

دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده علوم زمین  
پایان نامه کارشناسی ارشد  
گرایش زیست محیطی

# ارزیابی آسیب پذیری سفره آب زیرزمینی نسبت به آلودگی در گرمابدشت گرگان

نگارش:

سحر آرمان پور

استاد راهنما:

دکتر غلامحسین کرمی

استاد مشاور:

دکتر ابراهیم یخکشی

بهار ۱۳۸۶

## فهرست مطالب

فهرست اشکال	یک
فهرست جداول	سه
<b>فصل اول: مقدمه</b>	۱
۱-۱- بیان مسأله	۱
۲-۱- اهداف تحقیق	۲
۳-۱- موقعیت جغرافیایی	۲
۴-۱- آب و هوا	۴
۵-۱- زمین شناسی عمومی منطقه	۵
۱-۵-۱- ارتفاعات	۵
۲-۵-۱- دشت	۸
۶-۱- زمین شناسی ساختمانی و تکتونیک	۱۰
<b>فصل دوم: مروری بر تحقیقات انجام شده در خصوص عوامل تأثیر گذار بر کیفیت آب زیرزمینی</b>	۱۱
۱-۲- تأثیر فعالیتهای کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی	۱۲
۱-۱-۲- تأثیر کود شیمیایی	۱۸
۲-۱-۲- تأثیر آفت کشها	۲۱
۲-۲- تأثیر واحدهای دامی و کودهای آلی	۲۶
۳-۲- تأثیر فاضلابهای خانگی	۳۶
<b>فصل سوم: روش انجام تحقیق و مطالعات</b>	۴۲
۱-۳- جمع آوری آمار و اطلاعات و تهیه نقشه منطقه مورد مطالعه	۴۲
۲-۳- اندازه گیری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آبهای سطحی و زیرزمینی	۴۳
۱-۲-۳- اندازه گیری های انجام شده در محل نمونه برداری	۴۴
۱-۱-۲-۳- قابلیت هدایت الکتریکی	۴۴
۲-۱-۲-۳- اسیدیته	۴۴

- ۴۴ ..... ۳-۱-۲-۳ - درجه حرارت آب
- ۴۴ ..... ۲-۲-۳ - اندازه گیری های انجام شده در آزمایشگاه
- ۴۵ ..... ۱-۲-۲-۳ - سختی
- ۴۵ ..... ۲-۲-۲-۳ - مواد معدنی
- ۴۶ ..... ۳-۳ - اندازه گیری خصوصیات بیولوژیکی آب های سطحی و زیرزمینی
- ۴۶ ..... ۱-۳-۳ - نحوه نمونه گیری آب های سطحی برای آنالیز بیولوژیکی
- ۴۷ ..... ۲-۳-۳ - نحوه نمونه گیری آب های زیرزمینی برای آنالیز بیولوژیکی
- ۴۸ ..... ۲-۳-۳ - اندازه گیری خصوصیات بیولوژیکی آب در آزمایشگاه
- ۴۹ ..... ۱-۳-۳-۳ - روش تهیه محیط کشت لاکتوز براث
- ۴۹ ..... ۲-۳-۳-۳ - روش تهیه محیط کشت بریلیانت گرین
- ۴۹ ..... ۳-۳-۳-۳ - روش انجام آزمایش
- ۵۱ ..... ۴-۳ - اندازه گیری عناصر فلزی و کمیاب آب های زیرزمینی با استفاده از روش ICP
- فصل چهارم: ارزیابی آسیب پذیری سفره آب زیرزمینی نسبت به آلودگی در حوضه گرمادشت ..... ۵۲**
- ۵۲ ..... ۱-۴ - اندازه گیری های انجام شده در محل نمونه برداری
- ۵۴ ..... ۱-۱-۴ - بررسی قابلیت هدایت الکتریکی
- ۵۶ ..... ۲-۱-۴ - بررسی اسیدیته
- ۵۶ ..... ۲-۴ - اندازه گیری کاتیون ها و آنیون های اصلی در منابع آب
- ۵۹ ..... ۱-۲-۴ - تیپ آب های زیرزمینی در منطقه
- ۶۴ ..... ۲-۲-۴ - سختی آب
- ۶۵ ..... ۳-۲-۴ - نسبت جذب سدیم
- ۶۶ ..... ۴-۲-۴ - درصد سدیم
- ۶۶ ..... ۵-۲-۴ - نسبت کلسیم به منیزیم
- ۶۸ ..... ۶-۲-۴ - بررسی غلظت کاتیونها و آنیونها در آب های زیرزمینی منطقه
- ۷۵ ..... ۳-۴ - ارزیابی خصوصیات بیولوژیکی منابع آب منطقه مورد مطالعه
- ۸۱ ..... ۱-۳-۴ - آنالیز بیولوژیکی آب های سطحی
- ۸۱ ..... ۲-۳-۴ - آنالیز بیولوژیکی آب های زیرزمینی
- ۸۳ ..... ۳-۳-۴ - مقایسه آلودگی آب های سطحی و زیرزمینی

- ۴-۴-۴- ارزیابی عناصر سنگین و فرعی در آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه..... ۸۴
- ۴-۴-۱- روابط متقابل عناصر سنگین و اصلی در آب‌های زیرزمینی منطقه..... ۸۵
- ۴-۴-۲- بررسی و مقایسه غلظت عناصر سنگین و فرعی با استاندارد WHO..... ۸۷
- ۴-۴-۳- بررسی کیفی میزان آلودگی به عناصر سنگین در منابع آب زیرزمینی..... ۹۴
- ۴-۴-۴- بررسی منشأ عناصر سنگین در آب‌های زیرزمینی منطقه..... ۹۶
- فصل پنجم: نتیجه گیری ..... ۹۸
- ۵-۱-۱- ارزیابی برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی منابع آب منطقه ..... ۹۸
- ۵-۱-۱-۱- بررسی پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل نمونه‌برداری ..... ۹۸
- ۵-۱-۲- بررسی غلظت یونهای اصلی، نیترات و فسفات در آب‌های زیرزمینی منطقه ..... ۹۸
- ۵-۱-۳- بررسی تیپ، سختی، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم و نسبت کلسیم به منیزیم در آب‌های زیرزمینی ..... ۹۹
- ۵-۲-۱- ارزیابی خصوصیات بیولوژیکی منابع آب منطقه ..... ۹۹
- ۵-۲-۱-۱- آنالیز بیولوژیکی آب‌های سطحی ..... ۹۹
- ۵-۲-۲- آنالیز بیولوژیکی آب‌های زیرزمینی ..... ۱۰۰
- ۵-۲-۳- مقایسه آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی ..... ۱۰۰
- ۵-۳-۱- بررسی غلظت عناصر سنگین و فرعی در آب‌های زیرزمینی منطقه ..... ۱۰۱
- ۵-۳-۱-۱- مقایسه غلظت عناصر سنگین و فرعی با استاندارد WHO ..... ۱۰۱
- ۵-۳-۲- ارزیابی میزان آلودگی آب زیرزمینی به عناصر سنگین ..... ۱۰۱
- ۵-۳-۳- مقایسه نقاط مختلف دشت از نظر عناصر سنگین و فرعی ..... ۱۰۱
- منابع ..... ۱۰۳

## فهرست اشکال

- شکل ۱-۱- موقعیت جغرافیایی و راههای دسترسی به منطقه مورد مطالعه ..... ۳
- شکل ۱-۲- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه ..... ۹
- شکل ۱-۲-۱- بکارگیری Water gaps برای کاهش آلودگی آب رودخانه ..... ۲۹
- شکل ۲-۲- بکارگیری مخزن آب برای کاهش آلودگی آب رودخانه ..... ۳۰
- شکل ۲-۳- بکارگیری پوشش گیاهی فیلترکننده برای کاهش آلودگی آب رودخانه ..... ۳۱
- شکل ۲-۴- بکارگیری لاگون برای کاهش آلودگی آب رودخانه ..... ۳۲
- شکل ۲-۵- مدیریت صحیح فضولات دامی ..... ۳۴
- شکل ۲-۶- میزان غلظت آمونیوم ونیترات در ایستگاههای مختلف ..... ۳۵
- شکل ۲-۷- اثر رقیق شدگی آب باران روی کیفیت آب زیرزمینی کم عمق در ایستگاههای مختلف ..... ۳۶
- شکل ۳-۱- نحوه نمونه گیری از آب رودخانه گرمادشت جهت آنالیز بیولوژیکی ..... ۴۷
- شکل ۳-۲- نحوه نمونه گیری از آب چاه (مرحله ضد عفونی کردن) ..... ۴۸
- شکل ۴-۱- مکانهای نمونه برداری جهت اندازه گیری یونهای اصلی در فصل تر ..... ۵۳
- شکل ۴-۲- نمودار شولر مقادیر هدایت الکتریکی ..... ۵۵
- شکل ۴-۳- نمودار پایپر (Piper) برای نمونه آبهای زیرزمینی منطقه در فصل خشک ..... ۶۰
- شکل ۴-۴- نمودار استیف برای نمونه آبهای زیرزمینی منطقه در فصل خشک ..... ۶۱
- شکل ۴-۵- نمودار پایپر (Piper) برای نمونه آبهای زیرزمینی منطقه در فصل تر ..... ۶۲
- شکل ۴-۶- نمودار استیف برای نمونه آبهای زیرزمینی منطقه در فصل تر ..... ۶۳
- شکل ۴-۷- مقایسه غلظت های یون نیترات و حداکثر مقدار مجاز در استاندارد اتحادیه اروپا در فصل تر ..... ۷۰
- شکل ۴-۸- مقایسه غلظت های یون فسفات و حداکثر مقدار مجاز در استاندارد اتحادیه اروپا در فصل تر ..... ۷۱
- شکل ۴-۹- محلهای نمونه برداری جهت آنالیز بیولوژیکی بر روی نقشه منطقه ..... ۷۶
- شکل ۴-۱۰- دیاگرام مراحل انجام آزمایش ..... ۷۸
- شکل ۴-۱۱- مکان های نمونه برداری برای آنالیز ICP در منطقه گرمادشت ..... ۸۶
- شکل ۴-۱۲- نمودار شولر مربوط به غلظت کروم در نمونه های آب زیرزمینی منطقه ..... ۸۸
- شکل ۴-۱۳- نمودار شولر مربوط به غلظت نیکل در نمونه های آب زیرزمینی منطقه ..... ۸۸
- شکل ۴-۱۴- نمودار شولر مربوط به غلظت آهن در نمونه های آب زیرزمینی منطقه ..... ۸۹
- شکل ۴-۱۵- نمودار شولر مربوط به غلظت منگنز در نمونه های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۰

- شکل ۴-۱۶- نمودار شولر مربوط به غلظت آلومینیوم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۰
- شکل ۴-۱۷- نمودار شولر مربوط به غلظت باریم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۱
- شکل ۴-۱۸- نمودار شولر مربوط به غلظت جیوه در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۲
- شکل ۴-۱۹- نمودار شولر مربوط به غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۲
- شکل ۴-۲۰- نمودار شولر مربوط به غلظت سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۳
- شکل ۴-۲۱- نمودار شولر مربوط به غلظت بور در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه ..... ۹۴

## فهرست جداول

- جدول ۱-۱- آمار بارندگی و درجه حرارت از سال ۱۳۴۵ تا سال ۱۳۸۰ ..... ۴
- جدول ۱-۴- مقادیر اندازه‌گیری شده در محل نمونه برداری برای نمونه‌های آب چاه در فصل تر و خشک ..... ۵۴
- جدول ۲-۴- غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی گرم برلیتر) در آبهای منطقه مورد مطالعه (فصل خشک) ..... ۵۷
- جدول ۳-۴- غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی اکسی والان برلیتر) در آبهای منطقه مورد مطالعه (فصل خشک) ..... ۵۷
- جدول ۴-۴- غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی گرم برلیتر) در آبهای منطقه مورد مطالعه (فصل تر) ..... ۵۸
- جدول ۵-۴- غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی اکسی والان برلیتر) در آبهای منطقه مورد مطالعه (فصل تر) ..... ۵۹
- جدول ۶-۴- مقادیر پارامترهای محاسبه شده برای چاههای منطقه مورد مطالعه در فصل خشک ..... ۶۷
- جدول ۷-۴- مقادیر پارامترهای محاسبه شده برای چاههای منطقه مورد مطالعه در فصل تر ..... ۶۸
- جدول ۸-۴- جدول MPN پنج لوله‌ای ..... ۷۸
- جدول ۹-۴- جدول MPN نه لوله‌ای ..... ۷۹
- جدول ۱۰-۴- نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه‌های آب رودخانه گرمابدشت (روش ۹ لوله‌ای) ..... ۸۱
- جدول ۱۱-۴- نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه آب چاه‌ها در فصل بهار (روش ۵ لوله‌ای) ..... ۸۲
- جدول ۱۲-۴- نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه آب چاه‌ها و رودخانه در فصل تابستان (روش ۵ لوله‌ای) ..... ۸۳
- جدول ۱۳-۴- غلظت عناصر سنگین و اصلی نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه ( بر حسب ppm ) ..... ۸۴
- جدول ۱۴-۴- ماتریس همبستگی عناصر سنگین و اصلی در آنالیز ICP-MS ..... ۸۵
- جدول ۱۵-۴- حد مجاز آلودگی عناصر سنگین در استاندارد WHO ..... ۸۷
- جدول ۱۶-۴- شاخص MI برای نمونه‌های آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه ..... ۹۵

شهرداری گرگان در مجاورت روستای جلین، کارخانه روغن‌کشی کشت و صنعت سویابین، کارخانه آسفالت ۱۲۰ تنی سنگ شکن شهرداری گرگان، کوره‌های آجرپزی و کارگاه‌های تولید شن و ماسه می‌شود. جهت بررسی کیفی منابع آب، تعدادی از چاه‌های منطقه و رودخانه گرمابدشت برای نمونه برداری انتخاب شدند.

### ۲-۱- اهداف تحقیق

همانطور که گفته شد فعالیت‌های زراعی، دامی، خانگی، صنعتی و غیره به عنوان منابع آلاینده منطقه گرمابدشت محسوب می‌شوند. از آنجایی که در منطقه گرمابدشت تاکنون هیچگونه مطالعه جامعی در خصوص ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی انجام نشده است، هدف از این تحقیق، بررسی تأثیر منابع آلاینده بر سفره آب زیرزمینی منطقه و ارزیابی آسیب پذیری آبخوان می‌باشد.

### ۳-۱- موقعیت جغرافیایی

مخروطه افکنه گرمابدشت حدود ۶ کیلومتری شرق گرگان واقع شده و راه دسترسی به آن از طریق جاده اصلی آسفالته گرگان - علی آباد است. شکل ۱-۱ موقعیت جغرافیایی و راههای دسترسی به منطقه مورد مطالعه را در مقیاس ۱:۱۰۰۰/۰۰۰ نشان می‌دهد (اطلس راههای ایران ۱۳۸۰). منطقه مورد مطالعه با مساحت ۲۸/۷۵ کیلومتر مربع، بین مختصات جغرافیایی  $54^{\circ}31'$  و  $54^{\circ}37'$  طول شرقی و  $36^{\circ}46'$  و  $36^{\circ}52'$  عرض شمالی و در بخش شرقی حوضه آبرگیر قره‌سو واقع شده است. حوضه قره‌سو در دشت گرگان، یکی از حوضه‌های آبرگیر اصلی در استان گلستان است که در جنوب شرقی دریای خزر قرار دارد. مخروطه افکنه گرمابدشت، مرتفعترین بخش در دشت حوضه قره‌سو است و متوسط ارتفاع آن حدود ۱۷۵ متر از سطح آزاد دریا می‌باشد. همچنین ضخامت آبرفت ۲۶۰ متر مشخص شده است. سنگ کف منطقه اغلب شیستی و آبرفت آن از رسوبات مخروطه افکنه‌ای تشکیل شده است. گسل خزر از بخش میانی مخروطه افکنه و از داخل رسوبات آبرفتی گذشته است (مهندسین مشاور آب فن، ۱۳۷۸).



#### ۱-۴- آب وهوا

جدول ۱-۱ آمار بارندگی و درجه حرارت منطقه مورد مطالعه را از سال ۱۳۴۵ تا سال ۱۳۸۰ نشان می‌دهد. ملاحظه می‌شود که حداقل و حداکثر بارندگی ماهانه در منطقه به ترتیب برابر با ۳۰/۳ و ۷۷/۳ میلی متر است. میانگین سالیانه بارندگی در منطقه ۶۹۹/۷ میلی متر است. همچنین ملاحظه می‌شود که درجه حرارت هوا در منطقه بین ۷ تا ۲۶ درجه سانتیگراد تغییر می‌کند و میانگین سالیانه آن ۱۶/۶ درجه سانتیگراد می‌باشد. متوسط تبخیر سالیانه در منطقه حدود ۱۱۴۸/۷ میلی متر است. با استفاده از این ارقام، اقلیم منطقه با روش دمارتن، اقلیم نیمه مرطوب برآورد شده است (مشاور موج آب طبرستان، ۱۳۷۹).

جدول ۱-۱- آمار میانگین بارندگی و درجه حرارت از سال ۱۳۴۵ تا سال ۱۳۸۰

ماه	بارندگی (mm)	درجه حرارت (°C)
فروردین	۷۰/۷	۱۴/۵
اردیبهشت	۶۹/۱	۱۸/۵
خرداد	۳۶	۲۳/۳
تیر	۳۰/۳	۲۶/۲
مرداد	۳۹/۶	۲۶/۱
شهریور	۴۲/۴	۲۳/۴
مهر	۶۷/۷	۱۹/۱
آبان	۶۵/۸	۱۳/۷
آذر	۷۷/۳	۹/۹
دی	۵۲/۹	۸/۳
بهمن	۷۱/۲	۷
اسفند	۷۶/۷	۸/۶
سالانه	۶۹۹/۷	۱۶/۶

## ۱-۵- زمین شناسی عمومی منطقه

بر مبنای نقشه واحدهای ساختمانی رسوبی ایران، منطقه مورد مطالعه در زون گرگان \_ رشت قرار دارد. این زون شامل مناطقی است که حاشیه دریای خزر را فرا گرفته و در شمال گسل بزرگ البرز قرار دارد. بخش اعظم آن توسط رسوبات عهد حاضر از نوع رودخانه‌ای، دلتایی و ساحلی پوشیده شده پیدایش این زون مربوط به پرکامبرین است. دو مشخصه مهم آن، نبود سنگهای ائوسن و الیگوسن و دگرشیبی لایه‌های میوسن بر روی سنگ‌های کرتاسه است (مشاور موج آب طبرستان، ۱۳۷۸). شکل ۱-۲ نقشه زمین شناسی منطقه را نشان می‌دهد. منطقه گرمابدشت از نظر هیدروژئولوژی تحت تأثیر سازندهای ارتفاعات جنوبی دشت می‌باشد، بنابراین زمین شناسی منطقه در دو بخش ارتفاعات و دشت مورد بررسی قرار می‌گیرد.

### ۱-۵-۱- ارتفاعات

در ارتفاعات محدوده مورد مطالعه سازندهای متنوعی از دورانه‌های مختلف زمین شناسی گسترش دارد. از آنجائیکه هدف از این تحقیق بررسی آلودگی زیست محیطی منطقه از دیدگاه کیفی منابع آب می‌باشد لذا توضیح مختصری از سازندهای منطقه به ترتیب قدمت به شرح ذیل ارائه می‌گردد:

#### - شیست‌های گرگان

شیست‌های گرگان با سن پرکامبرین، سنگ‌های دگرگونی است که در جنوب گرگان واقع شده‌اند. این شیست‌ها عمدتاً شامل فیلیت، سرسیت، کلریت شیست و کوارتزیت به همراه مرمر و دیاباز بوده که در بعضی نقاط توده‌های نفوذی مانند گابرو و گابرو دیوریت و سینیت نفوذ کرده‌اند که هاله دگرگونی ضعیفی دارند، مثلاً در دره رودخانه گرمابدشت، توده سینیتی با فاصله کم از هم قرار دارند. سن این توده‌ها کمتر از سن شیست‌ها می‌باشد و از نظر چینه‌شناسی، شیست‌های دگرگونی گرگان در زیر سری اینفراکامبرین واقع شده و به همین جهت سن آن را به پرکامبرین نسبت می‌دهند. این رسوبات در جنوب روستای توسکستان رخنمون دارند و از نظر مخازن آب‌های زیرزمینی بسیار ضعیف بوده و آبخوان قابل بهره‌برداری را تشکیل نمی‌دهند. حد این شیست‌ها در جنوب، گسل زیارت و در شمال

احتمالاً گسل خزر می‌باشد، ولی به دلیل پوشش ضخیم لس، حد آن به درستی مشخص نیست (مشاور موج آب طبرستان، ۱۳۷۸).

#### - سازند خوش بیلاق

این سازند با سن دونین زیرین تا بالای در بخش البرز مرکزی از ۶ واحد تشکیل شده که واحد ۶ شامل ۱۰ متر شیل‌های کربناته به رنگ خاکستری تیره همراه با لایه‌های ضخیم آهکی بایوکلاسیک و حاوی فسیل می‌باشد. در جنوب شرقی شهرستان گرگان، بیرون زدگی از آهک تیره ضخیم حاوی براکیوپود دیده می‌شود که احتمالاً هم ارز سازند خوش بیلاق است.

#### - سازند مبارک

این سازند در محدوده مورد مطالعه مجموعه‌ای از سنگ آهک‌های سیاه یا خاکستری رنگ، همراه با میان لایه‌هایی از مارن‌های سیاه رنگ در قسمت زیرین و دارای فسیل مرجان در بین لایه‌های پر فسیل بوده و سن کربونیفر زیرین را دارا می‌باشد.

#### - سازند دورود

این سازند با سن پرمین زیرین از ماسه سنگ، ماسه سنگ کوارتزیتی، کوارتزیت قرمز رنگ و آهک‌های ضخیم لایه آگ‌دار و فوزلین‌دار تشکیل یافته است. سازند دورود با ناپیوستگی همشیب روی سازند جیروود قرار دارد و خود با ناپیوستگی ناهمشیب به وسیله سازند شمشک پوشیده می‌شود (خسرو تهرانی ۱۳۷۷).

#### - سازند روته

مجموعه‌ای از سنگ آهک‌های خاکستری و آهک مارنی تیره رنگ با لایه بندی متوسط تا توده‌ای، حاوی فسیل‌های مرجان، براکیوپود و فوزولین به همراه دیاباز می‌باشد. این سازند در مقطع تیپ به طور همشیب روی سازند دورود و با ناپیوستگی همشیب زیر سازند الیکا قرار گرفته است. سن آن پرمین میانی تعیین شده است.

- سازند شمشک

این سازند از چهار بخش ماسه سنگ زیرین (تناوبی از ماسه سنگ و شیل)، بخش زغالدار زیرین (سیلتستون‌های زغال‌دار با آثار گیاهی)، ماسه سنگ بالایی (ماسه سنگ و شیل آمونیت و دوکفه‌ای دار) و بالاخره بخش زغالدار بالایی (شیل‌های رسی و سیلتستون زغالدار با آثار گیاهی) تشکیل شده است. لایه‌بندی آن منظم بوده و دارای سن ژوراسیک زیرین می‌باشد.

- سازند لار

این سازند از سنگ آهک و دولومیت، آهک دولومیتی بسیار متخلخل و شکافدار به رنگ زرد نخودی و از آهک‌های ضخیم لایه تا توده‌ای حاوی چرت یا نوارهای سیلیسی تشکیل یافته است و سن آن ژوراسیک بالایی می‌باشد (خسرو تهرانی ۱۳۷۷).

- رسوبات لسی

به رسوبات دانه ریز سیلتی و رسی که در آنها دانه‌های ماسه ریز حضور داشته و معمولاً به شدت کربناته هستند، لس گفته می‌شود. لس‌ها از نظر لیتولوژی دارای بافت یکنواخت و همگنی بوده و لایه بندی در آنها دیده نمی‌شود، عموماً نیمه نفوذپذیر هستند. شواهد متعددی نشان می‌دهد که بخش شرقی خزر موقعیت حاشیه یخچالی داشته که از آن جمله وجود رسوبات لس از منشأ یخچالها می‌باشد که در زمان پیشرفت یخچال توسط آن تولید و در زمانهای بین یخچالی توسط باد حمل و به وسیله عواملی در محیط حاشیه یخچالی رسوب نموده‌اند. کانی‌های آن شامل کوارتز، کلسیت، فلدسپات، دولومیت، میکا و رس بوده و فاقد کانی سنگین می‌باشد. همچنین بافت کلی رسوبات لسی به صورت ۹۰٪ سیلت، ۵٪ ماسه و ۲ تا ۱۰٪ رس بوده و بالا بودن درصد کربنات و پائین بودن درصد اکسیدها در رسوبات لسی شرق خزر نشان‌دهنده شرایط آب و هوایی سرد و خشک در گذشته می‌باشد. فسیل‌های گاستروپود در این رسوبات دیده شده است. رنگ این لس‌ها زرد تا کرم و حاوی افق‌های خاک‌های قرمز می‌باشد. اندازه ذرات تشکیل دهنده آنها تا ۹۰٪ سیلت و بقیه رس و ماسه است. فاقد ساختمانهای رسوبی و چینه بندی بوده و به صورت یکپارچه و توده‌ای هستند و حاوی گاستروپودهای آب شیرین نیز می‌باشد (مشاور موج آب طبرستان، ۱۳۷۸).

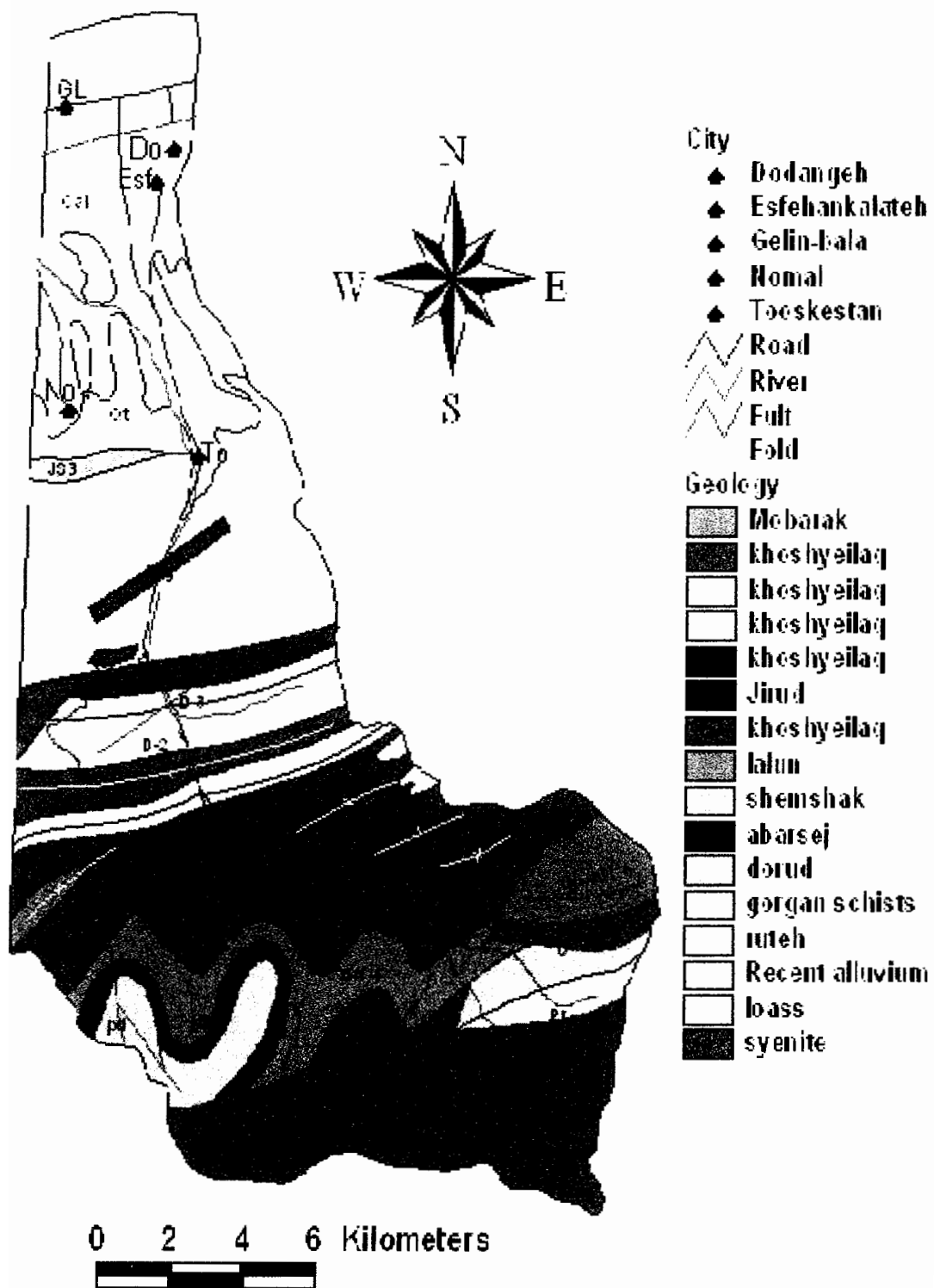
سطح دشت عمدتاً از رسوبات جوان کواترنری نظیر رسوبات دشت و مخروطه افکنه‌های جوان و آبرفت‌های رودخانه‌ای تشکیل یافته است.

- رسوبات دشت و مخروطه افکنه‌های جوان

این رسوبات عموماً ریز دانه بوده و در سطح دشت دیده می‌شوند. جنس آنها از ماسه نرم و ریز دانه، سیلت و رس بوده ولی در محدوده رودخانه‌ها و آبراهه‌های منتهی به دشت، رسوبات درشت دانه نیز وجود دارند که عمدتاً از آهک، ماسه سنگ و دولومیت می‌باشد. همچنین رسوبات مردابی و باتلاقی به رنگ تیره و غالباً به صورت لجن در زیر رسوبات آبرفتی و رسوبات لسی قرار داشته و عموماً حاوی آب شور و آب فسیل هستند. مخروطه افکنه آبرفتی روی تشکیلات مارنی و ماسه‌ای دریایی قرار گرفته و مواد تشکیل دهنده آنها عمدتاً از رسوبات دانه درشت نظیر قلوه‌سنگ، گراول، شن و ماسه بوده که همراه با لایه‌های رسی و سیلنتی به طور متداخل قرار دارند و به علت قابلیت نفوذ خوب لایه‌های تشکیل دهنده آنها محل اصلی بهره برداری و همچنین تغذیه آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شوند (مشاور موج آب طبرستان، ۱۳۷۸).

- رسوبات رودخانه‌ای

این رسوبات در حواشی رودخانه گرمابدشت قابل رویت هستند و جنس آنها عموماً آهکی است که با رسوباتی از جنس ماسه سنگ، دولومیت، کنگلومرا و سنگ‌های آذرین همراه می‌باشد. رسوبات رودخانه‌ای شامل رسوبات پرکننده کانال، رسوبات حواشی کانال و نواحی بین کانالی می‌باشد. از نظر شکل هندسی این رسوبات به فرم کشیده و باریک هستند و طبقه‌بندی مورب در این رسوبات فراوان است و غالباً از نظر جهت‌یابی به صورت یک جهتی می‌باشند (موسوی حرمی ۱۳۷۴). رسوبات پالئوزوئیک شامل آهک همراه با مارن و کنگلومرا و همچنین آهک‌های تریاس و ژوراسیک که در سرشاخه‌های رودخانه گرمابدشت رخنمون دارند از نظر آب‌های زیرزمینی حائز اهمیت بوده و می‌توانند نزولات جوی را در خود نفوذ دهند و دارای چشمه‌های متعددی می‌باشند که در تغذیه رودخانه نقش مهمی ایفا می‌کنند.



شکل ۱-۲- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

## ۱-۶- زمین‌شناسی ساختمانی و تکتونیک

منطقه گرمابدشت در زمین ساخت البرز واقع شده است، اشتوکلین (Ashtoklin 1974) کمربند البرز را به شش زون ساختمانی تقسیم نموده است. این زونها عبارتند از: الف- منطقه پیش آمدگی گرگان ب- منطقه نئوزن شمالی ج- منطقه شمال- مرکزی د- منطقه جنوب- مرکزی ه- منطقه جنوبی ترشیاری و- منطقه بالآمدگیهای پیشانی جنوبی. منطقه مورد مطالعه از نظر طبقه‌بندی ذکر شده در زون پیش آمدگی گرگان قرار گرفته است.

حد شمالی این زون مرز بین تپه ماهورها و دشت خزر است. ساختمان زیرزمینی دشت ساحلی خزر هنوز کاملاً مشخص نشده، ولی گفته می‌شود که یال شمالی از یک آنتی‌کلینال منفرد در منطقه با شیب آرام و ملایم در زیر دشت ساحلی ادامه یافته است. حد جنوبی این زون در یال جنوبی آنتی‌کلینال مذکور قرار دارد. در این زون بیش از ۴۵٪ از سنگهای دگرگونی و سنگهای پایه، سنگهای آذرین کمتر از ۵٪ و سنگهای رسوبی حدود ۵۰٪ را تشکیل می‌دهند. در این زون فعالیت‌های کوچک آذرین به صورت توده‌های نفوذی گرانیتی تا سینیتی سنگهای پایه را قطع نموده است. واحدهای چینه‌شناسی این زون از قدیم به جدید شامل سنگهای پایه است که سن آنها را قبل از دونین و احتمالاً پرکامبرین می‌دانند. سنگهای پایه اساساً از فیلیت می‌باشند که احياناً با بعضی از سنگهای آذرین بازیک دگرگون شده همراه هستند. ضخامت کل سنگهای پایه بیش از ۱۰۰۰ متر است. گسل خزر از جمله مهمترین گسلهای موجود در منطقه می‌باشد که با طول حدود ۶۰۰ کیلومتر، از نوع گسل فشاری و در راستای کلی شرقی- غربی حد بین کوه و دشت را از استان گیلان تا استان خراسان طی می‌کند. این گسل از سمت شرق پس از عبور از دشت گرگان و گنبد به گسل مراوه تپه و سپس به گسل کپه داغ وصل می‌گردد و از سمت غرب در کوههای طالش از روند شرقی- غربی به شمالی- جنوبی تغییر جهت داده و در خاک جمهوری آذربایجان به گسل قفقاز می‌پیوندد. گسل خزر، جدا کننده زون گرگان- رشت از بقیه البرز می‌باشد. فعالیت این گسل قدیمی‌تر از سیلورین است و میزان جابجایی دو طرف گسل مذکور حدود ۳ کیلومتر طی دو میلیون سال گذشته بوده است. گودال خزر در امتداد این گسل در حال فرونشینی است. در حال حاضر گسل خزر به شدت فعال است (مشاور موج آب طبرستان، ۱۳۷۸).

## فصل دوم : مروری بر تحقیقات انجام شده در خصوص

### عوامل تأثیر گذار بر کیفیت آب زیرزمینی

آکادمی بین المللی علوم در سال ۱۹۶۹ آلودگی را تغییر نامطلوب در خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی هوا، آب یا خاک که می تواند باعث به خطر افتادن سلامت بقاء و فعالیت های انسان و یا سایر موجودات شود تعریف نموده است. آلودگی های انسانی که به ویژه در نزدیکی شهرها، مناطق مسکونی، کشاورزی و صنعتی روی می دهد دارای تبعات زیست محیطی گسترده ای است. در تمامی کشورها، آب های زیرزمینی منابع مهمی برای آشامیدن هستند. مطالعات زیادی در خصوص کیفیت آب های زیرزمینی و همچنین آلودگی سفره های آب زیرزمینی و انواع مختلف آلودگی در نقاط مختلف جهان انجام شده است. در این مطالعات منابع آلاینده به دو گروه کلی گسترده و متمرکز تقسیم شده اند. آلاینده های ناشی از فعالیت های کشاورزی مانند رسوبات ، کودها، آفت کش ها و فضولات دامی از طریق رواناب سطحی و نفوذ گسترده، به آب های سطحی و زیرزمینی وارد میشوند. بدین جهت کانونهای آلاینده گسترده و نامتمرکز نامیده شده که تشخیص، اندازه گیری و مهار آنها در مقایسه با کانونهای آلاینده متمرکز (نقطه ای) تا حدودی دشوارتر می باشد. با این وجود، تقاضای فزاینده دنیا به منابع آب شیرین با کیفیت مناسب، ایجاب می کند که کشورها یک نگرش کلی نسبت به مدیریت منابع آب اتخاذ کنند.



## ۲-۱- تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی

گزارش سازمان بهداشت جهانی (WHO) مبنی بر این است که افزایش سطح نیتروژن در آب‌های زیرزمینی بسیاری از نقاط جهان، پیامد شدت گرفتن فعالیت‌های کشاورزی است. آلودگی نترات آب شرب موضوع تحقیقات گسترده‌ای است زیرا خطر بالقوه‌ای برای سلامت بشر محسوب می‌شود. خطرناک‌ترین شکل ترکیبی نیتروژن، نیتريت است که معمولاً به صورت یک ترکیب انتقالی و در مقادیر اندک یافت می‌شود. نیتريت در اثر اکسید شدن آمونیاک توسط باکتری‌هایی موسوم به نیتروزومونا (*Nitrosobacterium*) تشکیل شده و با اکسید شدن به نترات تبدیل می‌شود که باکتری‌هایی موسوم به نیتروباکترها (*Nitrobacteria*) این عمل را انجام می‌دهند. زه آب‌های کشاورزی همچنین حاوی فسفات به هر دو صورت آلی و معدنی می‌باشند. بیشترین غلظت فسفات موجود در زه آب‌های سطحی از نوع آلی است ولی در زه آب‌های زیرزمینی مقادیر اندکی از فسفات دیده می‌شود، زیرا این ماده قابلیت جذب بالایی بر روی خاک‌های مناطق خشک و مرطوب دارد (Mackenzie and Viets 1974).

غنی‌سازی غذایی (اوتروفیکاسیون) عبارتست از غنی شدن آب‌های سطحی توسط مواد مغذی گیاهان، هرچند غنی‌شدگی به صورت طبیعی صورت می‌گیرد اما مواد مغذی ناشی از منابع انسان ساخت سبب افزایش آن می‌گردد. غنی‌سازی غذایی، فرایند تغییر یک وضعیت غذایی به وضعیت بالاتر از طریق اضافه شدن مواد مغذی است. کشاورزی از عوامل مهم غنی‌سازی آب‌های سطحی است و نیتروژن و فسفر از عوامل مغذی شدن آب می‌باشند. فدریکو و همکاران (Federico *et al.* 1978) در مطالعات خود بر روی دریاچه اوکی چویی (Okeechobee) در جنوب فلوریدا دریافتند که وقوع فرایند غنی‌سازی (اوتروفیکاسیون) به علت ورود مواد غذایی به ویژه فسفر از مناطق کشاورزی در این دریاچه بسیار تشدید شده است. بخش اعظم این فسفر به صورت زهاب‌های خروجی از مزارع دامداری به دریاچه منتقل شده است. تخلیه بالای فسفر از مزارع یاد شده ناشی از ظرفیت جذب ضعیف فسفر در خاک این مزارع و بارندگی زیاد می‌باشد. مقدار فسفر تجمع یافته در آب‌های تخلیه شده به دریاچه به میزان یک میلی گرم در هر لیتر اندازه گیری شده است.

سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA) کشاورزی را عامل اصلی تخریب دریاچه‌ها و رودخانه‌های کشور دانسته و مواد مغذی را پس از رسوبات در جایگاه دوم به عنوان مهمترین آلاینده‌های رودخانه‌ها و دریاچه‌ها به شمار آورده است. در تحلیلی که ایلول و استوکینگ (Elwell and Stocking 1982) در مورد از دست رفتن

مواد مغذی ناشی از فرسایش در زیمباوه انجام دادند، با استفاده از نقشه کاربری خاک زیمباوه اتلاف ده میلیون تن نیتروژن و پنج میلیون تن فسفر را در اثر فرسایش به طور سالیانه محاسبه نمودند.

تحقیقی که توسط لارنس و کامپنراچی (Lawrence and Kumppnarachi 1986) در سری لانکا انجام شد نشان داد که غلظت نیترات در چاه‌های آبیاری نزدیک شالیزارهایی که در آنها کشت آبی فشرده انجام می‌گیرد به ۴۰ تا ۵۰ میلی گرم در لیتر رسیده است. اوج غلظت نیترات در فصل زراعی مرطوب است که بیشترین تراکم کشت محصول برنج در واحد سطح، در سری لانکا وجود دارد. جلوگیری از آلودگی منابع آب زیرزمینی و سطحی توسط نیتروژن بستگی بسیار زیادی به قابلیت کنترل مقدار نیترات در حدی که به طور کامل جذب گیاهان شود و به کاهش میزان نیترات مانده در خاک پس از برداشت محصول دارد.

ریف (Reiff 1987) در مورد کشاورزی آبی، آلودگی آب را هم یک پیامد و هم یک اثر بر ارتباط بین سلامت انسان و کشاورزی معرفی می‌کند. او اثرات مختلف را مخصوصاً برای کشورهای در حال توسعه به صورت زیر بیان کرده است:

۱- منابع آب عمدتاً توسط آفت کش‌ها و کودها آلوده می‌گردند. میزان بالاتر از حد مجاز اکثر آفت کش‌ها در منابع آب بعنوان یک عامل مؤثر بر سلامتی شناخته شده است.

۲- آلودگی میکروبی محصولات غذایی که از مصرف آب آلوده به مدفوع انسان و پساب چراگاه‌ها و دامداری‌ها منشاء می‌گیرد.

۳- آلودگی محصولات غذایی توسط مواد شیمیایی سمی

۴- عوامل متفرقه تأثیرگذار بر سلامتی، مانند عمل آوری بذر با ترکیبات آلی جیوه، کدورت آب (که باعث از بین رفتن تأثیر ضد عفونی کننده‌های آب آشامیدنی می‌گردند).

شایع ترین بیماری‌های وابسته به آب‌های کشاورزی آلوده شامل وبا (*Vibrio Cholerae*)، حصبه یا تب روده ای (*Salmonella*)، اسهال خونی (*Shigella*)، کرم آسکاریس، آمئوبیازیس (نوعی بیماری با مولد آمیبی) جیاردیازیس و بیماری‌های گوارشی ناشی از اشرشیاکلی (*Escherichia Coli*) است. محصولاتی که بیشترین خطر ابتلای بیماری‌های فوق را ایجاد می‌کند، سبزیجات زمینی از قبیل کلم، کاهو، توت فرنگی هستند که به صورت خام خورده می‌شوند (Reiff 1987).

تانجی و والویی (Tanji and Valoppi 1989) بر اساس تحقیقات خود منشأ عناصر شیمیایی کمیاب آلوده کننده را به دو دسته تقسیم نموده‌اند: منشأ طبیعی و منشأ کشاورزی. منشأ طبیعی شامل مواد زمین شناسی موجود در اراضی تحت آبیاری بوده و منشأ کشاورزی شامل کودها، آب آبیاری، مواد اضافه شده به خاک و آب جهت اصلاح آنها، پساب و نشت فاضلابها و سموم دفع آفات نباتی می‌باشد. تفاوت عناصر کمیاب معدنی با ترکیبات مصنوعی آلی (آفت کشها) در این است که عناصر کمیاب معدنی در طبیعت به مقدار ناچیز وجود دارند و دیگر اینکه یک حد طبیعی برای تحمل این مواد وجود دارد. همچنین یک حد واسط بین حد تحمل طبیعی و آستانه سمیت وجود دارد.

مهمترین عناصر کمیاب آنهایی هستند که از سوی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) به عنوان آلاینده‌های اولویت‌دار مشخص گردیده‌اند. دورل و فوجی (Deverel and Fujii, 1990) آلاینده‌های اولویت‌دار را در چهار رده دسته بندی نموده و عوامل تأثیرگذار بر پیدایش و جابجایی آنها در خاک‌های آبیاری شده و آب زیرزمینی را بررسی نموده و چنین نتیجه گرفتند که در مناطق خشک آبیاری شده، غلظت‌های زیاد عناصر کمیاب و شوری زیاد در خاک و آب زیرزمینی، همراه با هم روی می‌دهند و فرایندهای مشابهی بر هر دو اثر می‌گذارند. غلظت‌های بالای عناصر کمیاب ممکن است به صورت مستقل از شوری در خاک مناطق مرطوب دیده شوند. بر اساس بررسی‌ها و کاوش‌های انجام شده توسط دورل و فوجی در سان ژواکین و ساکرامنتو و امپریال والی در کالیفرنیا مشخص شد که ساختار زمین شناسی منطقه تحت آبیاری، دخالت تنگاتنگی در پیدایش و افزایش غلظت عناصر کمیاب دارد. در دره سان ژواکین، اثرات تخلیه زه آب‌ها بر حیات آبی نمایان شده است. در این منطقه، شش عنصر بالقوه سمی شناسایی شده‌اند که غلظت آنها در حدی است که می‌تواند زیان‌هایی بر حیات آبی داشته باشند. این عناصر عبارتند از آرسنیک، بور، جیوه، مولیبدن، سلنیم، اورانیوم که می‌توانند آسیب‌هایی سخت به حیات آبیان وارد آورند. جیوه و سلنیم از حساسیت ویژه‌ای در رابطه با حیات آبی برخوردارند زیرا حتی در غلظت‌های بسیار پائین می‌توانند در بافت‌های زنده انباشته گردند. بور به عنوان یک ماده زیانبار برای محصولات کشاورزی شناخته شده است و اثرات مشابهی از آن بر روی گیاهان آبی انتظار می‌رود. آرسنیک به عنوان ماده‌ای سرطان‌زا برای انسان در غلظت‌های کم شناخته شده و می‌تواند اثرات مشابهی بر روی آبیان و حیات وحش محیط‌های آبی داشته باشد. اگر در خلال فعالیت‌های آبیاری و زهکشی، غلظت‌های زیادی از عناصر کمیاب غیر آلی در خاک یا آب‌های زیرزمینی جابجا شوند، می‌توانند به منزله تهدیدی علیه محیط زیست مطرح گردند. آنها می‌توانند در زه‌آب جمع شده و در غلظت‌های نسبتاً بالا در

محیط تخلیه شوند یا اینکه در غلظت‌های پائین وارد محیط گردیده و در بافت‌های موجودات زنده تجمع نمایند و وارد زنجیره غذایی شوند و بدین گونه به عنوان تهدیدی علیه کشاورزی، حیات وحش، آب آشامیدنی و تندرستی انسان وارد عمل گردند.

بر اساس تحقیقات پیچ و همکارانش (Page et al. 1990) گیاهان می‌توانند غلظت‌های زیادی از مولیبدن و سلنیم را تحمل نمایند، اما هر دو عنصر از جمله مواد ذخیره شده در محصولات علوفه‌ای به شمار می‌روند و می‌توانند زیان‌هایی برای دام‌ها و یا جانوران وحشی که این محصولات را مصرف می‌نمایند، داشته باشند. دیگر عناصر کمیاب مانند مس، آهن، منگنز و روی قابلیت انحلال اندکی در خاک‌های شور و قلیایی دارند و انتظار نمی‌رود که در چنین شرایطی اثر قابل توجهی به جا بگذارند.

کشاورزی منجر به مشکلات گسترده‌ای برای کیفیت آب شده، به گونه‌ای که رسوبات ایجاد شده در اثر فعالیت‌های کشاورزی از آلاینده‌های شیمیایی به شمار می‌روند. مکی و پترسون (Mackay and Paterson 1991) نقش رسوبات را در حمل و از بین رفتن مواد شیمیایی کشاورزی اعم از مواد مغذی، فلزات و آفت‌کش‌ها در طراحی مدل‌ها به منظور اتخاذ راهکارهای مدیریتی بهینه در زمینه آبیاری بسیار حائز اهمیت می‌دانند. بنابراین، مدل‌هایی که بر مبنای مفهوم ناپایداری هستند (تئوری استفاده از مشخصه‌های تجزیه پذیری مواد شیمیایی به عنوان مبنایی برای تعیین مکان زیست محیطی اعم از هوا، رسوبات، آب و موجودات زنده که در آن ماده شیمیایی بیشتر و اولی تر یافت می‌شود) در پیش بینی خط سیرهای زیست محیطی و از بین رفتن آلاینده‌ها بسیار مهم به نظر می‌رسند. مواد شیمیایی آلی موجود در رسوبات به طرق مختلف وارد زنجیره غذایی می‌شوند. رسوبات مستقیماً توسط ماهیها بلعیده، در نهایت ترکیبات سمی در ماهیها و مصرف‌کننده‌های دیگر تجمع یافته و از این طریق آفت‌کش‌ها که از راه فرسایش و شستشو از روی اراضی به آب‌ها حمل شده‌اند در مصرف‌کننده‌های بالاتر چرخه حیات که انسان را نیز شامل می‌شود تجمع می‌یابند.

گفته می‌شود که عامل ۴۸ درصد از آلاینده‌های آب‌های سطحی در کشور چکسلواکی، کشاورزی است. نروژ و فنلاند نیز کشاورزی را مسئول اصلی غنی‌سازی آب‌های سطحی ذکر کرده‌اند. مصرف بیش از حد نیترات‌ها و فسفات‌ها به عنوان عامل اصلی رشد جلبک‌ها در حوضه آدریاتیک عنوان شده و مشاهدات مشابهی در سواحل دانمارک به ثبت رسیده است. همچنین آلودگی شدید سفره‌های آب زیرزمینی توسط نیترات‌ها در هلند نیز گزارش شده است (FAO 1991, ECE 1991).

براساس تحقیقات مؤسسه ملی حفاظت محیط زیست و سلامت عمومی کشور هلند (RIVM 1992)، نقش دقیق کشاورزی در غنی‌سازی غذایی (اوتروفیکاسیون) آب‌های سطحی و آلوده سازی آب‌های زیرزمینی، به راحتی قابل محاسبه نیست. در جاهائیکه ایمنی تضمین شود می‌توان از ایزوتوپ‌های زیست محیطی برای ردیابی مسیر ورود آلاینده‌ها به آب‌های زیرزمینی استفاده کرد. همچنین کشاورزی اروپا مسئول ۶۰ درصد از نیتروژن و ۲۵ درصد از فسفر وارد شده به دریای شمال است (RIVM 1992).

واتزل و برتلف (Watzel and Bertleff 1992) با استفاده از ایزوتوپ‌های تریتیوم و اکسیژن ۱۸، زمان انتقال آب از سطح زمین به آبخوان را محاسبه نموده و با مطالعات هیدروشیمیایی و هیدرولوژیکی، منشأ نترات وارد شده به آبخوان چند لایه‌ای را زه‌آب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی شناسایی کردند. تغییر غلظت نترات در آبخوان عمیق این منطقه ناچیز بود ولی افزایش غلظت برای آبخوان سطحی کاملاً مشخص بود. همچنین در بخشی از منطقه مورد مطالعه که آبخوان به صورت تک لایه‌ای بود، در نمونه‌های کم عمق و عمیق، افزایش غلظت نترات تقریباً مشابه بود. این مسأله تأیید کننده منشأ سطحی نترات ورودی به آبخوان در این منطقه می‌باشد. هدف آنها از این تحقیق، تعیین مناطق آسیب پذیر آبخوان بود که به حفاظت نیاز داشت.

کیورس (Quiros 1993) در مطالعه‌ای که بر روی حوضه آبخیز لاپلاتا (la Plata) در آرژانتین در آمریکای جنوبی انجام داد، تأثیرات کانونهای نامتمرکز آلاینده مانند کشاورزی را در مقابل کانونهای متمرکز آلاینده همچون صنعت مورد ارزیابی قرار داد. مشاهدات کیورس نشانگر آن است که جداسازی تأثیرات کشاورزی از دیگر منابع آلاینده بسیار مشکل است. در کشورهای در حال توسعه مهار کانونهای متمرکز آلودگی در الویت و مورد توجه بیشتری می‌باشد، در حالیکه کشورهای توسعه یافته به تجربه دریافته‌اند که مهار کانونهای متمرکز به تنهایی فواید زیست محیطی مطلوبی نداشته، حال آنکه ابزارهای مهار و کنترل آلودگی و نظارت در بخش کشاورزی با تأکید توصیه شده‌اند.

ایگنازی (Ignazi 1993) ازدیاد نیتروژن، فسفات و ترکیبات آفت کش در آب‌های سطحی و زیرزمینی از دهه ۱۹۷۰ را از علل نگرانی فزاینده در اروپا معرفی می‌کند. کشت انبوه و دامداری‌های ماشینی به این نتیجه انجامیده که کشاورزی مهمترین منبع نامتمرکز آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی است.

طبق گزارش رادس (Rhoades 1993) در مناطق آبیاری شده، معضل افت کیفیت آب در نواحی پائین دست ناشی از تأثیر شیرابه‌های سمی و مواد شیمیایی کشاورزی از جمله مشکلات جدی زیست محیطی به شمار می‌رود. شورش‌دگی منابع آب پدیده گسترده و مهمی است که به تازگی مورد توجه قرار گرفته است. در چند

سال اخیر مشخص گردیده که اجزاء سمی و کمیابی مانند آرسنیک، سلنیم و مولیبدن در زه‌آب‌های کشاورزی از طریق آلودگی که ایجاد می‌کنند، تهدیدی بسیار جدی برای منابع آب زیرزمینی به شمار می‌روند.

بر اساس اعلان سازمان بهداشت جهانی (WHO) در سال ۱۹۹۳ سالانه چهار میلیون کودک بر اثر اسهال ناشی از عفونت ناشی از آب آلوده می‌میرند. اکثر باکتری‌های موجود در آبهای آلوده، کلیفرم‌هایی هستند که از طریق مدفوع انسان خارج می‌شوند. سرویس‌های بهداشتی روستایی که معمولاً طراحی درستی ندارند، باعث آلودگی آبهای زیرزمینی می‌شوند. غالب عوامل بیماری‌زا که موجب آلودگی آب و مواد غذایی می‌گردند بیولوژیکی بوده و از طریق مدفوع انسان و حیوان دفع می‌گردد و به دلیل عدم اجرای فعالیت‌های بهسازی به آب راه پیدا میکنند و از این طریق قادرند عده کثیری از مردم را آلوده سازند. بیماری‌های منتقله توسط آب به تنهایی اولین و بالاترین موارد مرگ و میر بیماری‌های واگیر در کودکان می‌باشد.

در برخی از کشورها بیش از ده درصد مردم در معرض غلظت‌های بیش از حد مجاز نیترات در آب آشامیدنی (۱۰ میلی گرم در لیتر) قرار دارند. هرچند سازمان بهداشت جهانی (WHO) در سال ۱۹۹۳ ارتباط مشخصی بین نیترات‌ها و نیتريت‌ها و سرطان نیافته است، اما راهنمای آب آشامیدنی سالم را پایه گذاری نمود تا از بروز بیماری مت هموگلوبینمیا (Met hemoglobinemia) که نوزادان نسبت به آن آسیب پذیر هستند جلوگیری کند. مت هموگلوبین ماده‌ای است که به وسیله پایش در ادرار بیماران مبتلا به مت هموگلوبینمیا تشخیص داده می‌شود. این ماده از طریق اکسیداسیون آهن دو ظرفیتی هموگلوبین و تبدیل آن به آهن سه ظرفیتی به وجود می‌آید. در نتیجه این عمل اکسیژن نمی‌تواند به هموگلوبین متصل شود و بیمار مشکل کمبود اکسیژن پیدا می‌کند.

کمرین (Kamrin 1995) قابلیت گسستگی هورمونی (اختلال غدد درون ریز) برای ماهیها، حیوانات و انسانها را نیز از دیگر اثرات آلودگی آب می‌داند. از آنجائیکه تولید هورمونها توسط دستگاه‌های غدد درون بدن و نقش آنها در شکل گیری اولیه اعضاء بدن بسیار مهم است، عمدتاً اثرات سمی بر روی غدد درون ریز منجر به اختلال در کار سیستم تولید مثل می‌شود.

گروه محیط زیست سازمان ملل متحد (UNEP 1996) در مطالعه‌ای که بر روی آلاینده‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی در حوضه‌های مدیترانه انجام داد، با مقایسه این منابع آلاینده نتیجه گرفت که کشاورزی منبع اصلی رسوبات و ترکیبات فسفر است. جامعه اروپا توسط بخشنامه‌ای (91/676/EEC) در مورد حفاظت از آب، در مقابل آلودگی با نیترات‌های حاصل از فعالیت‌های کشاورزی، سیاست‌های خاصی را برای کنترل کانون‌های

آلاینده اتخاذ نمود. این وضعیت در فرانسه منجر به تشکیل یک کمیته مشاوره‌ای به منظور کاهش آلودگی حاصل از ترکیبات نیترات و فسفات ناشی از کشاورزی گردید.

## ۲-۱-۱- تأثیر کود شیمیایی

تحقیقی که توسط رایدینگ (Ryding 1986) در سوئد انجام شد نشان داد که چگونه وضعیت مواد مغذی در دریاچه‌هایی که بی‌تأثیر از عوامل آلاینده صنعتی و شهری بودند، تحت تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی در حوضه آبخیز در بلند مدت دگرگون شد. از سال ۱۹۷۳ تا سال ۱۹۸۱ وضعیت مواد مغذی دریاچه آرن (Oren) از ۷۸۰ به ۱۰۰۰ میلی گرم در مترمکعب برای نیترات و از ۱۰ به ۴۵ میلی گرم در مترمکعب برای فسفر رسید. قابلیت نفوذ نور در آب دریاچه از ۶/۲ متر به ۲/۶ متر رسید و سبب رشد زیاد جلبکها به طور فصلی گشت.

جولانکای (Jolankai 1986) در مطالعه‌ای که بر روی ۱۷ زیرحوضه کشاورزی در منطقه دریاچه بالتون (Balaton) در کشور مجارستان انجام داده است، فرسایش و آبشویی نیتروژن و فسفات از طریق کاربری کشاورزی اراضی را مورد ارزیابی و مدل سازی قرار داد. بنا به محاسبات جولانکای استفاده از یک مجموعه عوامل کنترل (به ویژه مهار فرسایش) ائتلاف فسفر را تا ۵۲/۸ درصد کاهش می‌دهد که روش‌های احیای اراضی جهت جبران این مقدار با هزینه‌ای معادل ۲۵۰۰ دلار در هکتار انجام می‌شوند. محصولاتی همچون ذرت که به کود فراوان نیاز دارند در مقایسه با چراگاه‌ها که نیاز کمتری به کود دارند تلفات مواد مغذی بیشتری را نشان می‌دهند. کاربری‌های کشاورزی همراه با مدیریت ضعیف اراضی علاوه بر آنکه موجب فرسایش می‌گردند، تلفات مواد غذایی زیادی را سبب می‌گردند. بنابراین مصرف کودها اعم از شیمیایی یا آلی تنها عامل آلاینده کیفیت آبهای پائین دست نیست. عامل مهمتر عملیات مدیریتی اراضی است که در تولید محصول اعمال می‌گردد.

نیترات یکی از ترکیبات نیتروژن است که به طور طبیعی در غلظت‌های متوسط در بسیاری از محیط‌های زیست یافت می‌شود. غلظت‌های طبیعی نیترات در سفره‌های آب زیرزمینی زیر علفزارها و مراتع در مناطق معتدل کمتر از ۲ میلی گرم بر لیتر می‌باشد (Foster et al. 1988).

پایونکی و همکاران (Pionke et al. 1990) تأثیر باغ‌های آبیاری شده را بر آب‌های زیرزمینی لاساکا (Lusaka) و مین وایل (Meanwhile) مورد مطالعه قرار دادند. در لاساکا، پایتخت زامبیا، ۶۰ درصد درآمد مردم از باغهای

کشت میوه و سبزیجات است و ۱۶ درصد منطقه مین وایل در هارار (Harare) واقع در کشور زیمبابوه به کشاورزی اختصاص دارد. این محققان دریافتند که غلظت‌های بالای نیتروژن در زه‌آب زیر منطقه ریشه (بین ۷۱ تا ۲۰۹ میلی گرم بر لیتر) و در آب زیرزمینی کم عمق (بین ۹ تا ۸۰ میلی گرم بر لیتر) ناشی از کودهای مصرفی می باشد. میزان نیتروژن حاصل از باغ‌های سبزیجات خانگی در سراسر دنیا، بسیار متغیر بوده و به روشهای مدیریت و منطقه مورد استفاده برای این فعالیت بستگی دارد.

آبشویی نیترات از کود به کار رفته برای حاصلخیزی زمینها عمدتاً به بافت خاک، زمان و روش آبیاری، میزان بارش و مقدار کود مصرفی بستگی دارد. البته فروشست و زهکشی نیترات از زمینها می‌تواند با روشهای مدیریتی خوب کاهش یابد (Petrovic 1990).

بنابر گزارش جولی (Joly 1993) طرحهای جهانی در مورد کاربرد کودها نشانگر رشد بسیار سریع مصرف کود برای حفظ حاصلخیزی خاک در مقایسه با انواع اتلافها مثل فرسایش و افت کیفیت خاک می‌باشد. در ۴۰ سال گذشته روند استفاده از کودها در کل جهان در حال افزایش بوده و این بدین معنی است که بدون ایجاد تغییرات عمده در کاربری اراضی برای مهار آبشویی مواد مغذی و کودها، می‌توان انتظار داشت که کشاورزی مسئول اصلی آلودگی فزاینده آب‌های سطحی باشد. کمیون اقتصادی سازمان ملل در اروپا (ECE)، غنی سازی غذایی آبهای سطحی را از مشکلات ناشی از مصرف بی رویه کودها برشمرده که منجر به رشد انفجاری جلبکها و تغییرات مخرب در موازنه های بیولوژیکی می‌گردد.

به دلیل انحلال پذیری زیاد نیترات، قابل استفاده ترین شکل نیتروژن برای گیاهان است. آبشویی نیترات از کودهای مصرف شده در باغها برای کشت سبزیجات، یکی از منابع مهم نیتروژن در آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شود. مصرف کودها در باغات و مزارع یکی از منابع نیترات در آبخوان‌های حومه شهرها شناخته شده است (Sharma et al. 1996).

با افزایش روزافزون جمعیت و نیاز به تولیدات غذایی، زمین‌های حومه بسیاری از شهرها جهت باغ‌های سبزیجات مورد استفاده قرار می‌گیرد. برای مثال نیویورک بیشتر از ۱۰۰۰ و برلین تقریباً ۸۰۰۰۰ باغ در حومه خود دارند. کاشت سبزیجات در حومه شهرها، فعالیتی بسیار رایج و متداول در بسیاری از کشورهای در حال توسعه می‌باشد (Anonymous 1996).

جیومرا (Guimera 1998) نیز مدیریت ضعیف آبیاری و فعالیت‌های کودپاشی، همراه با شرایط نامطلوب هیدرودینامیک را از عوامل مهم آلودگی آب زیرزمینی می‌داند.



کلیش و همکاران (Kliebsch *et al.* 1998) در مطالعه‌ای که در یک جامعه روستایی در حومه یکی از شهرهای آلمان انجام دادند، دریافتند که باغات خانگی با پوشش فقط ۳/۵ درصد از کل منطقه مورد مطالعه، مسئول ۲۷ درصد از مقدار کل آبشویی نیتروژن بودند.

در سالهای اخیر، آلودگی نیترات آبهای زیرزمینی برای مردم مناطق روستایی دشت شمالی چین یک نگرانی رو به افزایش است، زیرا آب زیرزمینی در این مناطق به عنوان آب شرب مورد استفاده قرار می‌گیرد. کلین هو و همکاران (Kelin Hu *et al.* 2005) در مطالعه‌ای که در هانتوانگ (Henantuang) در حومه شهر کوزهوکانتی (Quzhou County) واقع در دشت شمالی چین انجام داده‌اند نتیجه گرفتند که یکی از دلایل ایجاد هدایت الکتریکی بزرگتر از ۳۰۰۰ میکروموس بر سانتیمتر و آلودگی نیترات آب زیرزمینی (نیترات بیشتر از ۲۰ میلی گرم در لیتر) این منطقه، استفاده بی رویه از کود شیمیایی در زمینهای کشاورزی است.

بررسی هیدروشیمیایی که در منطقه‌ای با شعاع ۲۰ کیلومتر در حوضه رودخانه‌های انواوری و اتامیری (Nwaorie and Otamiri) در شهر اوری (Owerri) ایالت آیمو (Imo) در کشور نیجریه توسط آیبی (Ibe 1992) انجام شد نشانگر غلظت نیترات بالاتر از ۵۰ میلی گرم در لیتر در آب زیرزمینی مناطق کشاورزی است که منشأ آن مواد زائد آلی حاصل از گیاهان و فضولات انسانی و حیوانی است که به توسعه شهری سریع، فعالیت‌های انسانی و کشاورزی و استفاده مفرط از کود شیمیایی نسبت داده می‌شود. اقلیم گرمسیری که تسریع کننده تجزیه بیولوژیکی مواد آلی است و نیز حجم کم آبخوان‌های کم عمق از دیگر فاکتورهای تأثیرگذار می‌باشد. نیترات در آب شرب می‌تواند سبب بروز بیماری مت هموگلوبینمیا به ویژه در نوزادان و نیتروسامین مولد سرطان باشد. تشکیل متاموگلوبین در سلولهای خونی قرمز نتیجه تبدیل نیترات به نیتريت توسط باکتریهای دستگاه گوارش است. هرچند از وقوع حالت‌های مت هموگلوبینمیا در شهر اوری (Owerri)، گزارشی یافت نشده یا بسیار کم است، که این مسأله به دلیل تغذیه نوزادان زیر سه ماه با شیر مادر است (سنی که نسبت به این بیماری بیشترین آسیب پذیری را دارند). اما در آینده با تغییر غذای کودکان مثلاً استفاده از شیر خشک، منابع آب شرب با غلظت بالای نیترات می‌تواند خطری جدی برای سلامتی محسوب شود.

همچنین در فعالیت‌های کشاورزی، گاهی از زباله‌های خانگی جهت تهیه کود آلی استفاده می‌شود. گزارشات معدودی مبنی بر سمیت کودهای ناشی از مواد زاید خانگی وجود دارد، البته مصرف مواد سمی و شیمیایی در مصارف خانگی (صابون، شوینده‌ها، مواد آرایشی، چرم و غیره) که حاوی مقادیر زیادی از فلزات سنگین شامل کروم، نیکل، کادمیوم، سرب، روی و مس می‌باشند و وجود موادی از قبیل شیشه، سنگ و پلاستیک، کیفیت

کود حاصله را کاهش می‌دهد. با توجه به اینکه زمینهای کشاورزی عمدتاً در مناطقی با سطح آب زیرزمینی بالا و خاک نفوذپذیر واقع هستند، آبیاری این زمینها می‌تواند این مواد را به سرعت به لایه‌های پائین‌تر انتقال داده و سبب آلودگی آب زیرزمینی شود (Torabian and Mahjouri 2003).

## ۲-۱-۲- تأثیر آفت کش‌ها

بر اساس گزارش گیلیوم (Gilliom 1984) شبکه پایش آفت کش‌ها در بخش مطالعات زمین شناسی ایالات متحده حد آشکار سازی ۰/۰۵ میکرو گرم در لیتر را برای د.د.ت ( آفت کش آلی کلردار ) تعیین نموده، در حالیکه معیار مجاز برای حیات آبزیان ۰/۰۰۱ میکرو گرم در لیتر و برای انسان ۰/۰۰۰۲ میکرو گرم در لیتر است که هر دو مورد بسیار پائین‌تر از حد تعیین شده است. عبارت ND (غیر قابل ردیابی) مدرک مناسبی برای انکار وجود مواد شیمیایی نیست و اغلب صدماتی را برای حیات آبزیان و انسان به همراه دارد. وجود مشکل اندازه گیری در ایالات متحده نشاندهنده جدی‌تر بودن مسئله جمع آوری اطلاعات در مورد کیفیت آب در کشورهای در حال توسعه است. همچنین محدودیت‌های ردیابی، فقط یکی از مشکلات تحلیل آلاینده‌های آلی برای شیمی دانان محیط زیست می‌باشد.

آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط آفت کش‌ها در طولانی مدت مسئله‌ای مهم‌تر است. کهن (Cohen 1986) با مطالعه بر روی حوضه‌های آبرفتی عمیق آب‌های زیرزمینی کالیفرنیا، دریافت که مدت زمان انتقال مواد شیمیایی از سطح زمین به سطح آب زیرزمینی طولانی بوده و ممکن است دهها سال طول بکشد. از اواسط دهه ۱۹۵۰ تا سال ۱۹۷۷ نماتدکش (DBCP(1,2-dibromo-3-chloropane) به طور گسترده‌ای در کالیفرنیا مورد استفاده قرار می‌گرفت، اما از سال ۱۹۷۷ استفاده از آن در منطقه ممنوع شد. با گذشت چندین دهه از متوقف شدن استفاده از این ماده شیمیایی، از حدود ۳۰۰۰ چاهی که در آنها بقایای آفت کش‌ها مشاهده گردیده، در ۸۵ درصد آنها نماتدکش DBCP یافت شده است. این ماده شیمیایی ترکیب پایدار بوده و دارای نیمه عمر طولانی می‌باشد و به آسانی جذب خاک‌های تحت الارضی نمی‌گردد. تا کنون تعداد ۴۴ حلقه از ۲۴۰ حلقه چاه آب شرب موجود در شهر فرزنو به دلیل داشتن DBCP بیشتر از مقدار مجاز (۰/۲ میکرو گرم بر لیتر) بسته شده‌اند. مشکل آلودگی آب‌های زیرزمینی در کالیفرنیا توسط این ماده رو به افزایش است. در سال ۱۹۸۰ مقدار DBCP موجود در آب حدود ۴۰۰ چاه، از میزان تأثیر گذار آن که معادل یک میکرو گرم بر لیتر (معادل یک ppb) است زیادتر بود. در سال ۱۹۸۱ تعداد این چاه‌ها به ۱۰۰۰ حلقه و در سال ۱۹۸۳ به ۲۲۵۰

حلقه رسید. با توجه به اینکه اکنون حداکثر مقدار آلودگی به ۰/۲ میکرو گرم بر لیتر (معادل ۰/۲ ppb) کاهش داده شده است، آلودگی چاه‌های آب با DBCP عمده ترین مشکل در کالیفرنیا، هاوایی، فلوریدا و سایر مناطق به شمار می‌رود.

نتایج مطالعات انجام شده توسط هانسون و تانجی (Hanson and Tanji 1988) در کالیفرنیا مشخص نمود که آبهای سطحی و زیرزمینی منطقه به طور گسترده‌ای به آفت کش‌ها آلوده شده‌اند. این پژوهش نشان داد که با فعالیت‌های کشاورزی، آلودگی توسط آفت کش‌ها نیز به مراتب افزایش خواهد یافت. بیش از ده سال است که مصرف بسیاری از آفت کش‌های یافت شده در آب‌های سطحی مثل د.د.ت، دیلدین، اندرین و هپتاکلر ممنوع شده است.

همچنین مؤسسه ملی حفاظت محیط زیست و سلامت عمومی کشور هلند (RIVM) در سال ۱۹۹۲ بر اساس اطلاعات پایشی موجود و محاسبات مربوط به بار جرمی آفت کش‌ها، حساسیت خاک و آبشویی اعلام نمود که در ۶۵ درصد کل اراضی کشاورزی، غلظت مجموع کل آفت کش‌ها از استاندارد اتحادیه اروپا (EC) که ۰/۵ میکرو گرم بر لیتر است تجاوز می‌کند. در سطح تقریبی ۲۵ درصد از این مناطق مقدار ذکر شده از ۱۰ برابر استاندارد هم بیشتر است. بنابراین نتیجه گیری کرد که سفره‌های آب زیرزمینی در تمام اروپا در معرض خطر آفت کش‌ها قرار دارند.

بر اساس گزارش صندوق جهانی طبیعت (WWF, 1992)، دولت دانمارک برای کشاورزی پایدار برنامه‌ای را در سال ۱۹۸۶ تنظیم کرد که براساس آن برای دستیابی به دو هدف عمده از کاربرد بی‌رویه آفت کش‌ها جلوگیری خواهد شد. این دو هدف عمده عبارتند از:

۱- حفاظت از سلامت انسان در مقابل خطرات ناشی از اثرات منفی آفت کش‌ها، از طریق جلوگیری از ورودشان به بدن از راه غذا یا آب آشامیدنی.

۲- حفاظت از محیط زیست، موجودات زنده، گیاهان و حیواناتی که جزو جانداران مفید محسوب شده و هدف آفت کش‌ها نیستند.

مطالعه‌ای که توسط سازمان حفاظت محیط زیست در ایالت متحده (USEPA) در سال ۱۹۹۲ انجام شد بیانگر غلظت‌های قابل ردیابی از یک یا چند آفت کش در ۱۰/۴ درصد از چاه‌های شهرک‌ها و ۴/۲ درصد از چاه‌های مناطق روستایی بود.

سازمان محیط زیست ملل متحد (UNEP 1993) دریاچه آرال را بزرگترین مثال برای آلاینده‌گی آفت‌کش‌ها و مخاطره سلامت انسان اعلام نمود و اینگونه نتیجه‌گیری می‌کند که مقدار زیاد مواد معدنی در آب آشامیدنی باعث افزایش بروز بیماری‌های دستگاه گوارش، قلب و عروق و دستگاه دفع ادرار، همچنین گسترش بیماری‌های زنانگی و وابسته به بارداری شده و اثرات مخرب آفت‌کش‌ها در ایجاد تومورهای سرطانی، بیماری‌های ریوی و خونی، اختلالات عصبی و همچنین ناهنجاری‌های مادرزادی و عوامل وراثتی دیگر مورد تأکید قرار گرفته و قرار گرفتن در معرض آفت‌کش‌ها نیز یکی از عوامل ناهنجاری‌ها و نقص سیستم دفاعی و ایمن‌سازی بدن ذکر شده است. همچنین از دیگر عوارض آفت‌کشها بر موجودات آبی می‌توان به مرگ و میر، تخریب سلولها و DNA، کاهش تولید مثل، ناقص الخلقه شدن برخی از آبزیان و اثر سوء بر نسل بعدی اشاره نمود.

بنابراین سازمان بهداشت جهانی (WHO) در سال ۱۹۹۳، دستور العمل آب آشامیدنی را برای ۳۳ نوع آفت‌کش وضع نمود. بسیاری از آژانس‌های بهداشت و حفظ محیط زیست اقدام به محاسبه مصرف روزانه مجاز (ADI) کرده‌اند که نشانگر حداکثر مقدار مجاز مواد در طول عمر شخص بدون ایجاد خطر جدی است.

بر اساس گزارش صندوق جهانی طبیعت (WWF) در سال ۱۹۹۳ مقدار قابل توجهی شامل ۱۹۰۰۰۰ تن آفت‌کش‌های کشاورزی و مقدار زیادی آفت‌کش‌های غیر کشاورزی توسط کشورهای حوضه دریای شمال، به درون رودخانه‌ها ریخته می‌شود که نهایتاً از طریق رودخانه، آب‌های زیرزمینی و فرایندهای جوی وارد دریای شمال می‌گردند. همچنین این سازمان افزایش بیماری در گونه‌های مختلف ماهی در مناطق شدیداً آلوده دریای شمال و آب‌های ساحلی کشور انگلستان، که از دهه ۱۹۷۰ دائماً در معرض آفت‌کش‌ها قرار داشته را گزارش نموده است.

در مطالعه ۱۷ نوع ماده سمی کشاورزی (شامل ۱۱ نوع آفت‌کش آلی کلردار) در طول سال‌های ۱۹۷۶ تا ۱۹۸۴ در حوضه رودخانه پارانا در کشور برزیل توسط آندریولی (Andreoli 1993)، ۹۱/۴ درصد از نمونه‌های برداشت شده در محل، حاوی دست کم یکی از ترکیبات آفت‌کش بودند. ایالت پارانا در کشور برزیل نمونه خوبی برای کشورهای در حال توسعه‌ای است که از نظر فعالیت‌های کشاورزی بسیار سریع توسعه یافته و از لحاظ نظارت بر مصرف آفت‌کش‌ها با بحران روبرو هستند. به طور کلی برزیل بعد از کشورهای فرانسه و ایالات متحده به عنوان سومین مصرف‌کننده مواد سمی کشاورزی می‌باشد. با این وجود کمتر از ۱۵ درصد از ترکیبات فعال موجود در بازار برزیل مورد تحلیل و ارزیابی قرار می‌گیرند که علت آن فقدان روش کار، تجهیزات و منابع مالی می‌باشد. همچنین در زیر حوضه پریپائو ۹۷/۲ درصد از نمونه‌های آب مصرفی در محیط

و تمام ۱۰۰ درصد نمونه‌های برداشت شده از چشمه‌ها، وجود آفت کش‌ها را نشان دادند. او همچنین ذکر نمود که مطالعات مربوط به مسمومیت در سال ۱۹۸۵ نشانگر تأثیرات شدید آفت کش‌های ارگانوفسفات بوده که بیشترین تأثیرات را بر انسان‌های بین ۱۵ تا ۲۵ سال می‌گذارد.

پژوهش‌های اخیر کانر و همکاران (Connor *et al.* 1993) در سان ژواکین و امپریال والی در کالیفرنیا نشان داده‌اند که رواناب سطحی، با انتقال آفت کش‌ها به جریان‌های آب سطحی، مشکلات سمیت برای آبزیان و مشکلاتی در کیفیت آب پائین دست زمین‌های آبیاری شده پدید آورده‌اند.

بنا به گزارش اپلگرن (Appelgren 1994) در کشور لیتوانی، ۵۰ درصد از چاه‌های کم عمق که برای استفاده از سفره‌های آب زیرزمینی، حفر شده‌اند توسط یک میلیون روستایی در این کشور برای آشامیدن مورد استفاده قرار می‌گیرد که به دلیل میزان بالای آلاینده‌هایی همچون آفت کش‌ها و انواع نیترات برای شرب مضر هستند. بنگاه محیط زیست اروپا (EEA) در سال ۱۹۹۴ یکی از علل آلودگی آب رودخانه پو را رواناب حاوی آفت کش‌های کشاورزی اعلام نمود. بر اساس استاندارد مجاز اتحادیه اروپا (EC)، غلظت مجاز آفت کش‌ها حدود ۰/۵ میکرو گرم بر لیتر است.

اسشاتلر و همکاران (Schottler *et al.* 1994) بر روی رفتار هرز آب آلوده به آفت کش‌ها مطالعه نموده و بیان میکنند که ۵۵ الی ۸۰ درصد آبشستگی آفت کش‌ها در ماه ژوئن رخ می‌دهد. تریازین‌ها (آترازین و سیانازین) و آلاکلر (استامیدهای کلرینه) از پر مصرف‌ترین علف کش‌ها هستند و نکته مهم در مورد پایش آفت کش‌ها اینست که بسیاری از آنها که جدیدتر و حل شدنی هستند فقط زمان کوتاهی پس از استفاده، قابل ردیابی بوده، بنابراین از برنامه‌های پایشی که به طور فصلی یا سالانه کاربرد دارند، نمی‌توان برای اندازه گیری و یا تشخیص اثرات آنها در آب‌های سطحی استفاده نمود.

کالاماری و ناوی (Calamari and Naeve 1994) در بررسی تحقیقی خود در آفریقا با مروری بر مدارک محدود در زمینه کاربرد آفت کش‌ها چنین نتیجه گیری کردند که غلظت آفت کش‌های مشاهده شده در منابع آبی، به غیر از چند مورد استثناء، از سایر نقاط دنیا مخصوصاً کشورهای توسعه یافته با سابقه طولانی مصرف آفت کش‌ها، کمتر است. به طور کلی رسوبات، موجودات زنده و آب‌های ساحلی البته بدون در نظر گرفتن چند استثناء در مناطق بحرانی، آلودگی کمتری نسبت به آب‌های محصور دارند.

همچنین لامپمن (Lampman 1995) با مطالعه چاه‌های سفره‌های آب زیرزمینی در مناطق کشاورزی جنوب غربی اونتاریو (کانادا) نشان داد که ۳۵ درصد از چاه‌های مورد آزمایش حداقل در یک مورد به آزمایش پاسخ مثبت دادند.

در مقاله‌ای از وانگ و لین (Wang and Lin 1995) فنل‌های جایگزین شونده مورد بررسی قرار گرفته و چنین آمده است که تتراکلروکینن که یک فرآورده سوخت و سازی (متابولیت) سمی ماده سترون کننده پنتا کلرو فنل است، بسته به غلظت خود می‌تواند تخریب‌های چشمگیری در DNA پدید آورد.

نتایج پروژه‌های تحقیقاتی طولانی مدت، برنامه‌های پایش و مقالات چاپ شده در مورد آلودگی آب‌های سطحی یونان با آفت کش‌ها توسط کانسنتینو و همکاران (Konstantinou *et al.* 2005) مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفت. مصرف گسترده آفت کش‌ها در یونان، طی دو دهه گذشته مطابق با تغییرات کاربری اراضی و کشاورزی گسترده، افزایش یافته و در مناطقی که کشاورزی تک محصولی فشرده انجام می‌گیرد، استفاده از آفت کش‌ها روشی مرسوم برای کنترل آفات می‌باشد. علیرغم پیشرفت‌های قابل توجه در کنترل آلودگی با منبع نقطه‌ای، در زمینه آلودگی آب‌های سطحی با منبع غیر نقطه‌ای پیشرفت‌های کمی صورت گرفته که به دلیل کثرت منابع غیر نقطه‌ای آلودگی و تغییر پذیری فصلی آنهاست. از آنجا که تأثیرات منفی زیست محیطی مواد شیمیایی، ترکیبات کشاورزی و غیر کشاورزی را در بر می‌گیرد، جداسازی اثرات آفت کش‌ها از تأثیرات ترکیبات صنعتی بر سلامت انسان مشکل است. استفاده از آفت کش‌ها تأثیرات منفی زیادی بر کیفیت آب دارد و به صدمات جدی زیست محیطی منجر می‌گردد. مقدار آفت کش‌هایی که از طریق آبشستگی، رواناب و زهکشی به منابع آب سطحی راه می‌یابد به چندین فاکتور بستگی دارد که مهمترین آنها شامل ویژگی‌های خاک، توپوگرافی، آب و هوا، فعالیت‌های کشاورزی و خواص شیمیایی و زیست محیطی آفت کش‌ها می‌باشد. در یونان، حشره کش‌های آلی فسفره و کلره به طور گسترده در محصولات ذرت، پنبه و برنج مورد استفاده قرار گرفته و آلودگی رودخانه‌ها بیشتر از دریاچه‌ها برآورد گردیده است. حداکثر غلظت آفت کش‌ها در طول بهار و تابستان و در مناطقی با مصرف بی رویه آفت کش‌ها و فعالیت‌های وسیع کشاورزی ثبت شده است. حشره کش‌های ارگانوکلره مانند DDT, Endrin, Dieldrin, Aldrin, Heptachlor و ترکیبی از HCHs و BHCs تا زمان ممنوعیت آنها در سال ۱۹۷۲ به طور گسترده در یونان به کار رفته و به دلیل ثبات و تجزیه ناپذیری، هنوز در محیط‌های آبی به صورت پایدار یافت می‌شود. طرح‌های جهانی کاربرد آفت کش‌ها دائماً در حال تغییر

است و پایش آفت کش‌هایی که قابلیت حل شدن بالایی دارند باید با در نظر گرفتن دوره‌های زمانی و نوع مصرف آفت کش‌ها همراه باشد.

## ۲-۲- تأثیر واحدهای دامی و کودهای آلی

کوت و هر (Coote and Hore 1978) با بررسی جزئیات مربوط به دامداری‌ها و انبارسازی فضولات حاصله، برآورد کردند که ۰/۵ تا ۱۳ درصد کل انباشت فسفر در بخش کانادایی دریاچه‌های بزرگ ناشی از این امر است.

تحقیق دیگری که توسط فلیپس و همکاران (Flipse *et al.* 1984) در لانگ آیلند (Long Island) در ایالات متحده آمریکا انجام شد میزان ۹ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در سال را از فضولات گربه‌ها و سگهای منطقه برآورد کرده‌اند. براساس شواهد و مطالعات انجام شده، فضولات حیوانی می‌تواند یکی از منابع آلاینده آب‌های زیرزمینی در کشورهای در حال توسعه باشد.

بر اساس گزارش جردن و اسمیت (Jordan and Smith 1985) در مکان تجمع فضولات حیوانی در کانتی آنتریم (County Antrim) در ایرلند شمالی مقادیر بالایی از نیتروژن آلی در آب زیرزمینی یافت شده و بیانگر اینست که کانی سازی و ازت زایی نیتروژن آلی و آمونیوم در طی حرکت و جریان آب رخ داده است. از دیدگاه کیفیت آب، یون آمونیوم می‌تواند توسط ذرات خاک جذب شده و در زمان فرسایش توسط خاک حمل شود. مهمتر از آن اینست که آمونیوم و نیترات قابل حل شدن بوده و در زمان بارندگی تحت تأثیر آبشویی از نیمرخ خاک به سوی سفره آب زیرزمینی منتقل می‌شوند. همچنین در رواناب سطحی نیز پس از بارندگی نیترات یافت می‌شود. سفره‌های آب زیرزمینی عمدتاً در حال آلوده شدن توسط نیترات هستند و در برخی مناطق به اندازه‌ای آلودگی بالاست که بر طبق استانداردهای موجود، اصلاً قابل آشامیدن نیستند. هر چند (ECE) این مشکلات را اغلب به کودهای معدنی نسبت می‌دهد ولی در برخی مناطق ناشی از کاربرد بیش از حد کودهای آلی (فضولات دامی) می‌باشد.

گرچه کمیسیون اقتصادی اروپا (ECE) در سال ۱۹۹۲ فضولات حیوانی را به عنوان منابع آلاینده متمرکز قلمداد کرد و آن را از محاسبات نقش کمکی کشاورزی به پدیده غنی سازی غذایی در اروپا حذف نمود، اما آمار آنها نشانگر آنست که حدود ۳۰ درصد از کل فسفر موجود در آبهای محصور قاره اروپا ناشی از فضولات

حیوانی است و ۱۷ درصد بقیه ناشی از دیگر عوامل کشاورزی است. وضعیت نیتروژن نیز مانند فسفر از کشوری به کشور دیگر متفاوت است. دانمارک آماری ارائه داد که بر اساس آن ۵۰ درصد نیتروژن غیر آلی ناشی از همین فضولات است. نیتروژن حاصل از منابع آلاینده غیر متمرکز کشاورزی در هلند ۷۱ درصد کل نیتروژن تولید شده در این کشور را تشکیل می‌دهد.

سازمان خوار و بار و کشاورزی ملل متحد (FAO) و کمیسیون اقتصادی اروپا (ECE) در سال ۱۹۹۱ اثرات زیست محیطی ناشی از دامداری‌ها در اروپا را به صورت زیر برشمردند:

۱- غنی‌شدگی آب‌های سطحی به واسطه ورود مستقیم کودها و به دلیل آبشویی نیترات، فسفات و پتاسیم از خاک، با توجه به اینکه نیتروژن، فسفر و پتاسیم سه عنصر عمده در کودهای دامی و شیمیایی هستند.

۲- آلودگی آبهای زیرزمینی به دلیل آبشویی نیترات و در زمینهای اشباع از فسفات این عنصر نیز در سفره‌های آب زیرزمینی یافت می‌شود.

۳- آلودگی شدید آب‌های سطحی و سفره‌های آبهای زیرزمینی توسط فلزات سنگین، برای مثال فضولات خوک حاوی مقدار زیادی مس است.

۴- اسیدی شدن خاک و آب به دلیل پخش شدن (تبخیر) آمونیاک از دامداریها، انبارهای کود و فضولات پخش شده در سطح زمین. آمونیاک در اسیدی شدن محیط زیست به خصوص در مناطقی که دامداری متمرکز انجام می‌گیرد عامل مهمی محسوب می‌شود.

سوماسوداران و همکاران (Somasudaran *et al.* 1993) یکی از منابع غلظت بالای نیترات در آب زیرزمینی کم عمق در مدرس (Madras) در هند را تعداد قابل توجه گاوها و بوفالوها می‌داند. فضولات ایجاد شده توسط حیوانات منبع بالقوه آلاینده‌هایی مانند نیترات، پتاسیم و باکتریها می‌باشد. آنها می‌توانند از طریق کانالهای فاضلاب سطحی یا رودخانه وارد آب زیرزمینی شوند.

ایگنازی (Ignazi 1993) در مورد مناطقی که در آنها کشاورزی و یا دامداری متمرکز و فشرده انجام می‌گیرد و خطر آلودگی نیتروژن را بالا می‌برد پیشنهادهایی را مطرح کرد:

۱- استفاده اصولی از نیتروژن: برای پرهیز از کاربرد بی‌رویه کود، مقدار کودهای نیتروژنی باید براساس موازنه نیتروژن محصول محاسبه گردد. محاسبه نیاز گیاه به نیتروژن و نیتروژن موجود در خاک را در بر می‌گیرد.



۲- پوشش گیاهی : گیاهان فیلتر کننده (فیلترهای نباتی) از طریق جذب نیتروژن معدنی از تشکیل نیتروژن حل شدنی و نفوذ آن به درون خاک در طول دوران بارندگی جلوگیری می‌کند.

۳- مدیریت فاصله زمانی بین کشت محصول: بقایای آلی به جا مانده از برداشت محصول به راحتی به نیتروژن معدنی قابل نفوذ تبدیل می‌گردد. برای کاهش این امر می‌توان از کاشت گیاهی به عنوان کود سبز و تأخیر در زیر خاک کردن خاک و برگ و ریشه‌ها بهره جست.

۴- آبیاری اصولی: آبیاری ضعیف، بدترین تأثیرات و آبیاری دقیق کمترین اثرات تخریبی و آلاینده‌گی را داشته و در عین حال کاهش زیادی در هزینه خالص آبیاری ایجاد می‌کند.

۵- بهینه سازی دیگر فنون زراعی: بالاترین برداشت محصول با حداقل تأثیر بر کیفیت آب مستلزم بهینه سازی عملیاتی همچون مبارزه با علف‌های هرز، آفات و بیماریها، آهک زنی و حفظ توازن کودهای معدنی و از جمله عناصر کمیاب است.

۶- برنامه ریزی کشاورزی: اجرای فنون مهار فرسایش که مکملی بر شرایط ناهمواری زمین و شرایط خاک است.

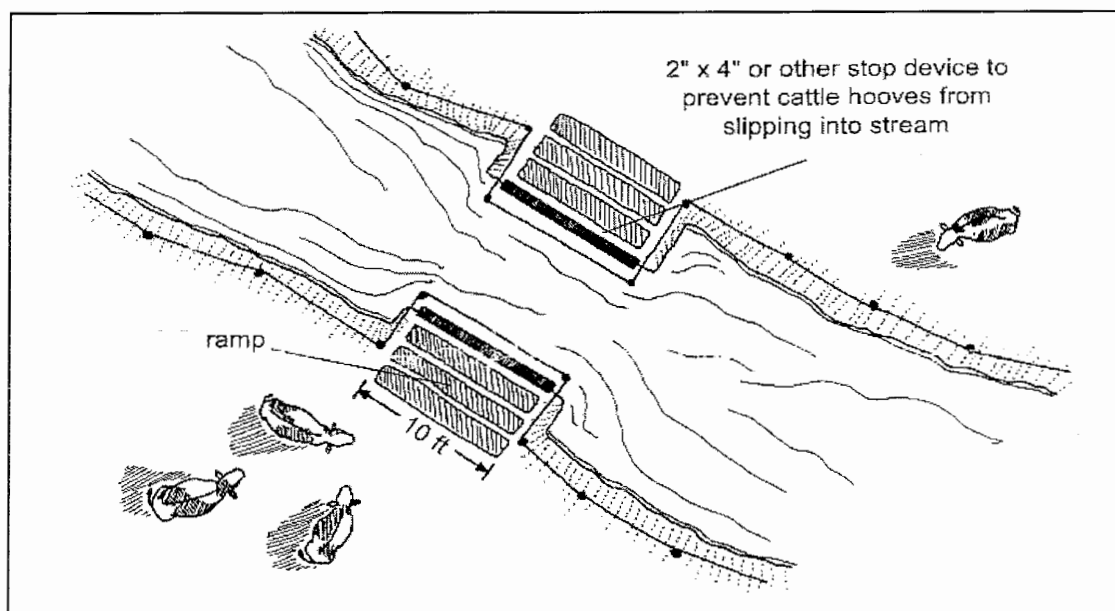
علاوه بر مشکلات مربوط به استفاده بیش از حد کود حیوانی (آلی) در سطح اراضی، مشکل هرز آب‌های دامداری و مرغداری‌های صنعتی نیز شایان ذکر است. هرچند این مشکل در بیشتر کشورهای غربی مهار میشود ولی در بسیاری از دیگر کشورها به عنوان عامل آلاینده مهمی برای منابع آب می‌باشد. برای مثال بنا به گزارش اپلگرن (Appelgren 1994) فضولات خوک ناشی از تراکم خودکداری‌ها عامل مهمی در آلودگی آبهای سطحی در کشور لیتوانی است. براساس گزارش سازمان خوار و بار و کشاورزی ملل متحد (FAO) و کمیسیون اقتصادی اروپا (ECE) همین مشکل در مورد رودخانه پو در ایتالیا نیز وجود دارد.

مشاهدات و بررسی‌های گادوین و مور (Godwin and Moore 1997) نشان دهنده این است که منبع آلودگی غیر نقطه‌ای علت اصلی کاهش کیفیت آب در ایالت اورگون (Oregon) می‌باشد. در این منطقه برای افزایش حاصلخیزی و ظرفیت نگهداری آب در خاک از مقادیر زیادی کود حیوانی استفاده شده است، که منبع غنی نیتروژن، فسفر، پتاسیم و مواد آلی است. نیتروژن در فضولات حیوانی به صورت آمونیوم و نیتروژن آلی است. در خاک، آمونیوم به سرعت و نیتروژن آلی به کندی توسط میکروارگانیزمها به نیترات تبدیل شده و در دسترس گیاهان قرار می‌گیرد. غلظت بالای نیترات برای گیاهان زیان آور نیست ولی در دامهایی که از این گیاهان تغذیه می‌کنند منجر به سقط جنین و کاهش تولید شیر می‌گردد. در کودکان نیز افزایش نیترات،

توانایی خون را برای حمل اکسیژن کاهش داده و موجب بیماری متاهموگلوبینمیا می‌شود و چنانچه درمان نشود می‌تواند کشنده باشد. نیترات قابل حل در آب بوده و می‌تواند در زیر منطقه ریشه حرکت کرده و منابع آب را آلوده سازد. فسفر در فضولات حیوانی عمدتاً به شکل مولکولهای آلی بزرگ است که به ذرات خاک چسبیده و بی‌تحرك می‌ماند، بنابراین به کندی به صورت فسفات در دسترس گیاه قرار می‌گیرد. همچنین فسفر می‌تواند با ذرات خاک فرسایش یافته در رواناب حمل شده و وارد آبهای زیرزمینی شود. در آبهای سطحی فسفر سبب افزایش رشد جلبکها و منجر به کاهش اکسیژن محلول و تغییر مزه آب می‌گردد.

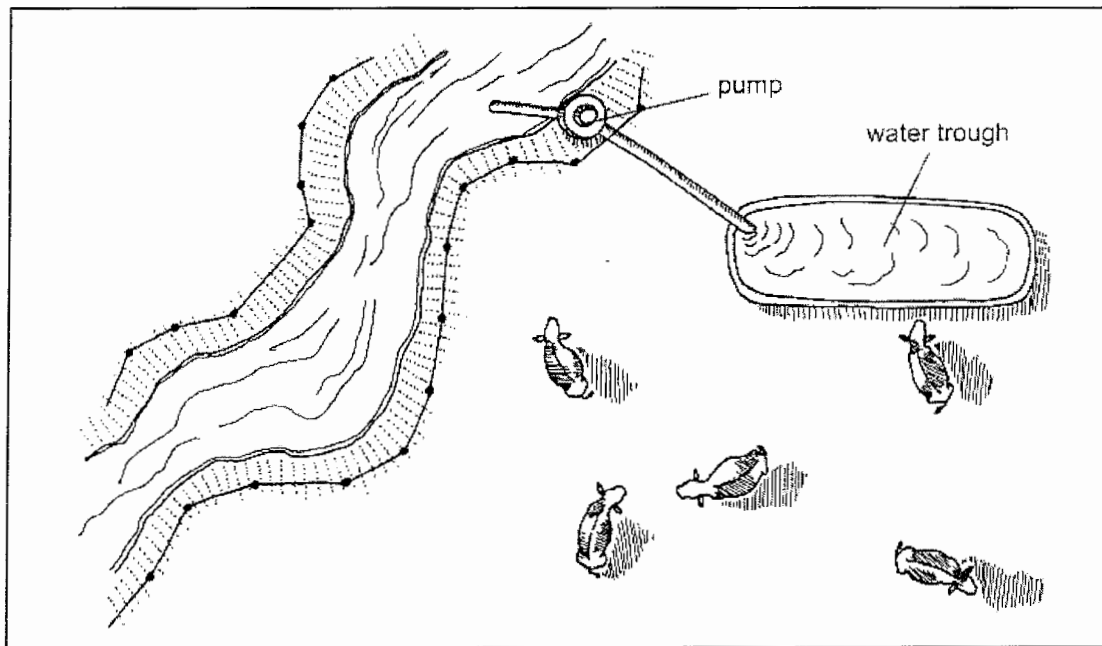
گادوین و مور (Godwin and Moore 1997) روش‌هایی را برای مدیریت دام جهت کاهش آلودگی آب در مزارع کوچک ایالت اورگون (Oregon) معرفی کردند:

۱- به کارگیری Water gaps : شکافها و دهانه‌های حصارداری که به حیوانات اجازه نوشیدن از رودخانه را می‌دهد.



شکل ۱-۲- بکارگیری Water gaps برای کاهش آلودگی آب رودخانه (Godwin and Moore 1997)

۲- استفاده از مخزن آب : قرار گیری مخزن آب در موقعیتی که به آسانی قابل دسترس دام بوده و مدت زمانی را که حیوانات در یک نهر صرف می‌کنند بسیار کاهش می‌دهند. آب، پمپاژ شده یا توسط نیروی ثقل به سمت مخزن راه می‌یابد.

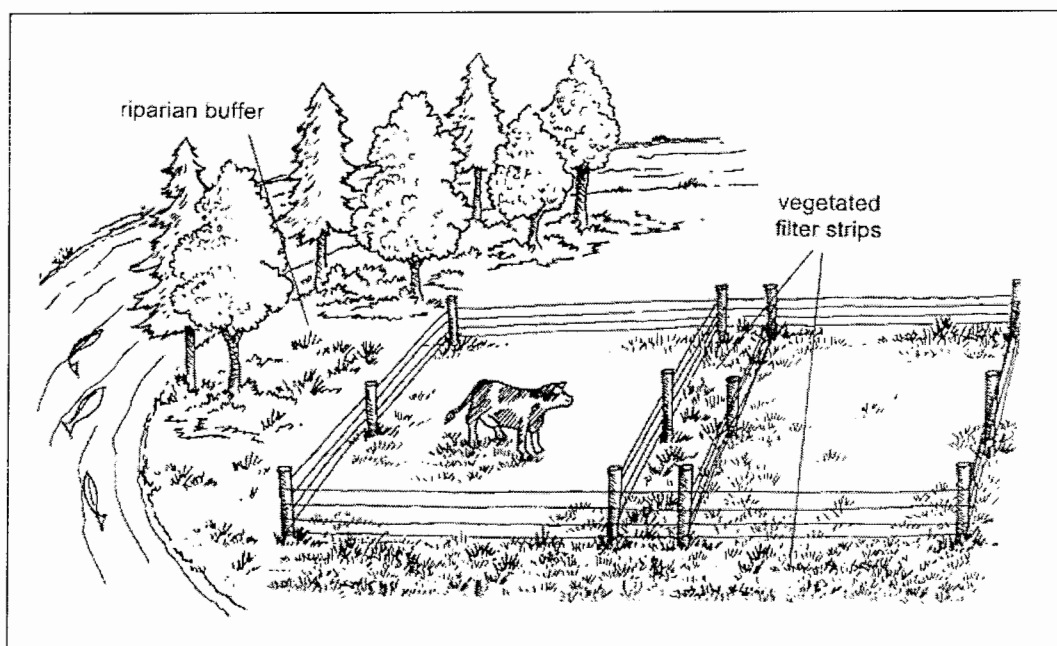


شکل ۲-۲- بکارگیری مخزن آب برای کاهش آلودگی آب رودخانه (Godwin and Moore 1997)

۳- سبزه زارهای رود کناری (Riparian vegetation) و بکارگیری فیلترهای نباتی (Vegetated filter strips) رواناب را کاهش داده، نفوذ را زیاد می‌کند و میکروارگانیزمها، نیتروژن، فسفر و مواد آلی و رسوبات را از رواناب سطحی با حجم کم فیلتر می‌کند. مدت زیادی است که خاصیت فیلترهای گیاهی در دفع رسوبات و مواد آلوده کننده همراه با آن از طریق زهاب‌های سطحی شناخته شده است.

دانیلز و گیلیام (Daniels and Gilliam 1989) در مطالعات خود بر روی زهاب‌های سطحی مزارع کوهپایه‌ای در کارولینای شمالی، مقدار رسوباتی را که از یک فیلتر گیاهی به عرض ۶ متر عبور نموده است، اندازه‌گیری کرده‌اند. نتیجه این اندازه‌گیری نشان می‌دهد که ۸۰ تا ۹۰ درصد رسوبات و ۴۰ تا ۵۰ درصد فسفر دفع شده است. پوشش گیاهی طبیعی در رودکنارها به طرز شگفت‌آوری در دفع مواد رسوبی و فسفر از رواناب‌های سطحی و خارج ساختن نیترات از جریان‌های زیرزمینی مؤثر می‌باشد.

کوپر و همکاران (Cooper et al. 1987) دریافتند که ۹۰ درصد رسوبات و ۵۰ درصد فسفر در رواناب‌های سطحی حاصل از حوضه‌های آبخیز کشاورزی واقع در جلگه کارولینای شمالی، در مناطق گیاهی کنار رودخانه‌ها بر جای گذاشته شده است.



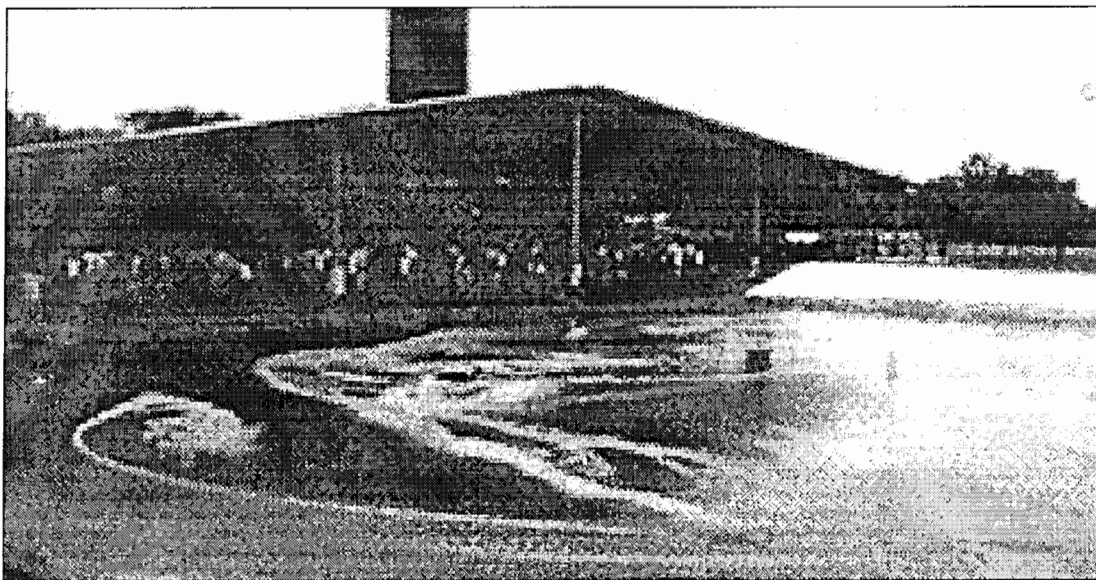
شکل ۲-۳- بکارگیری پوشش گیاهی فیلترکننده برای کاهش آلودگی آب رودخانه (Godwin and Moore 1997)

همچنین در ایالت اورگون (Oregon) غربی، چراگاه‌های بیش از حد چرا شده، به علت خاک‌های فشرده و کمبود گیاهان فیلتر کننده و افزایش فضولات دامی پخش شده در سطح زمین، منابع بالقوه آلودگی رواناب سطحی و آب زیرزمینی هستند.

فضولات دامی که در نزدیکی دامداریها و زمینهای کشاورزی انباشته می‌شود از فرآورده‌های همراه کشاورزی است و از منابع آلودگی در مناطق روستایی به شمار می‌رود. طبق تحقیقات جانگ (Jung 1998) در کشور کره سالیانه  $10^6 \times 34/7$  تن فضولات دامی تولید شده که دارای مقادیر زیادی مواد مغذی، نیتروژن و فسفر است که از طریق شیرابه یا رواناب کیفیت منابع آب را تحت تأثیر قرار می‌دهد. چنانچه فضولات دامی بدون هیچگونه مدیریت و تصفیه‌ای در محیط زیست رها شوند می‌توانند مشکلات زیست محیطی همچون آلودگی آب، بوی بد و مشکلات بهداشتی ایجاد کنند.

در حومه شهرهای کشورهای در حال توسعه، نگهداری برخی حیوانات اهلی برای مصرف یا معامله تجاری توسط اهالی بسیار متداول است. برای مثال حدود ۲۳۰۰۰ گاو شیرده مزرعه در مناطق حومه شهر آدیس آبابا (Addis-Abeba) در اتیوپی (Bonnet and Duteurte 1999) و تقریباً ۶۰۰۰۰ گاو در منطقه حومه شهر مکزیکو (Mexico) وجود دارد (Lozada et al. 2000).

بر اساس مطالعات کالش (Koelsch 1999) لاگون‌ها می‌توانند در کاهش میزان پاتوژن‌ها و مواد مغذی وارد شده به آب‌های سطحی مؤثر باشند، ولی چنانچه به طور اصولی و صحیح ساخته نشوند، می‌توانند سبب آلودگی آب‌های زیرزمینی شوند. دو جزء مهم لاگون، موقعیت آن و آستری (لایه استحکامی بستر) می‌باشد. لاگون‌ها باید دور از نزدیکترین چاه‌های آب شرب و در پائین‌ترین شیب چاه‌ها واقع شده و هرگز نباید در دشت‌های سیلابی قرار گیرند. آستری لاگون باید دارای حداقل نفوذپذیری متشکل از مواد سنتتیک یا رس فشرده باشد.



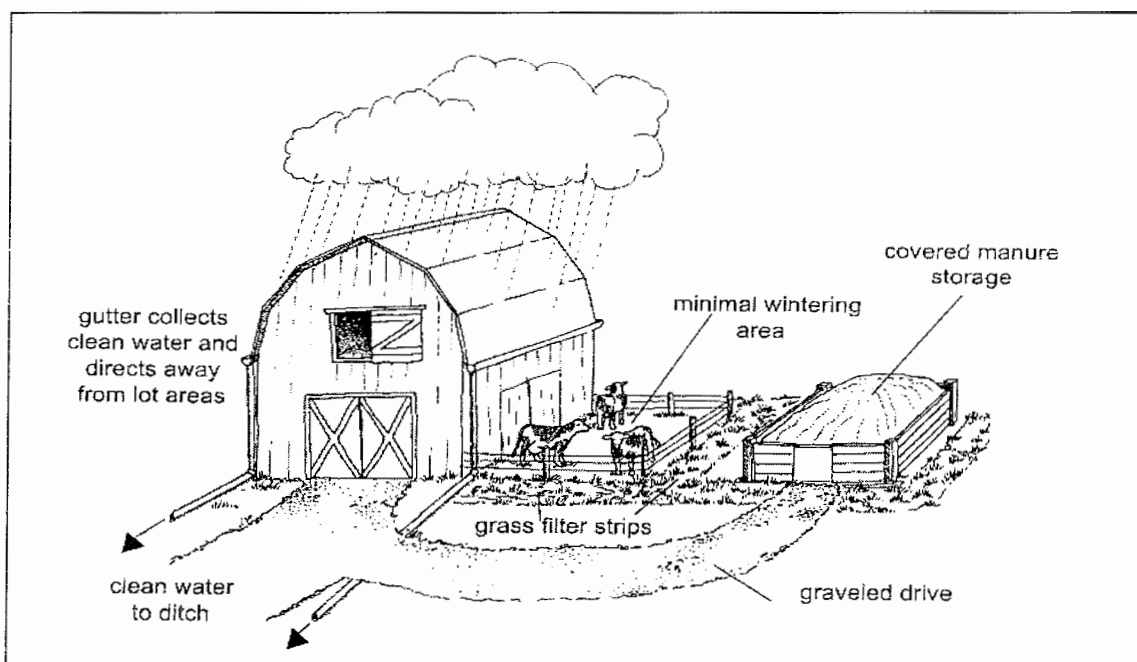
شکل ۲-۴- بکارگیری لاگون برای کاهش آلودگی آب رودخانه (Koelsch 1999)

طبق گزارش آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA, 2001) انواع دام و ماکیان منابع اصلی تولید مواد زائد و فضولات حیوانی هستند. برآوردها نشان می‌دهد که میزان فضولات دامی ۱۳ بار بیشتر از تولید مواد زائد بهداشتی انسان در ایالات متحده است. در تمامی دنیا از فضولات گاو و گوسفند، خوک و ماکیان به عنوان کود آلی استفاده می‌شود. در برخی از کشورهای آسیایی کودهای انسانی نیز همراه کودهای حیوانی در کشاورزی به کار می‌روند. دامداری فشرده در آمریکای شمالی و شرق و جنوب هلند باعث تجاوز میزان فضولات از حد ظرفیت اراضی شده و منجر به مشکلات بسیار و فرسایش زیست محیطی گردیده است. اکسیژن خواهی آلاینده‌های دامی موجود در آب، می‌تواند منجر به مرگ ماهیها و کاهش کیفیت آب، افزایش توربیدیتی و

کدورت، مزه و بوی نامطبوع آب گردد. علاوه بر این فلزاتی مانند آرسنیک، مس، سلنیم و روی، آنتی بیوتیک‌ها و هورمون‌ها که اغلب به خوراک حیوانات اضافه می‌شود می‌تواند برای بشر مضر و سمی باشد. پاتوژن‌ها، ارگانیزم‌های بیماری‌زایی نظیر: Salmonella, Giardia Lamblia, Cryptosporidium در فضولات حیوانی چنانچه از طریق آب وارد معده انسان شوند، می‌توانند امراضی مانند زخم‌های پوستی و درد قفسه سینه ایجاد کنند. Cryptosporidium در مقابل ضدعفونی با کلرین بسیار مقاوم است و سبب بیماری‌های گوارشی می‌شود که در افراد سالم ۲ تا ۱۰ روز طول می‌کشد اما در افرادی با سیستم ایمنی ضعیف می‌تواند مهلک و کشنده باشد. Cryptosporidium پس از آلوده نمودن یک منبع آب شرب در ایالت میلواکی (Milwaukee) مسئول بیش از ۵۰ مرگ و ۴۰۳۰۰۰ بیمار بود که رواناب ناشی از مکانهای کاربرد کود حیوانی (گاو) منشأ مورد سوءظن برای Cryptosporidium بود.

فرناندو و تلام (Fernandes and Tellam 2001) با بررسی و مطالعه بر روی آبخوان شهر بیرمینگهام (Birmingham)، به این نتیجه رسیدند که تولید قابل توجه فضولات اسب (۲۰۰۰۰۰ تن در سال) در این منطقه، بعید است که سهم عمده‌ای در غلظت نیتروژن آبخوان داشته باشد، اما آلودگی شدید محلی به ویژه نزدیک اصطبل‌ها امکان‌پذیر و محتمل به نظر می‌رسد. این فضولات عمدتاً در مناطق خاص مانند اصطبل‌ها و جاده‌های بسیار مورد استفاده، متمرکز بوده و بخشی از آنها برای مصارف کود جمع‌آوری می‌گردد.

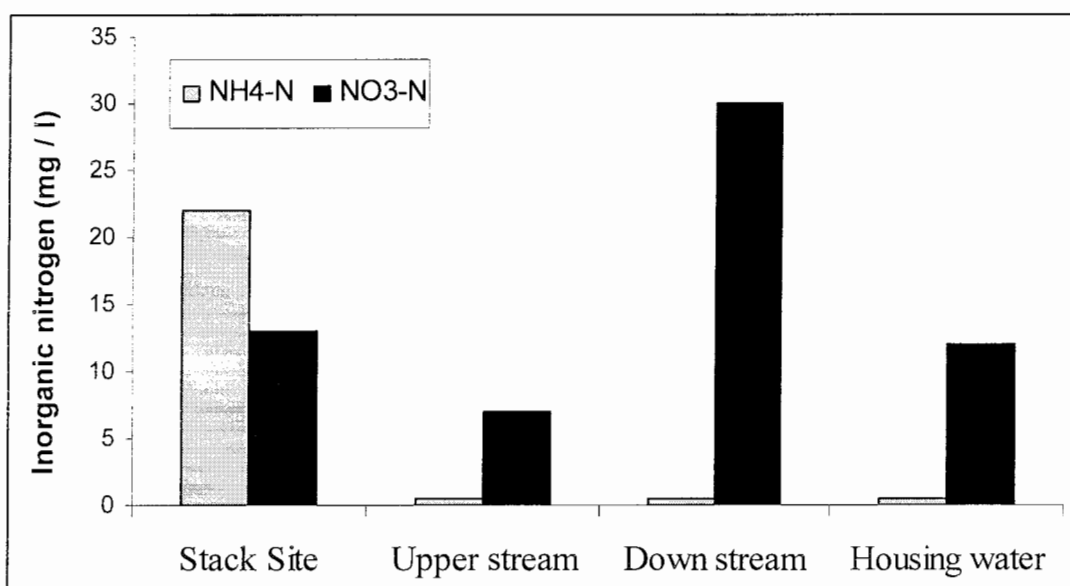
سازمان حفاظت محیط زیست (EPA 2001) مدیریت صحیح فضولات حیوانی را شامل جلوگیری از ورود حیوانات و تماس فضولات آنها با رواناب و منابع آب، به کارگیری صحیح فضولات به عنوان کود شیمیایی و اداره صحیح چراگاه‌ها معرفی می‌کند. همچنین لاگون‌های جمع‌آوری فضولات، انحراف مسیر آب تمیز باران از فضولات از طریق آبروها و ناودانهای پشت بام محل نگهداری دام، کمپوست‌سازی و تصفیه رواناب را از دیگر راههای کاهش تماس فضولات حیوانی با رواناب بیان می‌کند. کمپوست ترکیب بیولوژیکی کنترل شده مواد آلی است که میتواند به حذف پاتوژن‌ها و کاهش حجم فضولات حیوانی کمک نماید. این روش متداول‌ترین و ارزان‌ترین روش تبدیل فضولات حیوانی است. سایت‌های کمپوست نیز باید دور از چاه‌های آب شرب ساخته شوند. مدیریت چراگاه‌ها نیز شامل کشیدن حصار و پرچین برای نگهداری دام و جدا کردن فضولات از منابع آب می‌باشد.



شکل ۲-۵- مدیریت صحیح فضولات دامی (EPA 2001)

تا کنون چندین محقق از نسبت‌های کلر به برم برای تشخیص منابع آلودگی آب زیرزمینی استفاده نموده‌اند. بر اساس تحقیقی که توسط هوداک (Hudak 2002) در مزرعه‌ای در آبیلن (Abilene) در تگزاس، در آمریکا، با استفاده از نسبت‌های کلر به برم در شیرابه ناشی از فضولات دامی انجام شد، نتایج حاصله، اختلاف چندانی را بین نسبت‌های کلر به برم برای انواع دام (گاو، اسب و بز) نشان نداد، هر چند این نسبت‌ها به طور قابل توجهی کمتر از نسبت‌های کلر به برم در فاضلاب خانگی هستند. همچنین نسبت‌های کلر به برم در آبشویی فضولات دامی شبیه مقادیر گزارش شده برای آبهای شور منطقه روغنی یا نفتی می‌باشد. بنابراین نمی‌توان از این نسبت‌ها برای وجه تمایز و تشخیص بین فضولات دامی و آلاینده روغنی به عنوان منابع آلودگی آب زیرزمینی استفاده نمود. این مسأله برای مناطق کشاورزی که تولید آلاینده دامی به اندازه تولید نفت و گاز است حائز اهمیت می‌باشد. نتایج این مطالعات دارای کاربردهای مهمی برای تشخیص منابع آلودگی آب زیرزمینی در محیط‌های دارای آلاینده‌های قابل توجه دامی و نفتی (روغنی) است. بنابراین اگر نیترات در آب زیرزمینی بالا باشد، با مقایسه نسبت‌های کلر به برم اندازه‌گیری شده و مقادیر ثبت شده برای فضولات دامی می‌توان تعیین نمود که فضولات دامی منابع بالقوه آلودگی بوده و یا تحقیق باید روی دیگر منابع نیترات مانند سیستم‌های آلوده یا کودهای شیمیایی متمرکز شود.

لی و همکاران (Lee et al. 2003) جهت تعیین تأثیر فضولات دامی انباشته شده در منطقه نگهداری دام، تحقیقی را بر روی آب زیرزمینی کم عمق و آب سطحی در کره انجام دادند. از روش اسپکترومتریک ماوراء بنفش برای آنالیز نیتروژن غیر آلی (آمونیم و نیترات) و از روش توربیدومتریک جهت اندازه گیری آنیونهای نظیر فسفات، کلرید و سولفات استفاده کردند. نتایج نشان داد که غلظت آمونیم در آب زیرزمینی کم عمق در محل تجمع فضولات دامی بالا بود، حال آنکه نیترات مقدار بیشتری را در آب زیرزمینی کم عمق پائین دست نشان می داد که از محل انباشت فضولات منشأ می گرفت (شکل ۲-۶).

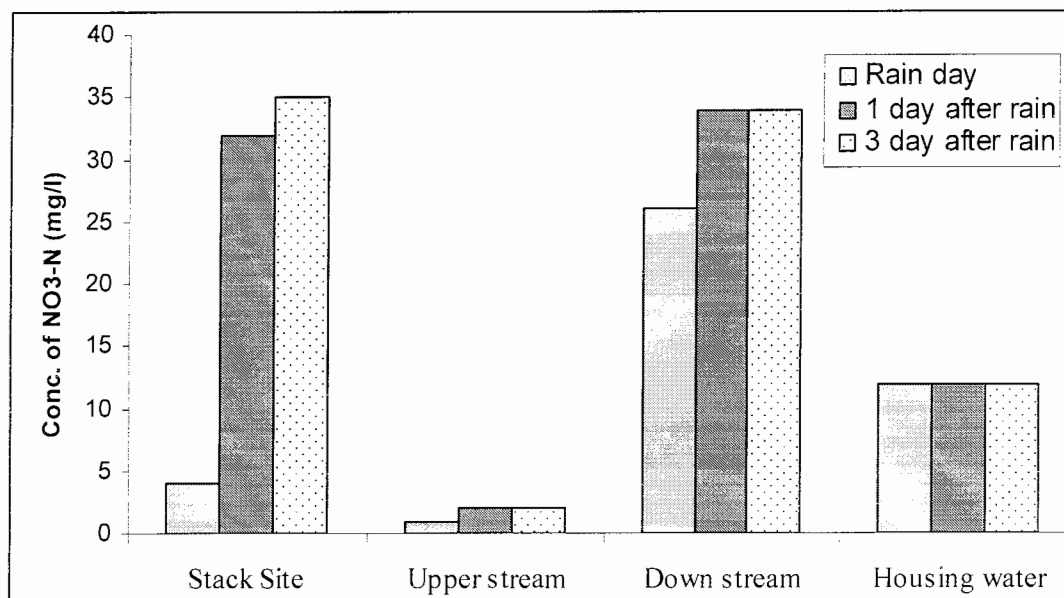


شکل ۲-۶- میزان غلظت آمونیم و نیترات در ایستگاه‌های مختلف (Lee et al. 2003)

خواص شیمیایی خاک نیز تحت تأثیر فضولات دامی قرار گرفته به گونه‌ای که مقدار عناصر در خاک سطحی بیشتر از خاک تحتانی است. مس نیز یکی از اجزاء افزودنی خوراک دام، به عنوان آلاینده خاک در محل تجمع فضولات دامی مشاهده گردید. همچنین هدف دیگر این مطالعه، تعیین تأثیر آب باران بر کیفیت آب و تغییرات غلظت نیتروژن غیر آلی است. غلظت نیترات در ایستگاه تجمع فضولات دامی، در روز بارش به دلیل پدیده رقیق شدگی بسیار کم است، در حالیکه یک روز پس از بارش به سرعت افزایش می‌یابد. در ایستگاه پائین دست غلظت نیترات در زمانهای مختلف تفاوت چشمگیری نداشته و در ایستگاه



بالا دست که منبع آلودگی وجود ندارد، مقدار آن بسیار کم است. شکل ۲-۷ اثر رقیق شدگی آب باران روی کیفیت آب زیرزمینی کم عمق را در ایستگاه‌های مورد نظر در طول زمان نشان می‌دهد.



شکل ۲-۷- اثر رقیق شدگی آب باران روی کیفیت آب زیرزمینی کم عمق در ایستگاه‌های مختلف (Lee et al. 2003)

به هر حال فضولات دامی در مناطق نیمه خشک که آبشخورها نزدیک چاه‌های آب هستند بسیار حائز اهمیت می‌باشند. به این ترتیب تمرکز فضولات دامی در این منطقه می‌تواند باعث آلودگی آب زیرزمینی در محدوده چاه‌های آب گردد.

## ۲-۳- تأثیر فاضلاب‌های خانگی

طبق پژوهش‌های یاتس (Yates 1985) طراحی نادرست لوله‌ها و مخازن فاضلاب، تعمیر ضعیف و عمق سطح ایستابی از پارامترهای دیگری است که می‌تواند در آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط انبارهای فاضلاب نقش داشته باشد و استفاده از فاضلاب خانگی بدون تصفیه قبلی، به دلیل آلاینده‌های موجود تهدیدی جدی برای کیفیت آب‌های زیرزمینی محسوب می‌شود. بنابراین تراکم بالای جمعیت نقش مهمی را در روش دفع این مواد زائد ایفا می‌کند.

در بسیاری از کشورهای در حال توسعه تصفیه خاصی بر روی فاضلاب‌های شهری صورت نمی‌گیرد، با این حال فاضلاب‌های شهری به صورت فزاینده‌ای مستقیماً مصرف شده و یا پس از ورود به منابع آب سطحی، به زمینهای کشاورزی باز می‌گردند (Reiff 1987).

از طرف دیگر نشت لوله‌های فاضلاب در انگلستان برای شرکت‌های آبرسانی اغلب واقعه‌ای طبیعی و اجتناب ناپذیر است و بیشتر آلودگی توسط سیستم‌های مخازن فاضلاب ایجاد می‌شود. در لیورپول نشت ۳۶/۵ میلیون متر مکعب در سال فاضلاب معادل تغذیه ۱۸۰ میلیمتر در سال محاسبه شده است (Price and Reed 1989). با این وجود فتر (Fetter 1990) چاه‌های فاضلاب را فقط در صورتی بر روی کیفیت آب زیرزمینی مؤثر می‌داند که شرایط زیر در منطقه وجود داشته باشد:

۱- در منطقه تعداد زیادی چاه فاضلاب، به صورت متراکم وجود داشته باشد.

۲- زون غیر اشباع روی سطح آب زیرزمینی، ضخامت کمی داشته باشد.

۳- نفوذپذیری خاک منطقه زیاد باشد (مانند گراول).

FAO و کمیسیون اقتصادی اروپا در سال ۱۹۹۱ لجن فاضلاب را جزء کودهای آلی طبقه بندی کردند ولی هشدار دادند که این مواد معمولاً حاوی فلزات سنگین نیز هستند. آلودگی آب از طریق آبشستگی لجن مثل آلودگی ناشی از فضولات حیوانی است که پیش از این شرح داده شد.

بر اساس بررسی‌های گوناگونی که توسط آوچیوالا (Avchievala 1991) در هند و آفریقا انجام گرفته، ۲۰ تا ۵۰ درصد چاه‌های آب حاوی بیش از ۵۰ میلی گرم در لیتر نیترات هستند که در برخی موارد این مقدار به چند صد میلی گرم در لیتر می‌رسد. در کشورهای در حال توسعه معمولاً چاههای روستاها و یا چاههای نزدیک به شهرها هستند که بالاترین میزان نیترات را دارند، این نشانگر اینست که فضولات خانگی منبع اصلی این امر هستند.

بیکی و براون (Bicki and Brown 1991) با مطالعه بر روی مخازن فاضلاب، میزان و غلظت آلاینده‌های فاضلاب را مهمترین پارامتر در آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط انبارهای فاضلاب عنوان کردند و تخمین زده‌اند که حداقل اندازه‌ای که برای تضمین و بیمه آب‌های زیرزمینی در مقابل آلودگی مورد نیاز است برابر با ۰/۴ تا ۰/۶ هکتار می باشد.

مول و همکاران (Mull et al. 1992) با مطالعه بر روی نشت فاضلابها و آلودگی آبخوان در هانور (Hanover) در آلمان نتیجه گرفتند که ۵-۸ میلیون متر مکعب در سال فاضلاب وارد آبخوان می‌شود.

با تحقیقی که توسط سوماسودارن و همکاران (Somasudaran *et al.* 1993) در شهر مدرس (Madras) در هند انجام شد، غلظت‌هایی بالاتر از ۱۰۰۰ میلی گرم در لیتر در نمونه‌های آب زیرزمینی یافت شد. با توجه به تحقیقات انجام شده یکی از منابع آلاینده، نفوذ فاضلاب از طریق کانالهای آب و رودخانه‌ها بوده است. هرچند ماهیت و میزان آلودگی به ویژگی‌های طبیعی منطقه مانند زمین شناسی، اقلیم، انواع صنایع موجود، میزان جمعیت و شرایط و موقعیت شبکه جمع آوری فاضلاب و لوله‌های فاضلاب بستگی دارد.

دو پارامتر که منجر به آلودگی آبخوان میشود: نخست رودخانه بخش زیادی از فاضلاب خام را دریافت کرده باشد و سپس آب به آهستگی از این رودخانه به آبخوان نفوذ یابد. بیشتر مقالات منتشر شده در مورد آلودگی آبخوان توسط رودخانه، برای آبخوان‌های کارستی بوده هرچند مواردی نیز در آبخوان‌های آبرفتی (بیشتر اروپا) وجود دارد. برای مثال طبق تحقیقات یانگر و همکاران (Younger *et al.* 1993) در حوضه رودخانه تایمز، آلودگی رودخانه توسط منابع شهری مانند فاضلاب خانگی و پساب‌های صنعتی ایجاد می‌شود. این محققین به این نتیجه رسیدند که دنیتریفیکاسیون و اختلاط می‌تواند غلظت‌های نیترات را در طول نفوذ آب رودخانه به آبخوان کاهش دهد و رسوب بستر رود نیز می‌تواند به صورت سدی در برابر آلودگی عمل کند.

نیترات اغلب به عنوان یک آلاینده کشاورزی در آب‌های زیرزمینی مورد توجه قرار گرفته و بنابراین انتظار می‌رود که در آب‌های زیرزمینی حومه شهرها، غلظت بالاتری نسبت به آبخوان‌های شهری داشته باشد. نیترات عمدتاً به علت مصارف کودهای شیمیایی به فعالیت‌های کشاورزی نسبت داده شده است، در حالیکه سایر منابع نیترات مربوط به توسعه شهری می‌باشد که می‌تواند غلظت‌های نیترات را در آب زیرزمینی افزایش دهد. منابع غیر کشاورزی نیتروژن در آب زیرزمینی شامل نشت لوله‌های فاضلاب، آبشویی از زمین‌های آلوده، نفوذ از رودخانه و غیره می‌باشد. مطالعات اخیر حاکی از آن است که غلظت‌های نیترات در بعضی از آبخوانهای شهری مشابه یا حتی بیشتر از آبخوان‌های مناطق کشاورزی حومه شهرهاست (Ford and Tellam 1994).

تقریباً یک سوم فاضلاب ایالات متحده از طریق مخازن یا انبارهای جمع آوری فاضلاب دفع می‌شود. همچنین مخازن فاضلاب یک روش متداول در کشورهای کانادا و استرالیا و به همان اندازه در کشورهای در حال توسعه می‌باشد (Harman *et al.* 1996).

نخستین ارزیابی جامع کیفی آب زیرزمینی دره کدمندو (Kathmandu) در کشور نپال توسط بالد و همکاران (Bauld *et al.* 1996) بیانگر اینست که آبخوان کم عمق در این دره به میزان زیادی توسط فاضلاب آلوده شده است، علاوه بر این آلودگی مدفوعی همراه با غلظت‌های بالایی از آمونیوم، نیترات و فسفات در بیشتر نمونه‌های

آب زیرزمینی وجود دارد. عمده‌ترین آلودگی زیر شهرهای قدیم کدمندو (Kathmandu)، پاتن (Patan) و بیهاکتاپور (Bhaktapur) است و منشأ آن نشت لوله‌های فاضلاب و چاههای جذبی می‌باشد. انتشار آلودگی مدفوعی در طول بارش و بلافاصله پس از فصل بارندگی، افزایش یافته که به احتمال زیاد تغذیه آبخوان، ذرات ریز آلاینده‌ها را به سطح آب زیرزمینی منتقل می‌کند. احتمالاً آلاینده‌ها از طریق رودخانه‌های آلوده نیز به آبخوان کم عمق نفوذ می‌کند. انطباق کلی افزایش نیترات با افزایش کلیفرم مدفوعی پیشنهادی را مطرح میکند که نیترات اغلب از آلودگی مدفوعی و از نشت لوله‌های فاضلاب و نفوذ سطحی مواد مدفوعی و فضولات دفع شده ناشی می‌شود. نیترات توسط تجزیه میکروبی ترکیبات آلی نیتروژن مواد مدفوعی از طریق آمونیوم، ایجاد می‌گردد. تبدیل آمونیوم به نیترات فرایندی هوازی است و اغلب در منطقه وادوز انجام می‌گیرد. با توجه به استفاده گسترده اهالی شهر از آب زیرزمینی برای مصارف خانگی، آلودگی گسترده بیولوژیکی آبخوان کم عمق خطری جدی برای سلامتی مردم کدمندو (Kathmandu) محسوب می‌شود و آبخوان در مقابل آلودگی بیشتر توسط فاضلاب نیاز به حفاظت دارد.

در تحقیقی که توسط کاگاروگلو و گانی (Kagaroglu, and Gunay 1997) بر روی آب‌های زیرزمینی موجود در آبخوان آبرفتی شهر صنعتی Es kishir در ترکیه انجام شد، معلوم گردید که این آبخوان توسط فاضلاب‌های شهری و صنعتی و فعالیت‌های کشاورزی، به نیترات آلوده شده است.

براساس مطالعات کانتر (Canter 1997) غلظت نیتروژن کل در فاضلاب‌های یک سیستم انبار فاضلاب به طور شاخص حدود ۲۵ تا ۶۰ میلی گرم در لیتر است و بخش وسیعی از این نیتروژن کل (۲۰ تا ۵۵ میلی گرم در لیتر) به صورت آمونیوم و کمتر از یک میلی گرم به صورت نیترات است. یون‌های آمونیوم در مجاری فاضلاب ممکن است به نیترات اکسیده شوند که می‌تواند در خاک تحتانی حمل شده و سپس به آب‌های زیرزمینی انتقال یابد. نیترات آلاینده متداول آب‌های سطحی و زیرزمینی است که می‌تواند سبب مشکلات سلامتی در کودکان و حیوانات و به همان اندازه باعث غنی سازی غذایی (اوتروفیکاسیون) منابع آب شود.

وانگوش و پانکراتو (Vengosh and Pankratov 1998) نسبت‌های کلر به برم بسیار بالایی (۴۱۰ تا ۸۷۳) را برای فاضلاب‌های خانگی در اسرائیل گزارش داده‌اند که می‌تواند ناشی از مصرف بیش از حد نمک‌های کلرید به عنوان نگهدارنده‌ها و چاشنی‌های غذایی باشد.

آرند (Arnade 1999) با تحقیق روی چاه‌های شرب ناحیه پالم بای (Palm Bay) در فلوریدا آلودگی حاصل در این چاه‌ها را ناشی از نشت چاه‌های فاضلاب می‌داند. دفع فاضلاب در شهرهای کشورهای در حال توسعه، به

ویژه در مناطق پرجمعیتی که در نتیجه میزان بالای مهاجرت به وجود آمده‌اند، مشکلی بسیار جدی به شمار می‌رود. نشت فاضلاب و شبکه‌های آبرسانی، بالاترین درصد تغذیه بسیاری از آبخوان‌های شهری را در سراسر دنیا فراهم می‌کند (Yang et al. 1999). آب لوله‌های فاضلاب به دلیل نصب نادرست یا خراب شدن لوله‌ها به واسطه طول عمر، فرونشست و یا زلزله‌ها نشت می‌کند. نشت فاضلاب زمانی اتفاق می‌افتد که فاضلاب‌روها در بالای سطح ایستابی واقع شده‌اند.

طبق تحقیقات آلدرویش و دتریدجی (Alderwish and Dottridge 1999) در صنعا (Sanaa) در یمن، تقریباً ۸۰ درصد تغذیه آبخوان شهر از فاضلاب چاه‌های جذبی می‌باشد.

همچنین بر اساس مطالعات ایسویرس و همکاران (Eiswirth et al. 2000) تخمین زده شده که بیشتر از ۱۰۰ میلیون متر مکعب در سال فاضلاب در آلمان از لوله‌های فاضلاب آسیب دیده به سطوح زیرین نشت می‌کند. در شهر امان (Amman) نشت از سیستم‌های آبرسانی ۲۴ میلیون متر مکعب در سال برآورد شده و ۸ میلیون متر مکعب در سال از نشت چاه‌های جذبی فاضلاب، آبخوان را تغذیه می‌کند (Salameh et al. 2003). این مطالعات نشان می‌دهد که نشتی فاضلاب‌روها و لوله‌های فاضلاب تأثیر عمده‌ای روی کیفیت آب زیرزمینی دارد. فاضلاب نشتی حاوی مقادیر وسیعی از آلاینده‌ها مانند باکتریها و ترکیبات آلی و غیر آلی است.

کرونین و همکاران (Cronin et al. 2003) کیفیت شیمیایی و بیولوژیکی آب زیرزمینی ناتینگهام (Ntingham) در انگلستان را مورد مطالعه و بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که منابع اصلی نیتروژن، آب نشتی لوله‌های فاضلاب و آبشویی از زمین‌های آلوده می‌باشد. هرچند فاضلاب نشتی، منبع نیتروژن مهمی در مقیاس ناحیه‌ای نیست اما می‌تواند سبب آلودگی جدی آب زیرزمینی شده و به علت در بر داشتن آلاینده‌هایی همچون ارگانیزم‌های بیماریزا و مواد شیمیایی صنعتی و شوینده‌ها مشکلاتی را برای سلامت عمومی ایجاد می‌کند. تحقیقات نشان می‌دهد که منابع عمده نیتروژن در آبخوان‌های شهری سراسر دنیا اغلب مربوط به دفع فاضلاب و مواد زائد می‌باشد، به گونه‌ای که در ناتینگهام ۳۷ درصد مربوط به نشت آب لوله‌های فاضلاب بوده و ۳۸ درصد به آبشویی زمین‌های آلوده اختصاص دارد.

هو و همکاران (Hu et al. 2005) درمطالعات خود در منطقه کوزهوکانتی در دشت شمالی چین، یکی دیگر از علت‌های آلودگی آب زیرزمینی این منطقه را آبیاری با فاضلاب در زمینهای کشاورزی مطرح می‌کنند.

به نظر می‌رسد که نشت فاضلاب‌ها، یک مشکل گسترده جهانی است، اما بین مناطق شهری بسیار متغیر می‌باشد. در بعضی شهرهای آلمان مانند راستت و مونیخ (Rastatt and Munich) مقادیر بالای نیتروژن در آبخوان

ناشی از نشت فاضلاب می‌باشد. نشت لوله‌های فاضلاب نقش مهمی را در هیدروژئولوژی بعضی مناطق شهری ایفا می‌کند. غلظت نیتروژن در آب لوله‌های فاضلاب معمولاً کم است (کمتر از ۱۰ میلی گرم در لیتر)، اما حجم بزرگی از نشت لوله‌های فاضلاب می‌تواند مقادیر زیادی نیتروژن تولید کند. برای مثال در ناتینگهام تخمین زده شده که حدود ۵۵۰۰۰ کیلوگرم نیتروژن در سال آبخوان را آلوده می‌کند.

در بعضی شهرها، مخازن فاضلاب و چاه جذبی تنها راه دفع فاضلاب هستند، در حالیکه آب زیرزمینی منبع عمده آب شرب می‌باشد. در مناطقی که بخش عمده‌ای از فاضلاب با تصفیه اندک و یا بدون هیچ گونه تصفیه ای در کانال‌های آب یا رودخانه تخلیه می‌شود، این امر سبب آلودگی آبخوان می‌گردد.

بر اساس تحقیقات پارویی در سال ۲۰۰۶، مقادیر یونهای کلر، سولفات و به ویژه نترات در نمونه‌های آب زیرزمینی که از محل دفن قدیمی زباله در مشهد برداشته شده به دلیل نفوذ شیرابه زباله‌ها و فاضلاب به آبخوان، افزایش قابل توجهی را نشان می‌دهد به گونه‌ای که غلظت‌های این یونها از حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) بالاتر بوده و بیانگر آلودگی آبهای زیرزمینی می‌باشد.

## فصل سوم: روش انجام تحقیق و مطالعات

در این فصل کلیه عملیات صحرائی و آزمایشگاهی که جهت مطالعه اثرات منابع آلاینده و ارزیابی آسیب‌پذیری سفره آب زیرزمینی موجود در منطقه مورد مطالعه انجام شده است، به طور مختصر بیان می‌شوند.

مراحل کلی تحقیق به شرح زیر است:

- ۱- جمع‌آوری آمار و اطلاعات و تهیه نقشه منطقه مورد مطالعه
- ۲- اندازه‌گیری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب‌های سطحی و زیرزمینی
- ۳- اندازه‌گیری برخی خصوصیات بیولوژیکی آب‌های سطحی و زیرزمینی
- ۴- اندازه‌گیری عناصر فلزی و کمیاب آب‌های زیرزمینی با استفاده از روش ICP

### ۳-۱- جمع‌آوری آمار و اطلاعات و تهیه نقشه منطقه مورد مطالعه

به منظور تعیین محدوده مورد مطالعه و موقعیت جغرافیایی آن و شناسایی خصوصیات عمومی منطقه از نقشه زمین شناسی با مقیاس ۱ به ۱۰۰۰۰۰ گرگان و نقشه توپوگرافی با مقیاس ۱ به ۵۰۰۰۰ قرق سفلی استفاده شد و برای تعیین چاه‌های نمونه‌گیری نیز از نقشه تهیه شده توسط وزارت نیرو استفاده گردید. ویژگیهای زمین شناسی و هیدروژئولوژیکی منطقه نیز از اطلاعات و داده‌های موجود در اداره کل امور آب استان گلستان گرفته شد. همچنین برای تعیین مشخصات آب و هوایی منطقه اعم از

بارندگی، درجه حرارت و تبخیر از آمار ایستگاههای هواشناسی وابسته به دفتر مطالعات امور آب استان گلستان استفاده شد. برای اندازه‌گیری مساحت منطقه مورد مطالعه از دستگاه مساحت سنج (Planimeter) دیجیتال الکترونیکی، مدل OSK 4022 ساخت شرکت OGAWA SEIKI استفاده شد.

در دو مرحله بازدید صحرایی، اطلاعات کلی در خصوص منابع آلاینده موجود در منطقه نظیر کارخانه های تولیدی و صنعتی، دامداری‌ها و مرغداری‌ها، کشتارگاه دام، روستاها و کوره‌های آجرپزی بدست آمد و مختصات UTM هر کدام با GPS اندازه گیری شد. همچنین مختصات UTM و ارتفاع دهانه چاههای منطقه نسبت به سطح دریا توسط دستگاه GPS محاسبه گردید و عمق سطح ایستابی نیز برای چندین چاه که امکان به کارگیری دستگاه عمق سنج وجود داشت، اندازه‌گیری شد.

برای تهیه نقشه منطقه مورد مطالعه، از نرم افزارهای GIS (ArcView و Ilwis) و از نقشه ۱ به ۵۰۰۰۰ گرگان استفاده شد. سپس محل‌های نمونه گیری مربوط به آنالیزهای مختلف و سایر منابع آلاینده واقع در منطقه با استفاده از مختصات UTM اندازه گیری شده با GPS، بر روی نقشه تهیه شده مشخص گردید.

### ۳-۲- اندازه‌گیری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب‌های سطحی و

#### زیرزمینی

برای انجام این تحقیق، نقاط نمونه گیری در آبخوان آبرفتی و آبخوان سازند سخت به گونه‌ای انتخاب شدند که توزیع مناسبی با توجه به اهمیت نقاط (مجاورت زمینهای کشاورزی، دامداری‌ها، روستاها و کارخانه‌ها) داشته باشند.

#### ۳-۲-۱- اندازه‌گیری‌های انجام شده در محل نمونه برداری

مهمترین اندازه‌گیری‌هایی که در محل نمونه‌برداری انجام شده‌اند شامل قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، اسیدیته (pH) و درجه حرارت آب (T) می‌شوند که در محل نمونه برداری قابل اندازه‌گیری می‌باشند.



### ۳-۲-۱-۱ - قابلیت هدایت الکتریکی

برای اندازه‌گیری هدایت الکتریکی همه نمونه‌های آب در محل نمونه برداری، از دستگاه پرتابل (Conductivity meter) ساخت شرکت HACH استفاده شده است. یکی از مزایای دستگاههای پرتابل اندازه‌گیری هدایت الکتریکی در محل نمونه برداری و سهولت کنترل مداوم آن می‌باشد.

### ۳-۲-۱-۲ - اسیدیته

میزان pH آب نمونه‌ها در محل نمونه برداری توسط دستگاه pH متر مدل SUNTEX SP-701 اندازه‌گیری شده و دقت اندازه‌گیری pH توسط این دستگاه برابر ۰/۰۱ واحد است.

### ۳-۲-۱-۳ - درجه حرارت آب

پس از اندازه‌گیری EC و pH، دمای آب توسط دماسنج جیوه‌ای در همان محل نمونه برداری اندازه‌گیری شده است. دقت اندازه‌گیری دماسنج ۰/۵ درجه سانتیگراد می‌باشد.

### ۳-۲-۲-۲ - اندازه‌گیری‌های انجام شده در آزمایشگاه

نمونه‌گیری‌ها در سه فصل پائیز سال ۱۳۸۴ و بهار و تابستان سال ۱۳۸۵ انجام شد. در مجموع ۱۱ نمونه در آذر ماه سال ۱۳۸۴ (فصل خشک) برداشت شد که ۸ نمونه مربوط به چاه‌های آبخوان آبرفتی واقع در دشت و ۳ نمونه مربوط به چاه‌های سازند سخت بود. غلظت یونهای عمده برای این نمونه‌ها در آزمایشگاه اداره امور آب استان گلستان اندازه‌گیری شد. همچنین در خرداد ماه سال ۱۳۸۵ (فصل تر) از ۱۴ چاه نمونه برداری شد که ۱۱ نمونه از چاه‌های آبخوان آبرفتی واقع در دشت و ۳ نمونه از چاه‌های سازند سخت بود. غلظت عناصر اصلی این نمونه‌ها در آزمایشگاه پارک علم و فناوری استان سمنان اندازه‌گیری شد. لازم به ذکر است که تمام موارد آنالیز شیمیایی نمونه‌های آب حداکثر تا ۴۸ ساعت بعد از نمونه‌برداری انجام شده است.

برای نمونه برداری جهت آنالیز شیمیایی بطری‌های پلی اتیلنی ۲۵۰ میلی لیتری دارای دو درپوش مورد استفاده قرار گرفت. هنگام نمونه‌گیری، بطری را سه بار با آب مورد نظر پر و خالی کرده، سپس

اقدام به برداشت نمونه نهایی شده است. سپس نمونه‌ها برای اندازه‌گیری سختی آب و غلظت کاتیونها و آنیونهای اصلی به آزمایشگاه ارسال شدند.

### ۳-۲-۱- سختی

سختی کل آب مربوط به مجموع ترکیبات کلسیم و منیزیم در آب می‌باشد و واحد آن معمولاً بر حسب میلی گرم در لیتر کربنات کلسیم بیان می‌شود. لذا برای اندازه‌گیری غلظت یون کلسیم از روش حجم سنجی (تیتراسیون) با محلول EDTA ۰/۰۱ مولار و معرف HHSNNA استفاده شد. برای اندازه‌گیری یون منیزیم، ابتدا مجموع یون‌های کلسیم و منیزیم با روش تیتراسیون با معرف EBT (NH<sub>2</sub>OH-HCL) اندازه‌گیری شده و پس از کسر مقدار یون کلسیم از مجموع کلسیم و منیزیم، میزان یون منیزیم محاسبه شد. این پارامتر نیز برای تعدادی از نمونه‌های آب رودخانه و چاه اندازه‌گیری شده است.

### ۳-۲-۲- مواد معدنی

این مواد شامل کاتیونها و آنیون‌های قابل حل در آب می‌باشند. معمولاً نتایج آنالیز مواد شیمیایی بر حسب میلی گرم در لیتر بیان می‌شود. به منظور کنترل درست بودن تجزیه نمونه آب، غلظت یون‌ها به میلی اکی والان در لیتر تبدیل شده و درصد خطای آزمایش محاسبه شده است. کاتیونها شامل سدیم، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و آنیونها دربرگیرنده بی‌کربنات، کلرید، سولفات، نیترات و فسفات می‌باشند. غلظت سدیم و پتاسیم از طریق دستگاه نورسنج شعله‌ای (Flame photometer) و با استفاده از محلول‌های استاندارد سولفات سدیم و سولفات پتاسیم اندازه‌گیری شده است. تعیین میزان یون کلسیم و منیزیم نیز به روش حجم سنجی (تیتراسیون) که قبلاً شرح داده شد، انجام گرفته است. غلظت یون بی‌کربنات از طریق حجم سنجی با اسید سولفوریک ۰/۰۵ نرمال و شناساگر متیل اورانژ انجام شده است. مقدار یون کلر نیز به روش تیتراسیون با نیترات نقره ۰/۱ نرمال اندازه‌گیری شده است. میزان یون سولفات به روش وزنی با استفاده از اسید کلریدریک غلیظ و معرف متیل ردوکلروباریم به دست آمده است. با استفاده از دستگاه دیجیتالی اسپکتروفتومتر و کپسول‌های استاندارد یک بار مصرف، غلظت یونهای نیترات و فسفات اندازه‌گیری شده است. برای جلوگیری از

تغییر غلظت نیترات، نمونه‌ها پس از نمونه برداری در سریعترین زمان ممکن به آزمایشگاه منتقل شدند. در مورد نمونه‌های آذرماه سال ۱۳۸۴، اندازه گیری در آزمایشگاه اداره آب و فاضلاب استان گلستان و برای نمونه‌های خرداد ماه سال ۱۳۸۵ در آزمایشگاه پارک علم و فناوری استان سمنان انجام شده است.

### ۳-۳- اندازه گیری خصوصیات بیولوژیکی آب‌های سطحی و زیرزمینی

برای آنالیز بیولوژیکی آب، ۱۲ نمونه آب شامل ۷ نمونه از آب چاه و ۵ نمونه از آب رودخانه در آذر ماه سال ۱۳۸۴، خرداد و شهریور سال ۱۳۸۵ برداشته شد و به آزمایشگاه سازمان آب و فاضلاب شهری استان گلستان انتقال یافت تا مورد آزمون MPN (Maximum Probability Number) و تعیین بیشترین تعداد کلیفرمی در صد میلی لیتر آب قرار گیرد. برای آنالیز بیولوژیکی از بطری‌های شیشه ای درب دار، دهان گشاد و از جنس شیشه مقاوم که قبلاً در دستگاه اتوکلاو به مدت ۱۵ دقیقه در دمای ۱۲ درجه سانتیگراد استریل شده جهت نمونه برداری استفاده شد. بطری نمونه گیری را تا زمان نمونه برداری، بسته نگه داشته و در حین نمونه گیری دقت نموده تا سطح داخلی درپوش بطری و ابتدای بطری آلوده نشود (مثلاً دست نباید با این قسمت‌ها تماس یابد) سپس ظرف نمونه گیری را پر نموده و فوراً درپوش آن قرار داده می‌شود. در هنگام نمونه برداری، یک فضای خالی (حداقل ۲/۵ سانتیمتر) بالای بطری گذاشته می‌شود.

#### ۳-۳-۱- نحوه نمونه گیری آبهای سطحی برای آنالیز بیولوژیکی

برای نمونه گیری از آب رودخانه باید از تماس ظرف نمونه گیری با کناره آب یا بستر رود جلوگیری شود. برای نمونه برداری از آب رودخانه، بطری استریل را درحالیکه درب آن بسته است به طور کامل تا ۳۰ سانتیمتر به زیر آب برده، سپس درب آنرا باز کرده و خلاف جریان آب حرکت می‌دهیم تا آب وارد بطری شود. در طول پر کردن بطری نمونه گیری از آب، درب آنرا از زیر آب خارج نمی‌کنیم تا از تماس دیواره داخلی درب ظرف با هوای محیط جلوگیری شود. پس از پر شدن بطری از آب، درپوش ظرف در زیر آب بسته شده و آنگاه ظرف از آب بیرون آورده می‌شود. نمونه برداری به گونه‌ای انجام

تا ۳۰ سانتیمتر به زیر آب برده، سپس در آنرا باز کرده و خلاف جریان آب حرکت می‌دهیم تا آب وارد بطری شود. در طول پر کردن بطری نمونه گیری از آب، در آنرا از زیر آب خارج نمی‌کنیم تا از تماس دیواره داخلی درب ظرف با هوای محیط جلوگیری شود. پس از پر شدن بطری از آب، درپوش ظرف در زیر آب بسته شده و آنگاه ظرف از آب بیرون آورده می‌شود. نمونه برداری به گونه‌ای انجام شده که حباب هوا همراه آب داخل ظرف نشود. شکل ۱-۳ نمونه گیری از آب رودخانه گرمابدشت را نشان می‌دهد.



شکل ۱-۳- نحوه نمونه گیری از آب رودخانه گرمابدشت جهت آنالیز بیولوژیکی

### ۳-۳-۲- نحوه نمونه گیری آبهای زیرزمینی برای آنالیز بیولوژیکی

برای نمونه برداری از آب چاه از لوازم ضدعفونی کننده استفاده شده، چون تمامی نمونه‌ها از دهانه خروجی شیر آب گرفته شده که آب آن از چاه مورد نظر وارد لوله می‌شود. به همین جهت برای ضدعفونی کردن دهانه خروجی شیر آب، ابتدا مقداری پنبه را با پنس برداشته و به الکل آغشته می‌شود، سپس پنبه را با کبریت آتش زده و اطراف و داخل شیر آب به طور کامل ضدعفونی می‌شود. آنگاه بلافاصله بطری استریل از آب پر می‌شود، به گونه‌ای که حباب هوایی وارد بطری نشود. نمونه

گیری میکروبی باید به سرعت انجام شود تا حتی الامکان از ورود سایر میکروب‌های موجود در هوا به داخل ظرف جلوگیری شود. پس از نمونه برداری باید آزمایش بیولوژیکی نمونه‌ها بلافاصله شروع شود تا از تغییرات غیرقابل پیش بینی جلوگیری شود. به دلیل دوری نسبی منطقه مورد مطالعه تا آزمایشگاه، از یک کلمن یخ به عنوان خنک کننده برای نگهداری نمونه‌ها در طی انتقال به آزمایشگاه استفاده شده است. شکل ۲-۳ مربوط به نمونه گیری از آب چاه شرکت گیاه اسانس واقع در پائین دست روستای توسکستان می‌باشد. در این شکل قبل از پر نمودن بطری از آب، اطراف و داخل شیر آب ضدعفونی می‌شود.



شکل ۲-۳- نحوه نمونه گیری از آب چاه (مرحله ضد عفونی کردن)

### ۳-۳-۳- اندازه گیری خصوصیات بیولوژیکی آب در آزمایشگاه

برای تشخیص آلودگی بیولوژیکی آب، نمونه‌ها بلافاصله پس از نمونه برداری در شرایط استریل، درون کلمن یخ به آزمایشگاه اداره آب و فاضلاب استان گلستان منتقل شده تا از طریق آزمون MPN مورد آزمایش قرار گیرند. با توجه به میزان آلودگی، آزمایش MPN به روشهای مختلف انجام می‌گیرد. هنگامیکه نمونه آب مربوط به رودخانه و آلودگی آن بالاست، آزمایش به طریق ۹ لوله‌ای انجام میشود.

برای تهیه محیط کشت لاکتوز براث (Lactose Broth) دو رقت تهیه می‌شود (برای حجم نمونه ۱۰ میلی لیتر محیط غلیظ و برای حجم نمونه یک میلی لیتر و ۰/۱ میلی لیتر محیط رقیق تهیه میشود). برای محیط غلیظ ابتدا مقدار ۲۶ گرم از محیط کشت را وزن کرده، در یک ارلن ۱۰۰۰ میلی لیتر ریخته سپس در حجم یک لیتر آب مقطر کاملاً حل می‌کنیم. برای محیط رقیق مجدداً ۱۳ گرم از محیط کشت لاکتوز را وزن نموده در یک ارلن ۱۰۰۰ میلی لیتر ریخته سپس در حجم یک لیتر آب مقطر کاملاً حل می‌کنیم. حال محیط کشت آماده شده را در لوله‌های آزمایش محتوی لوله‌های دورهام به مقدار ۱۰ میلی لیتر تقسیم می‌کنیم و درب لوله‌ها را با پنبه و فویل آلومینیومی می‌بندیم سپس آنها را در داخل اتوکلاو گذاشته به مدت ۱۵ دقیقه در دمای ۱۲۱ درجه سانتیگراد استریل مینمائیم. محیط کشت باید روی لوله های دورهام را بگیرد (امتیازی ۱۳۷۵).

ابتدا مقدار ۴۰ گرم از پودر محیط کشت Brilliant Green را وزن نموده و در یک ارلن مایر ۱۰۰۰ میلی لیتر ریخته آن را در یک لیتر آب مقطر حل نموده و سپس در لوله‌های آزمایش محتوی لوله دورهام به حجم ۱۰ میلی لیتر تقسیم کرده دهانه لوله‌ها را با پنبه و فویل آلومینیومی بسته و مطابق روش فوق در اتوکلاو استریل می‌کنیم (امتیازی ۱۳۷۵).

آزمون MPN در سه مرحله انجام می‌گیرد که شامل مرحله احتمالی، مرحله تأییدی و مرحله تکمیلی می‌شود.

#### - مرحله احتمالی

تعداد لوله‌ها در روش ۹ لوله‌ای سه سری سه‌تایی می‌باشد. به ترتیب نمونه آب را در حجمهای ۱، ۱۰ و ۰/۱ میلی لیتر در محیط‌های کشت لاکتوز براث با استفاده از پیت استریل می‌ریزیم. به طوریکه در روش ۹ لوله‌ای به ترتیب در سه لوله اول ۱۰ میلی لیتر و در سه لوله دوم ۱ میلی لیتر و در سه لوله

سوم ۰/۱ میلی لیتر از نمونه آب را بر روی محیط کشت اضافه می‌کنیم. سپس نمونه‌های کشت شده را در دمای ۳۷ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴-۴۸ ساعت انکوبه می‌نماییم. اگر نتیجه مثبت باشد احتمال آلودگی کلیفرمی وجود دارد. در روش ۵ لوله‌ای نیز مطابق روش ۹ لوله‌ای عمل می‌شود. در این روش از یک سری ۵ لوله‌ای با حجم محیط کشت ۱۰ میلی لیتر استفاده می‌شود. مقدار نمونه آب ۱۰ میلی لیتر به ازای هر لوله می‌باشد.

لوله دورهام درون لوله آزمایش، محتوی مواد مغذی برای میکروارگانیسم‌ها می‌باشد. اگر در آب کلیفرم وجود داشته باشد، مواد مغذی را مصرف کرده و گاز منوکسید کربن تولید می‌کند. بنابراین وجود گاز در لوله‌ها در عرض ۴۸ ساعت، نشاندهنده مثبت بودن تست می‌باشد. البته حباب هوا را نباید با گاز تولید شده اشتباه گرفت، لوله‌ای که گاز در آن تولید شده در اثر رشد میکروارگانیسم‌ها کدر و تیره خواهد شد. گاهی با تکان دادن لوله آزمایش گازهای کوچکی را در لوله دورهام می‌توان دید، در این صورت تست فرضی است. برای تأیید لوله‌هایی که گاز در آنها دیده نشده است ولی رشد وجود دارد از محیط بریلیانت گرین استفاده می‌کنیم. حدود ۴۸ ساعت زمان برای تخمیر، تردید را در مورد کلی فرم‌هایی که به آهستگی گاز تولید می‌کنند از بین می‌برد.

#### - مرحله تأییدی

از محیط کشت بریلیانت گرین برای تست تأییدی استفاده می‌کنیم. در این مرحله از نمونه‌های مثبت به محیط کشت بریلیانت گرین با استفاده از لوپ تلقیح می‌کنیم. از هر لوله مثبت در دو لوله از محیط بریلیانت گرین تلقیح می‌نماییم. سپس نمونه‌های کشت شده در محیط بریلیانت گرین را در دماهای ۳۷ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه انکوباتور ساخت شرکت بهداد (Behdad) گرماگذاری می‌کنیم. اگر جواب مثبت باشد آب آلودگی کلیفرمی دارد. در هر مرحله می‌توان در صورت مثبت بودن نمونه‌ها با شمارش تعداد لوله‌های مثبت از روی جدول مقدار MPN را به دست آورد.

#### - مرحله گرماپای یا مدفوعی

این تست را برای لوله‌هایی که تست تأییدی آنها مثبت است، انجام می‌دهیم و آنها را در محیط بریلیانت گرین در دمای ۴۴/۵ درجه سانتیگراد و به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه بن ماری ساخت

شرکت ایران خودساز گرماگذاری می‌کنیم. اگر جواب مثبت باشد نمونه آب حاوی اشرشیاکلی (E.Coli) می‌باشد و میتوان با شمارش تعداد لوله‌های مثبت که حاصل آن یک عدد سه رقمی است، MPN را از روی جدول بدست آوریم. MPN بیانگر بیشترین تعداد کلیفرمی در ۱۰۰ میلی لیتر از نمونه آب میباشد.

### ۳-۴- اندازه‌گیری عناصر فلزی و کمیاب آب‌های زیرزمینی با استفاده از

#### روش ICP

در شهریور ماه سال ۱۳۸۵ از ۶ حلقه چاه عمیق که ۴ عدد چاه آب شرب و ۲ عدد چاه کشاورزی بود، به منظور تعیین عناصر فلزی سنگین و کمیاب با استفاده از روش ICP نمونه‌برداری انجام شد. سپس نمونه‌ها به شرکت زرا‌زما در تهران منتقل شد تا جهت اندازه‌گیری غلظت ۴۴ عنصر جدول تناوبی غیر از طلا به آزمایشگاه Amdel در استرالیا فرستاده شود. در مورد آنالیز ICP، به دلیل طولانی بودن مسافت انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه Amdel، برای جلوگیری از تغییر غلظت عناصر در این بازه زمانی، از اسید نیتریک استفاده شده است. پس از نمونه برداری از آب چاه به هر ظرف چند قطره اسید نیتریک اضافه شده و سعی می‌شود که مقدار pH کمتر از ۳ شود. در این شرایط تمام فعل و انفعال محلول متوقف و از تغییرات احتمالی ترکیب آب جلوگیری می‌شود (Kim et al. 2002). عناصر سمی شامل آرسنیک، جیوه، سرب، کروم، نیکل، بور و نیز عناصر فلزی مانند آلومینیوم، باریم، آهن، منگنز و غیره نیز در آزمایشگاه Amdel با روش ICP اندازه‌گیری شده‌اند.



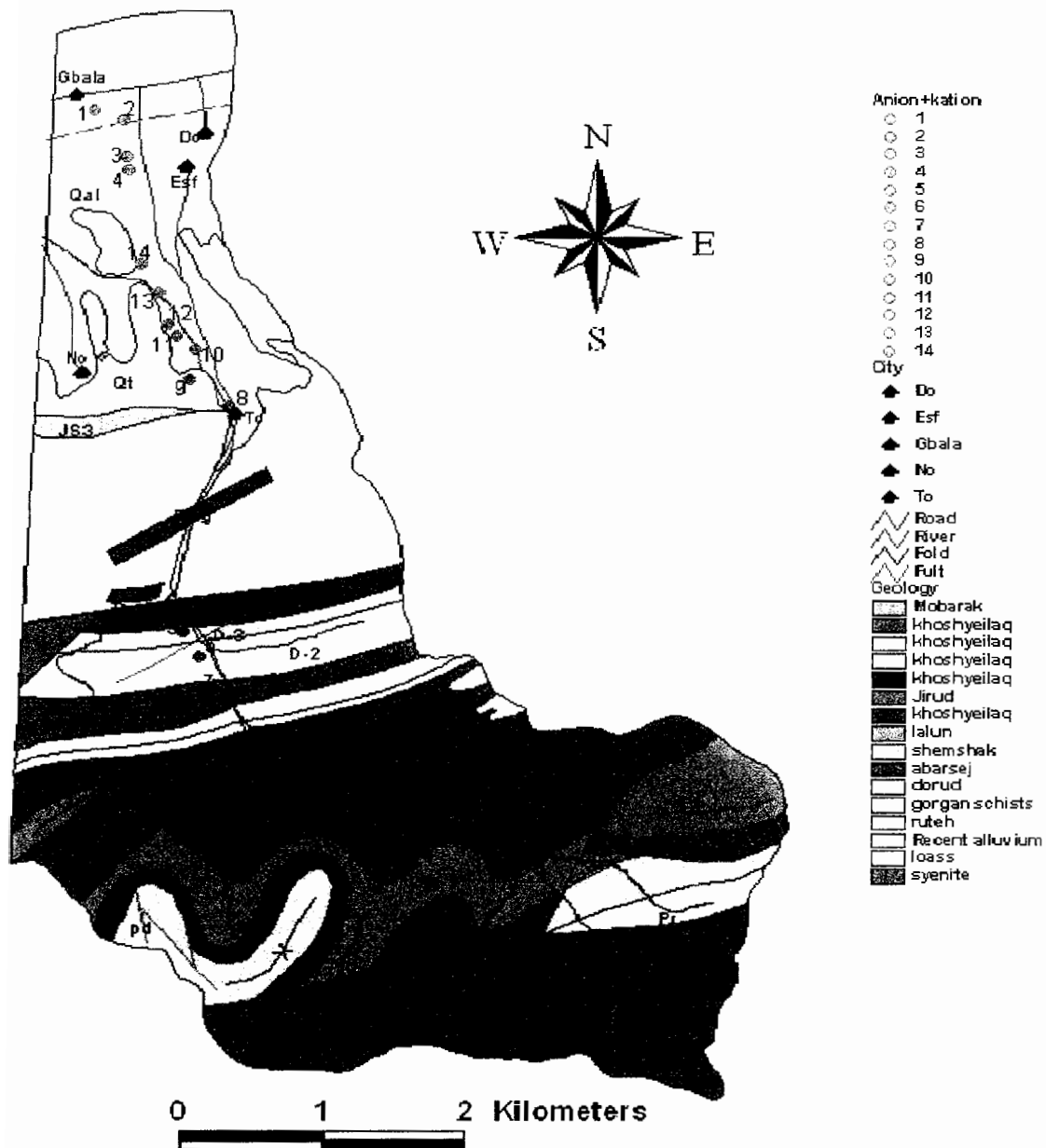
## فصل چهارم: ارزیابی آسیب پذیری سفره آب زیرزمینی نسبت به آلودگی در حوضه گرمابدشت

به منظور بررسی کیفی منابع آب در منطقه گرمابدشت و ارزیابی آسیب پذیری سفره آب زیرزمینی، در زمان‌های مختلف از آب‌های سطحی و زیرزمینی نمونه برداری به عمل آمد و نمونه‌های آب پس از انتقال به آزمایشگاه بر اساس روشهای تشریح شده در فصل سوم مورد تجزیه قرار گرفتند. همچنین تعدادی از پارامترهای تعیین کننده، در محل نمونه‌برداری، اندازه‌گیری شدند. نتایج حاصل از هریک از مراحل با توجه به استانداردهای جهانی مورد ارزیابی قرار گرفته است.

### ۴-۱- اندازه‌گیری‌های انجام شده در محل نمونه برداری

پارامترهایی که برای نمونه‌های آب چاه در محل نمونه برداری اندازه‌گیری شده، شامل هدایت الکتریکی و اسیدیته می‌باشد که مقادیر حاصله برای دو فصل تر و خشک در جدول ۴-۱ آورده شده است. شکل ۴-۱ محل چاه‌های نمونه‌برداری را برای ۱۴ نمونه در فصل تر (خرداد ماه) سال ۱۳۸۵ بر روی نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد. نمونه‌های ۵ و ۶ و ۷ مربوط به چاه‌های سازند سخت و بقیه نمونه‌ها از چاه‌های آبخوان آبرفتی واقع در دشت برداشته شده است. از آنجائیکه بعضی از نمونه‌های آب از طریق منبعی که در بالای چاهها قرار گرفته است، برداشت شده و در برخی دیگر طول لوله آب نسبتاً زیاد

و درجه حرارت آب تابع درجه حرارت محیط بوده است، مقادیر مربوط به درجه حرارت آب دقت مناسبی ندارند و به همین لحاظ در این جا از ذکر آنها خودداری شده است.



شکل ۴-۱- مکانهای نمونه برداری جهت اندازه گیری یونهای اصلی در فصل تر

جدول ۴-۱- مقادیر EC و pH اندازه‌گیری شده در محل نمونه برداری برای نمونه‌های آب چاه در فصل تر و خشک

فصل تر		فصل خشک		شماره
هدایت الکتریکی ( $\mu\text{mhos/cm}$ )	pH	هدایت الکتریکی ( $\mu\text{mhos/cm}$ )	pH	نمونه
792	7.6	812	7.7	1
860	7.4	908	7.5	2
740	7.5	873	7.6	3
700	7.5	737	7.7	4
669	7.4	796	7.6	5
764	7.3	882	7.5	6
789	7.5	815	7.7	7
682	7.6	721	7.7	8
704	7.3	729	7.5	9
589	7.3	680	7.5	10
733	7.6	799	7.4	11
725	7.6	808	7.4	12
608	7.4	812	7.7	13
577	7.6	611	7.8	14

#### ۴-۱-۱- بررسی قابلیت هدایت الکتریکی

قابلیت هدایت الکتریکی (Electrical conductivity) معیاری است جهت سنجش توانایی یک محلول برای انتقال الکتریسیته، از آنجائیکه این توانایی تابعی از حضور یون‌های موجود در یک محلول می‌باشد، اندازه‌گیری این پارامتر نشانگر خوبی در مورد کل مواد حل شده در آب به شمار می‌آید (Todd 1980). هرچه مقدار یون‌های موجود در آب بیشتر باشد، قابلیت محلول برای هدایت الکتریسیته بیشتر می‌شود و مقدار هدایت الکتریکی افزایش می‌یابد. خصوصیات زمین شناسی، بزرگی حوزه آبریز، ورود فاضلابها و رواناب‌های مختلف، زه‌آب‌های کشاورزی، پساب‌های شهری و صنعتی و بارش‌های جوی بر تغییرات هدایت

#### ۴-۱-۲- بررسی اسیدیته

اسیدیته یا pH غلظت یون هیدروژن را در آب مشخص می‌کند. pH یکی از مهمترین خواص فیزیکوشیمیایی آب است که می‌تواند بر روی انحلال مواد و فعالیت بیولوژیکی اثر بگذارد. pH آب آلوده نشده اساساً رابطه بین دی‌اکسیدکربن آزاد با مقدار کربنات و بی‌کربنات را نشان می‌دهد. آب‌های طبیعی معمولاً دارای pH بین ۴ تا ۹ می‌باشند و اکثر آنها به علت انحلال کربنات و بی‌کربنات‌های قلیایی پوسته زمین کمی قلیائی می‌باشند (شریعت پناهی ۱۳۷۱). اندازه‌گیری pH یکی از مهمترین و معمول‌ترین آزمون‌های شیمی آب است. در عمل مراحل مختلف تصفیه و تأمین آب شامل خنثی سازی با اسید، سختی‌گیری، ته‌نشینی، انعقاد و گندزدایی به pH وابسته است. pH آبهای خام به علت تأثیری که بر فرایندهای تصفیه و خوردگی تأسیسات دارد از اهمیت زیادی برخوردار است. خوردگی آب ممکن است موجب اضافه شدن موادی چون آهن، مس، سرب و روی و کادمیم به آب شود. مقدار pH اندازه‌گیری شده برای تمام نمونه‌های آب چاه در دو فصل خشک و تر به‌طور متوسط حدود ۷/۵ می‌باشد که در محدوده آب‌های طبیعی قرار می‌گیرد. علاوه بر این ملاحظه می‌شود که مقادیر pH در فصول تر و خشک کم و بیش یکسان می‌باشد و این رفتار از خصوصیات آبخوانهای آبرفتی و سفره‌های کارستی توسعه نیافته می‌باشد.

#### ۴-۲- اندازه‌گیری کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در منابع آب

در آزمایشگاه پارک علم و فناوری استان سمنان، غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های مهم شامل سدیم، پتاسیم، کلسیم، منیزیم، کلرید، سولفات، بی‌کربنات، نیترات و فسفات برای ۱۱ نمونه آب در فصل خشک و ۱۴ نمونه آب در فصل تر، از سازندهای سخت و سفره آبرفتی اندازه‌گیری شده است. نمونه‌های ۵ و ۶ و ۷ از آب چاه‌های سازند سخت و سایر نمونه‌ها مربوط به چاه‌های آبخوان آبرفتی واقع در دشت می‌باشد. نتایج حاصله برای ۱۱ نمونه آب در فصل خشک در جدول ۴-۲ و ۱۴ نمونه برای فصل تر در جدول ۴-۴ برحسب میلی گرم بر لیتر ارائه شده است.

جدول ۴-۴- غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی گرم برلیتر) در آبهای منطقه مورد مطالعه (فصل تر)

غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی گرم برلیتر)									
Samples	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
1	18.1	1.4	23.5	62.3	21	98	214	16.4	0.54
2	11.3	1.0	27	65	23	96	218	15.6	0.48
3	16.1	1.2	27.0	64.0	25.0	101.0	215.0	16.2	0.56
4	21.8	1.8	26.0	68.0	35.0	104.2	210.0	12.8	0.22
5	18.1	2.0	36.0	88.0	47.0	112.0	260.4	7.8	0.18
6	19.3	1.8	34.0	87.0	45.0	111.0	261.3	7.5	0.14
7	18.5	1.8	36	88	44	108	267	6.7	0.16
8	16.1	1.6	29.1	63	22	107	213	18.1	0.36
9	15.8	1.9	31	62	19	101	209	16.2	0.24
10	13.8	2.3	28	63	20	112	208	15.9	0.19
11	12.3	2.2	29.8	64.5	21	116	216	16.4	0.22
12	14.1	2.6	31.1	70	28	101.2	215	16.3	0.22
13	13.4	1.8	30.5	76.1	27	107	224	15	0.28
14	12.8	1.4	29.1	74.6	26	109	218	14.5	0.18

برای محاسبه درصد خطای آزمایش در جدول ۴-۳ و ۴-۵ از رابطه زیر استفاده شده است.

$$Error\% = \frac{(\sum A - \sum C)}{(\sum A + \sum C)/2} \times 100 \quad (1-4)$$

که در این فرمول  $\sum A$  مجموع آنیونها و  $\sum C$  مجموع کاتیونها می باشد.

جدول ۴-۳ و ۴-۵ غلظت یونهای اصلی بر حسب میلی اکی والان بر لیتر (meq/l) و درصد خطای آزمایش

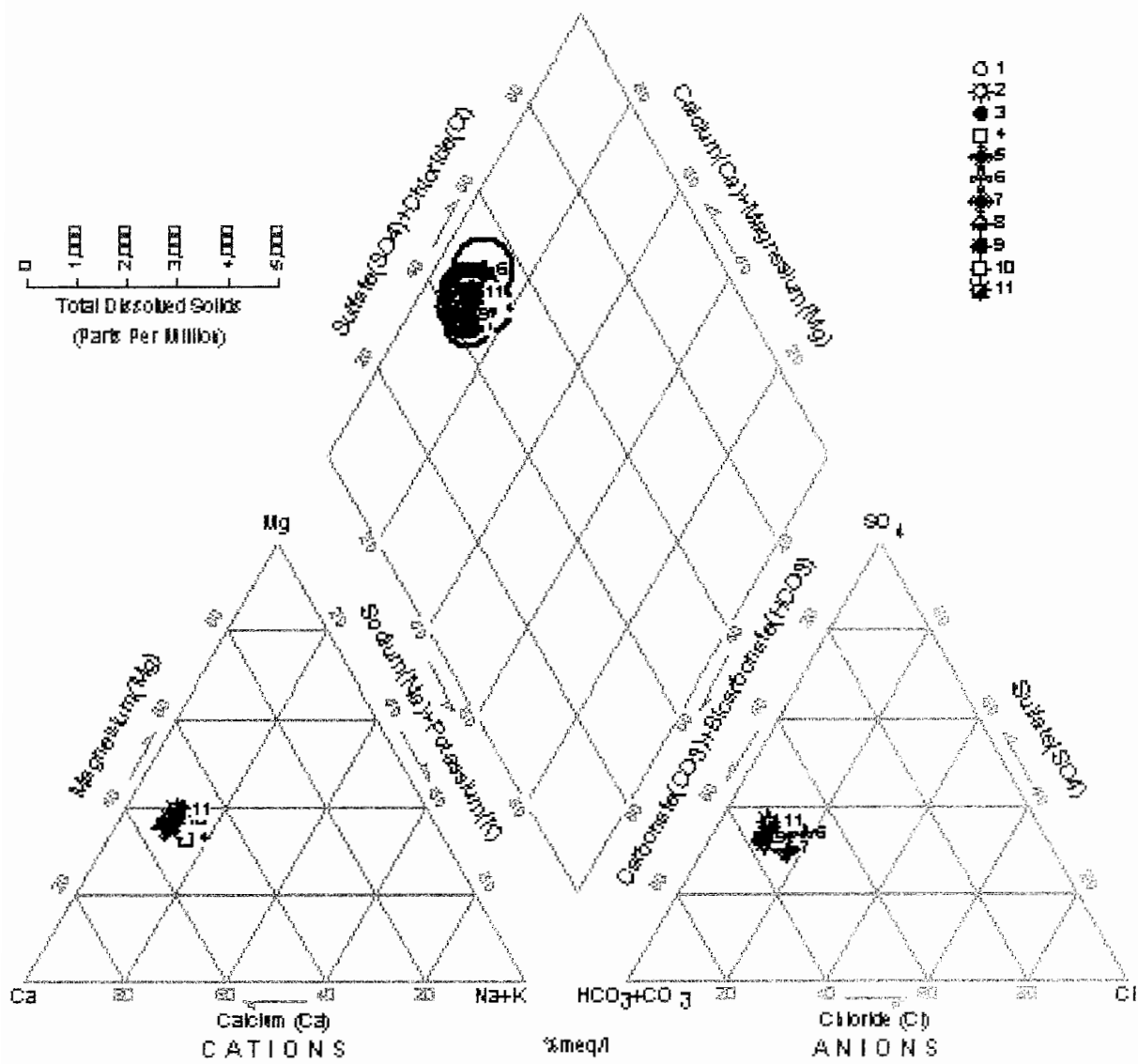
محاسبه شده برای تمام نمونه ها را در فصل تر نشان می دهد.

جدول ۴-۵- غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی اکی والان برلیتر) در آبهای منطقه مورد مطالعه (فصل تر)

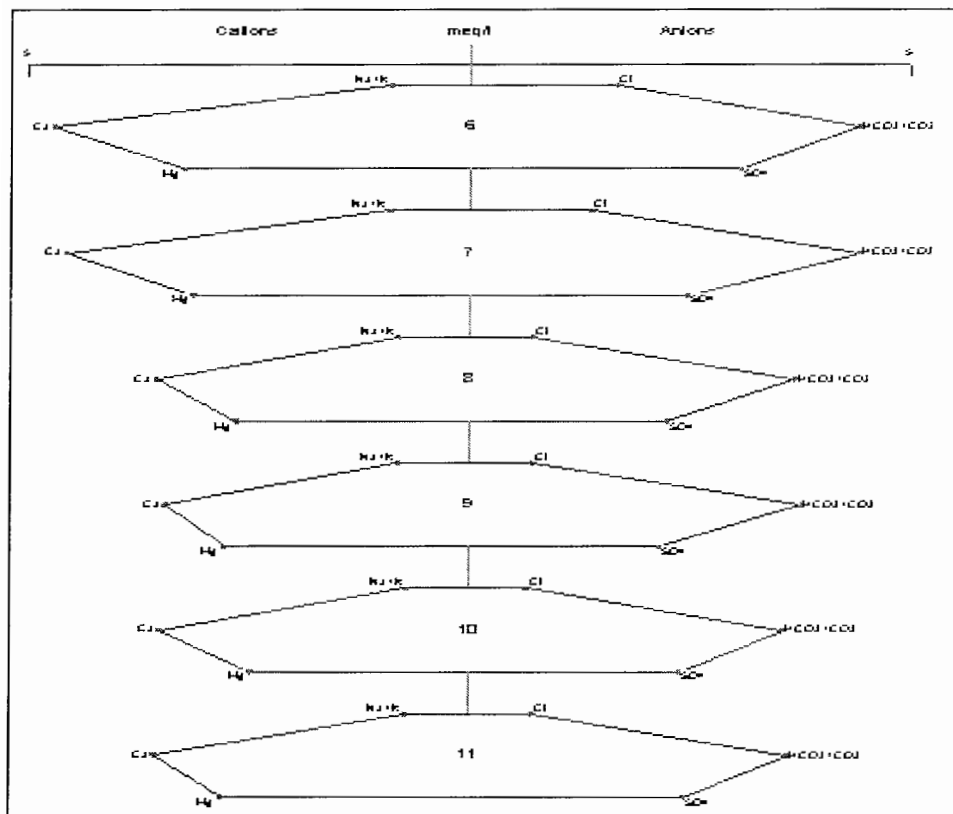
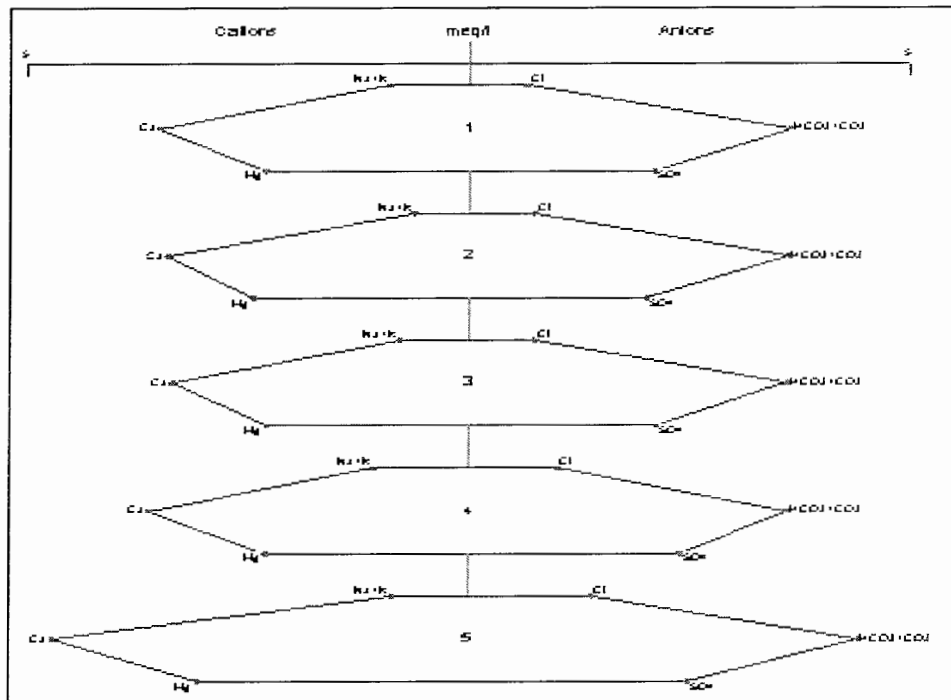
غلظت یونهای اصلی (برحسب میلی اکی والان برلیتر)												
Samples	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	ΣCations	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	ΣAnions	%Error
1	0.8	0.03	2.0	3.1	5.9	0.6	2.0	3.5	0.26	0.01	6.1	4.68
2	0.5	0.02	2.3	3.3	6.0	0.6	2.0	3.6	0.25	0.01	6.2	3.77
3	0.7	0.03	2.3	3.2	6.2	0.7	2.1	3.5	0.26	0.01	6.3	2.93
4	0.9	0.04	2.2	3.4	6.5	1.0	2.2	3.4	0.2	0.006	6.6	1.29
5	0.8	0.05	3.0	4.4	8.2	1.3	2.3	4.3	0.12	0.005	7.9	3.23
6	0.8	0.04	2.8	4.4	8.0	1.3	2.3	4.3	0.12	0.004	7.9	1.99
7	0.8	0.04	3.0	4.4	8.2	1.2	2.3	4.4	0.1	0.005	7.9	4.20
8	0.7	0.04	2.4	3.2	6.3	0.6	2.2	3.5	0.29	0.01	6.3	1.04
9	0.7	0.04	2.6	3.1	6.4	0.5	2.1	3.4	0.26	0.007	6.1	4.90
10	0.6	0.05	2.3	3.2	6.1	0.6	2.3	3.4	0.25	0.005	6.3	3.60
11	0.5	0.05	2.5	3.2	6.2	0.6	2.4	3.5	0.26	0.006	6.5	4.78
12	0.6	0.06	2.6	3.5	6.7	0.8	2.1	3.5	0.26	0.006	6.4	4.31
13	0.6	0.04	2.5	3.8	6.9	0.8	2.2	3.7	0.24	0.008	6.7	3.93
14	0.6	0.03	2.4	3.7	6.7	0.7	2.3	3.6	0.23	0.005	6.6	2.02

#### ۴-۲-۱- تیپ آبهای زیرزمینی در منطقه

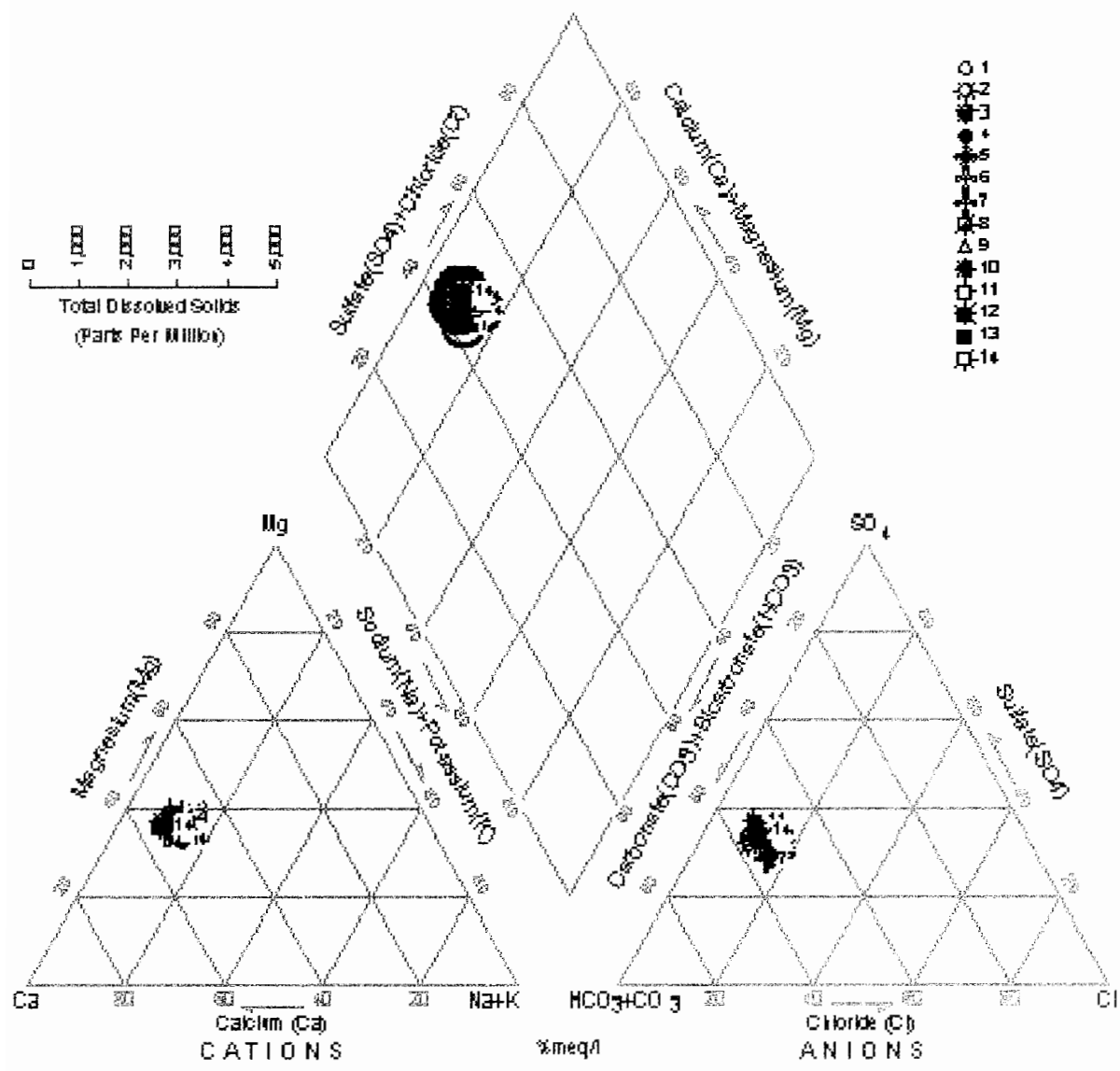
تیپ آب نشان دهنده غلظت نسبی کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی در آب می‌باشد. جهت تعیین تیپ آب، غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها بایستی برحسب میلی اکی‌والان در لیتر یا meq/l محاسبه شود. با توجه به نتایج ارائه شده در جداول مذکور ملاحظه می‌شود که تیپ کلی آب زیرزمینی در تمام چاهها بی‌کربناته میباشد. به منظور بررسی دقیق تیپ آبهای زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه از نمودار پایپر (Piper) و استیف (Stiff) استفاده شده است (صدافت ۱۳۸۲). شکل‌های ۴-۳ و ۴-۴ به ترتیب نمودار پایپر و استیف را برای نمونه های فصل خشک و شکل‌های ۴-۵ و ۴-۶ نمودار پایپر و استیف را برای نمونه‌های فصل تر نشان می‌دهد.



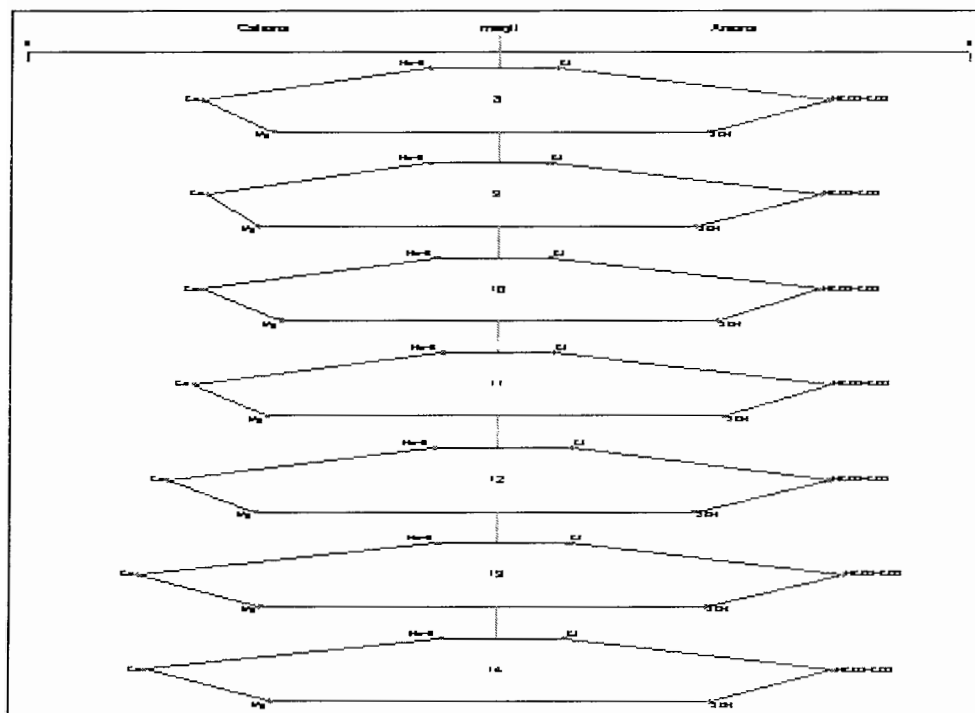
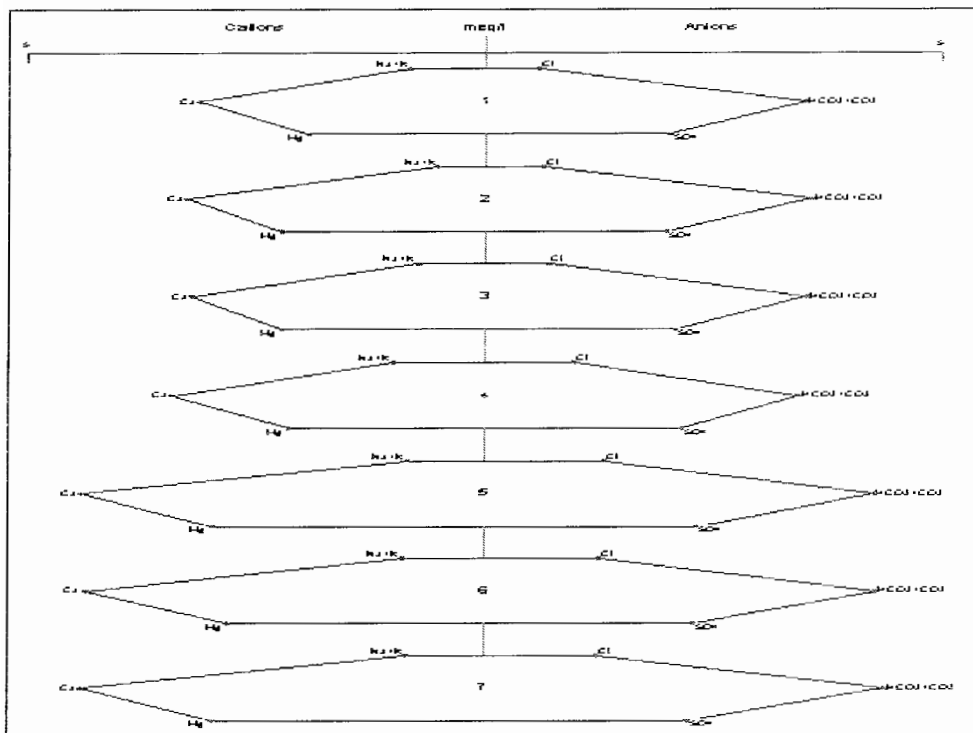
شکل ۴-۳- نمودار پایپر (Piper) برای نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه درفصل خشک







شکل ۴-۵- نمودار پایپر (Piper) برای نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه درفصل تر



شکل ۴-۶- نمودار استیف برای نمونه آبهای زیرزمینی منطقه در فصل تر

نمودارهای رسم شده نشان می‌دهد که تیپ آب در نمونه‌های فصل خشک و تر، بی‌کربناته کلسیم بوده و به ویژه در نمونه‌های شماره ۵ و ۶ و ۷ که مربوط به چاههای سازند سخت می‌باشد، کشیدگی نمودار استیف بیشتر است که این به علت بالاتر بودن غلظت‌های یونهای بی‌کربنات و کلسیم ناشی از نزدیک‌تر بودن به سازندهای آهکی است. همچنین نمودار پایپر بیانگر اینست که میزان یونهای قلیائی خاکی بیشتر از یونهای قلیائی و نیز اسیدهای ضعیف بیشتر از اسیدهای قوی می‌باشد. همچنین قرارگیری نمونه‌ها در منطقه لوزی نمودارهای پایپر نشانگر اینست که سختی کربناته از ۵۰ درصد تجاوز می‌نماید، به عبارت دیگر قلیائی‌های خاکی و اسیدهای ضعیف غلبه دارند. نمودارهای استیف مربوط به نمونه‌های آبرفت کم و بیش رفتار یونی مشابهی را شامل می‌شوند و نمونه‌های شماره ۵ و ۶ و ۷ نیز رفتار کم و بیش یکسانی را دارا هستند.

#### ۴-۲-۲- سختی آب

سختی (Hardness) یکی از ابزارهای اندازه‌گیری حضور کاتیونهای مهم در آبهاست. تقریباً تمام سختی آب ناشی از یونهای کلسیم و منیزیم محلول می‌باشد (Davis and Dewiest 1975). کربنات و بیکربنات کلسیم و منیزیم از عوامل اصلی سختی کربناته و سایر نمک‌های کلسیم و منیزیم موجب سختی غیرکربناته آب هستند. مجموع سختی کربناته و غیرکربناته، سختی کل آب را تشکیل می‌دهد. سختی موقت یا کربناته در اثر حرارت تجزیه و گاز دی‌اکسیدکربن از آب خارج شده و کربنات‌های کلسیم و منیزیم رسوب می‌نمایند و به سختی غیرکربناته که حرارت در آن اثری ندارد و به واسطه وجود سولفات و کلرورهای کلسیم و منیزیم که در اثر جوشیدن رسوب نمی‌دهند پدید می‌آید، سختی دائم گفته می‌شود. از عوارض افزایش سختی آب، رسوب گذاری در بویلرهای صنعتی و تشکیل پوسته‌های سفید رنگ به نام لکه‌های آب بر روی سطوح دوش‌ها، شیرآب و لایه صابون روی وان حمام‌ها است که باعث شکایت مصرف‌کنندگان می‌شوند. مسائل به وجود آمده در اثر افزایش سختی، مانند امکان تشکیل جرم در دیگ بخار و سیستم‌های آبگرمکن از نظر اقتصادی مورد توجه قرار می‌گیرد. همچنین تشکیل نمک‌های محلول کلسیم و منیزیم (با آنیونهای صابون) باعث ایجاد اسکام (SCUM) در زمان شستشو می‌شود. طبق پیشنهاد سازمان

بهداشت جهانی در سال ۱۹۷۱ بالاترین حد مطلوب سختی برابر ۱۰۰ میلی گرم در لیتر بر حسب کربنات کلسیم می‌باشد. اگر سختی بیشتر از ۱۵۰ ppm باشد نامناسب است و برای استفاده از آب باید سختی آن را کاهش داد (Davis and Dewiest 1975). احتمال آن می‌رود که یونهای عامل سختی آب، اثر سایر یونهای فلزی را بر برخی ارگانیزمها تحت تأثیر قرار دهند. همچنین آبهای سخت باعث افزایش مصرف مواد پاک کننده و شوینده‌ها می‌شود و در نتیجه از این طریق باعث افزایش آلودگی ناشی از فاضلاب خانگی می‌شود. برای اندازه گیری سختی از دو روش محاسباتی و تیتراسیون استفاده می‌شود. روش محاسباتی برای تمام آبها به کار می‌رود و دقت بیشتری دارد. سختی آب برای نمونه‌های آب در فصل خشک و تر محاسبه شده و نتایج بر حسب میلی گرم در لیتر کربنات کلسیم در جدول ۴-۶ و ۴-۷ بیان شده‌اند. نحوه محاسبه سختی آب نیز در رابطه زیر ارائه شده است (مشاور جاماب ۱۳۸۲):

$$H = 2.5 [Ca^{+2}] + 4.16 [Mg^{+2}] \quad (2-4)$$

#### ۴-۲-۳- نسبت جذب سدیم

نسبت جذب سدیم (Sodium Adsorption Ratio, S.A.R.) نسبت یونهای سدیم را در یک نمونه آب نسبت به یونهای کلسیم و منیزیم نشان می‌دهد. این نسبت (SAR) برای پیش‌بینی خطر سدیم در آبهایی با میزان کربنات بالا به کار می‌رود. در صورتی که نسبت جذب سدیم کمتر از ۴ باشد مشکلی از لحاظ میزان سدیم وجود ندارد. با افزایش این نسبت از میزان ۸ معمولاً مقدار سدیم زیاد است و می‌تواند باعث برهم زدن بافت خاک و کاهش نفوذپذیری آن شود و به طور غیر مستقیم روی رشد گیاه مؤثر می‌باشد (صداقت ۱۳۷۳). چنانچه  $SAR > 13$  باشد، سبب مشکل سدیمی شدن خاک می‌شود و خاک مذکور را خاکهای سدیمی (Sodic Soil) گویند. نتایج محاسبه نسبت جذب سدیم برای نمونه‌های آب در فصل خشک و تر در جدول ۴-۶ و ۴-۷ ارائه شده است. این پارامتر از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{(Ca + Mg)/2}} \quad (3-4)$$

#### ۴-۲-۴- درصد سدیم

سدیم در بیشتر منابع آب وجود دارد و مقدار آن به ویژه در آبی که جهت کشاورزی استفاده می‌شود اهمیت دارد. درصد سدیم (Sodium Percentage) می‌تواند به دو صورت بر گیاهان تأثیر بگذارد: (۱) از طریق تخریب ساختمان خاک و پخش دانه‌های رس (به جای چسبیدن) و تغییر وضعیت هوادهی و حرکت آب در خاک، (۲) به واسطه سمی بودن سدیم برای بعضی از گیاهان (از طریق برگ یا ریشه). اگر رس‌های موجود در خاک سدیم جذب کنند، بسیار چسبناک می‌شوند و نفوذپذیری آن کاهش می‌یابد. این پارامتر نیز در جدول ۴-۶ و ۴-۷ از رابطه زیر محاسبه شده است:

$$\%Na = \frac{Na}{Na + K + Ca + Mg} \times 100 \quad (4-4)$$

#### ۴-۲-۵- نسبت کلسیم به منیزیم

نسبت غلظت یون کلسیم به یون منیزیم در آبهای زیرزمینی کربناته، شاخص خوبی برای تشخیص سفره های آهکی از دولومیتی است. به طور کلی نسبت‌های نزدیک به یک مربوط به لایه‌های آبدار دولومیتی بوده و نسبت‌های بین ۱ و ۱۰ مربوط به لایه‌های آبدار آهکی می‌شوند (White 1988, Longmuir 1971). در صورتیکه نسبت‌های بزرگتر از ۱۰ در آبهای کارستی مشاهده می‌شود، نشانگر درصد خلوص بالای آهک و یا وجود کانیهای ژئیس یا انیدرید (Gypsum or Anhydrite) در تشکیلات آهکی می‌باشد. معمولاً نسبت‌های کمتر از یک در تشکیلات کربناته مشاهده نمی‌شود، به استثناء مواردی که فرار گاز دی اکسید کربن از آب زیرزمینی در لایه آبدار دولومیتی موجب رسوب کلسیت یا آراگونیت گردد و بدین ترتیب غلظت یون منیزیم در آب بالا رود.

جدول ۴-۶- مقادیر پارامترهای محاسبه شده برای چاههای منطقه مورد مطالعه در فصل خشک

نسبت کلسیم به منیزیم	درصد سدیم (% Na)	نسبت جذب سدیم (SAR)	سختی (Hardness)	شماره چاه
1.52	0.12	0.47	292	1
1.36	0.09	0.35	295	2
1.47	0.10	0.41	284	3
1.56	0.14	0.58	297	4
1.51	0.09	0.40	391	5
1.42	0.09	0.4	399	6
1.43	0.10	0.45	387	7
1.33	0.09	0.39	311	8
1.21	0.10	0.39	312	9
1.4	0.08	0.34	300	10
1.28	0.08	0.33	320	11
1.21	0.08	0.33	284	Min
1.56	0.14	0.58	399	Max
1.41	0.1	0.41	326	Mean

در محاسبات نسبت جذب سدیم، درصد سدیم و نسبت کلسیم به منیزیم، غلظت تمام یونها در روابط مذکور بر حسب میلی اکی والان در لیتر می‌باشد. همانطور که در جدول ۴-۶ و ۴-۷ ملاحظه می‌شود، مقادیر سختی آب در سفره آب زیرزمینی منطقه به ویژه در سازندهای سخت (چاههای شماره ۵ و ۶ و ۷) بسیار زیاد است. چنانچه سختی آب بیشتر از ۳۰۰ میلی گرم در لیتر کربنات کلسیم باشد، آب مورد نظر در دسته آبهای خیلی سخت طبقه بندی می‌شود و برای استفاده از چنین آبهایی باید سختی آنها را کاهش داد. در منطقه مورد مطالعه تمام آبهای زیرزمینی جزء آبهای بسیار سخت قلمداد می‌شوند. مقادیر نسبت جذب سدیم و درصد سدیم پائین بوده و خاک مشکل سدیمی شدن ندارد و نسبت‌های کلسیم به منیزیم بین ۱ و ۱۰ بوده که نشان دهنده لایه آبدار آهکی می‌باشد.

جدول ۴-۷- مقادیر پارامترهای محاسبه شده برای چاههای منطقه مورد مطالعه در فصل تر

نسبت کلسیم به منیزیم	درصد سدیم (% Na)	نسبت جذب سدیم (SAR)	سختی (Hardness)	شماره چاه
1.55	0.13	0.50	254	1
1.43	0.08	0.29	275	2
1.39	0.11	0.42	272	3
1.54	0.13	0.53	278	4
1.46	0.09	0.41	370	5
1.57	0.09	0.42	359	6
1.46	0.09	0.41	369	7
1.33	0.11	0.41	278	8
1.19	0.10	0.41	284	9
1.39	0.09	0.36	274	10
1.28	0.08	0.29	285	11
1.34	0.08	0.34	304	12
1.52	0.08	0.33	317	13
1.54	0.08	0.34	307	14
1.19	0.08	0.29	254	Min
1.57	0.13	0.53	370	Max
1.43	0.10	0.39	302	Mean

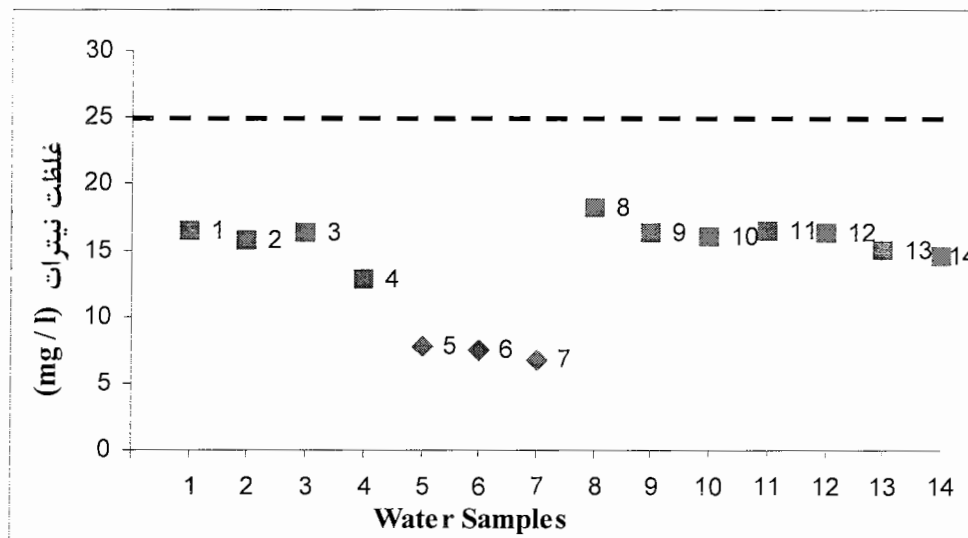
#### ۴-۲-۶- بررسی غلظت کاتیونها و آنیونها در آبهای زیرزمینی منطقه

به منظور بررسی غلظت یونهای عمده از چندین چاه با پراکنش مناسب در منطقه نمونه برداری انجام شد و نتایج حاصل از آنالیز آنها مورد مطالعه قرار گرفت. غلظت این یونها در فصل خشک به طور نسبی بیشتر از فصل تر است که به علت پدیده رقیق شدگی در فصل تر می باشد.

#### الف- نیترات

یون نیترات از جمله یونهایی است که غلظت آن در آب، پارامتر مهمی برای ارزیابی کیفیت آب محسوب می‌شود. نیترات در منابع آب می‌تواند نتیجه آبخوبی آب‌های سطحی، تجزیه مواد آلی و معدنی و فعالیتهای انسانی باشد. فعالیتهای کشاورزی و استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی، فاضلاب‌های خانگی، همچنین آبیاری زیاد و بارندگی فراوان از جمله عواملی هستند که می‌توانند غلظت یون نیترات در آب‌های زیرزمینی منطقه را تحت تأثیر قرار دهند. بر اساس استاندارد ارائه شده توسط موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (۱۳۷۰) حداکثر مقدار مجاز نیترات موجود در آب آشامیدنی ۴۵ میلی گرم در لیتر بر حسب یون نیترات ( $\text{NO}_3^-$ ) می‌باشد. اگرچه در استانداردهای مربوط به آب‌های آشامیدنی، حداکثر غلظت نیترات را ۴۰ الی ۵۰ میلی‌گرم در لیتر ذکر نموده‌اند، ولیکن برای آب‌های آشامیدنی توصیه می‌شود که غلظت این یون کمتر از ۱۰ میلی گرم در لیتر باشد (EPA). همچنین در استاندارد اتحادیه اروپا (EC) حد مطلوب یون نیترات ۲۵ میلی‌گرم در لیتر و حداکثر مقدار مجاز آن ۵۰ میلی‌گرم در لیتر عنوان شده است. سازمان بهداشت جهانی (WHO) نیز حد استاندارد غلظت نیترات بر حسب یون نیترات ( $\text{NO}_3^-$ ) را ۵۰ میلی‌گرم در لیتر و بر حسب ازت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر می‌گیرد. شکل ۴-۷ غلظت‌های یون نیترات و حد مطلوب در استاندارد (EC) را در فصل تر نشان می‌دهد که در این شکل تمام نمونه‌ها در زیر خط چین قرار می‌گیرند. همچنین در تمام نمونه‌ها، مقادیر غلظت نیترات در آب چاههای آبخوان آبرفتی بیشتر از آب چاههای سازند سخت می‌باشد، به گونه‌ای که در برخی از چاهها، بیش از دو برابر شده است. از عوامل مؤثر در افزایش غلظت نیترات در نمونه‌های دشت نسبت به نمونه‌های سازند سخت، استفاده از کودهای نیترا ته برای افزایش محصول، چاههای فاضلاب و پساب دامداری‌های حاشیه رودخانه و بارندگی‌ها و آبیاری زیاد در دشت می‌باشد که نیترات را شسته و وارد آب زیرزمینی می‌کند. آبی که دارای غلظت بالایی از نیترات باشد، بالقوه برای شیرخواران و کودکان مضر می‌باشد. باکتریهای موجود در دستگاه گوارش می‌توانند نیترات غذا و آب را به نیتريت احیا کنند، سپس نیتريت جذب جریان خون شده و هموگلوبین را تبدیل به مت‌هموگلوبین می‌نماید. مت هموگلوبین با اینکه بالقوه سمی نیست ولی کاهش را که در ظرفیت حمل اکسیژن توسط هموگلوبین ایجاد می‌کند، اثرات جدی به بار می‌آورد، به ویژه در شیرخواران که در بدنشان حجم زیادی از مایع نسبت به وزن دارند.



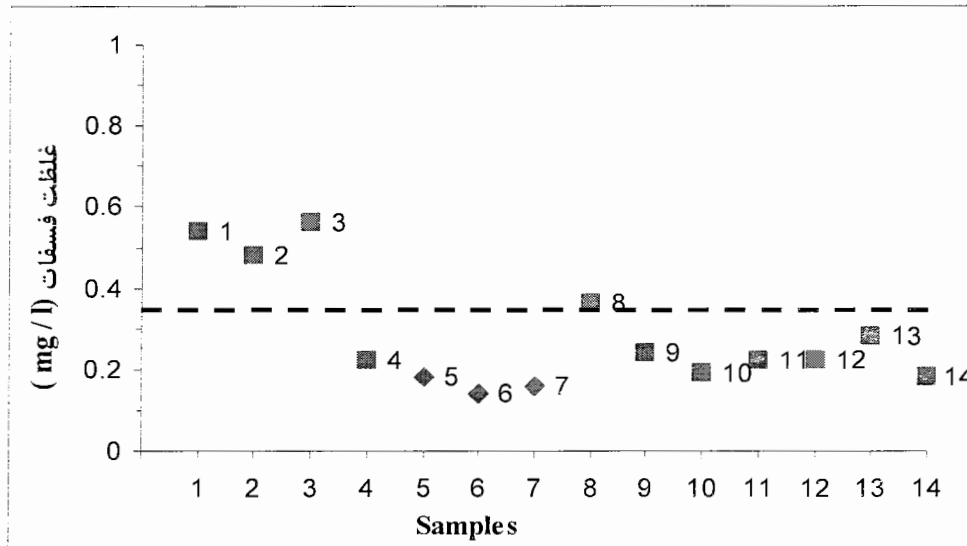


شکل ۴-۷- مقایسه غلظت‌های یون نیترات و حد مطلوب در استاندارد اتحادیه اروپا (فصل ۷-۴)

#### ب- فسفات

فسفات از طریق فاضلاب‌های خانگی که حاوی پاک کننده‌های تهیه شده از فسفات می‌باشند، یا از پساب های کشاورزی که از زمین‌های با کود معدنی عبور کرده باشند و سرانجام از فاضلاب‌های صنعتی وارد آب های سطحی می‌شود. آب‌های زیرزمینی معمولاً مقدار جزئی فسفات دارند مگر اینکه به عللی آلوده شده باشند. استفاده از کودهای شیمیایی، پتانسیل افزایش ظرفیت فسفر در آب زهکشی را دارد، ولی به نظر می رسد این منبع، یک عامل جزئی است زیرا فسفات‌ها در آب خیلی محلول نیستند. بر اساس استاندارد ارائه شده توسط موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (۱۳۷۰) غلظت مجاز فسفات بین ۰/۱ - ۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر است. همچنین در استاندارد اتحادیه اروپا (EC) حد مطلوب یون فسفات ۰/۳۵ میلی‌گرم در لیتر و حداکثر مقدار مجاز آن ۶/۱ میلی‌گرم در لیتر ذکر شده است (European Community 1980). در نمونه‌های آب زیرزمینی، بطور کلی غلظت یون فسفات در نمونه‌های آب سازندهای سخت کمتر و به طرف دشت، مقدار آن افزایش می‌یابد. شکل ۴-۸ غلظت‌های یون فسفات و حد مطلوب در استاندارد اتحادیه اروپا را در فصل ۷ نشان می‌دهد که در این شکل به جز نمونه های ۱، ۲، ۳ و ۸ سایر نمونه‌ها در زیر خط چین قرار می‌گیرند. مقدار فسفات در مقایسه با نیترات در آب‌های زیرزمینی کمتر است، چون

فسفات در لایه‌های سطحی خاک تثبیت شده و قدرت تحرک کمتری دارد. غلظت یون فسفات با غلظت یون نیترات مطابقت ندارد. مهمترین عامل در عدم هماهنگی بین این دو یون، انحلال بسیار پایین یون فسفات در آب می‌باشد (حسینیان ۱۳۶۲).



شکل ۴-۸- مقایسه غلظت‌های یون فسفات و حد مطلوب در استاندارد اتحادیه اروپا ( فصل تر)

#### ج- سدیم

عنصر سدیم علاوه بر اینکه یکی از عناصر فراوان می‌باشد، به علت حلالیت زیاد آن در آب، در بیشتر منابع آب طبیعی یافت می‌شود. افزایش غلظت سدیم علاوه بر تأثیر بر طعم آب، برای افرادی که تحت رژیم غذایی با نمک محدود می‌باشند، زیان‌آور است (صداقت ۱۳۸۲). دستورالعمل‌های مجمع اروپائی، از سال ۱۹۸۴ غلظت معادل ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر را به عنوان راهنما پیشنهاد می‌کنند و حداکثر غلظت ۱۷۵ را به ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر کاهش داده است و پیشنهاد می‌نماید که نهایت سعی در پائین نگه داشتن حتی الامکان غلظت سدیم و حفظ سلامت عمومی انجام گیرد. در نمونه‌های آب مربوط به فصل خشک، مقدار سدیم کمی بیشتر از نمونه‌های آب در فصل تر بوده، ولی به طور کلی پائین‌تر از مقدار مجاز می‌باشد.

#### د- پتاسیم

پتاسیم با وجود اینکه یکی از عناصر فراوان می‌باشد، غلظت آن در اغلب آب‌های طبیعی از ۲۰ میلی‌گرم بر لیتر افزایش نمی‌یابد، زیرا این عنصر در بین یونهای ساختار میکا و سایر کانیهای رسی موجود در خاک گیر افتاده و به راحتی از این ساختار خارج نمی‌شود. دستورالعمل‌های مجمع اروپائی، حداکثر غلظت را ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر و غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر را به عنوان راهنما پیشنهاد می‌کنند. مقدار یون پتاسیم در نمونه‌های آب برداشت شده در فصل خشک و تر از سایر کاتیونها کمتر بوده و مشکلی از نظر شرب ندارد.

### ن- کلسیم

از نظر تندرستی زیاد بودن غلظت کلسیم در آب اهمیت چندانی ندارد و زیادی کلسیم به صورت رسوب در آب ته نشین می‌گردد. کلسیم همراه با کربنات و بی‌کربنات سختی موقت و با سولفات‌ها، کلرورها و نیترات‌ها سختی دائم را ایجاد می‌کند (عودی ۱۳۷۳). سازمان بهداشت جهانی، حداکثر غلظت کلسیم را ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب  $Ca^{2+}$  پیشنهاد می‌نماید. همچنین حداکثر غلظت قابل قبول برای کلسیم در آب‌های آشامیدنی ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر ذکر شده است (EPA) که مقدار آن برای اکثر نمونه‌های آب سفره آبرفتی و سازند سخت در فصل خشک و تر از این حد بیشتر است. همچنین مقدار یون کلسیم در نمونه‌های آب نسبت به سایر کاتیونهای اندازه‌گیری شده بیشتر است.

### و- منیزیم

منیزیم یکی از عناصر معمولی آب می‌باشد که نمک‌های قابل حل تشکیل می‌دهد. منیزیم در آب هم سختی کربناته و هم بی‌کربناته تشکیل داده که معمولاً غلظت آن در مقایسه با اجزاء ترکیبی کلسیم کمتر است. غلظت زیاد منیزیم در آب‌های مصرفی منازل به علت تشکیل جرم در ظروف و همچنین به این خاطر که منیزیم دارای خاصیت مدر و مسهلی می‌باشد به ویژه اگر با مقدار زیادی سولفات توأم باشد، قابل قبول نیست (عودی، ۱۳۷۳). استانداردهای بین‌المللی سازمان بهداشت جهانی ۱۹۷۱، میزان منیزیم معادل ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر را برای سولفات‌های بیش از ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر و حداکثر غلظت مجاز ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر را به شرط اینکه غلظت سولفات کمتر باشد، پیشنهاد می‌کند. حداکثر غلظت قابل قبول

برای منیزیم در آب شرب ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر است (EPA) که بر اساس این استاندارد غلظت یون منیزیم در تعدادی از نمونه‌های آب در فصل تر و خشک بیشتر می‌باشد.

## ه- کلرور

کلر از یون‌های شاخص غیر واکنشی است یعنی تحت تأثیر تبادل یونی، جذب یونی و تبادلات بیولوژیک و فعالیت‌های رادیواکتیو قرار نمی‌گیرد. با توجه به این ویژگی‌ها و همچنین حلالیت بالای نمک‌های آن در آب، جدا شدن این یون از آب مشکل است و تنها راه آن یخبندان یا تبخیر بسیار زیاد آب می‌باشد. کلرورها از رسوبات کانی طبیعی، از آب دریا، در اثر انجام امور کشاورزی و آبیاری و از فاضلاب‌های خانگی و صنعتی ناشی می‌شوند. اغلب رودخانه‌ها و دریاچه‌ها دارای غلظت کلرور کمتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب کلر می‌باشند و هر گونه افزایش قابل توجه غلظت کلرور در آب، نشانه‌ای از آلودگی احتمالی به شمار می‌آید. موضوع اصلی که در اثر ازدیاد غلظت کلرور در آب به وجود می‌آید، مسأله مورد قبول قرار گرفتن آن به وسیله مصرف کننده است. با وجود اینکه کلرورها معمولاً برای سلامتی انسان مضر نمی‌باشند ولی مقدار نمک معمولی یا کلرور سدیم برای بیماران قلبی و کلیوی باید محدود گردد. گرچه میزان دریافت نمک از آب آشامیدنی در مقایسه با نمک مواد غذایی بسیار کمتر است، ولی با وجود این کوشش می‌شود که غلظت کلرور در آب پائین نگه داشته شود. دستورالعمل‌های مجمع اروپایی و راهنمای سازمان بهداشت جهانی سال ۱۹۸۳ مقدار کلرور معادل ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر را توصیه می‌نمایند و معتقدند که اثرات نامطلوب می‌تواند بالای غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر رخ دهد. در استاندارد EPA حداکثر غلظت قابل قبول برای کلرید برای مصارف شرب ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است. مقدار کلرید در نمونه‌های اندازه گیری شده از این حد مجاز کمتر است. همچنین غلظت یون کلر در نمونه‌های آب سازند سخت بیشتر از نمونه‌های آبخوان آبرفتی می‌باشد.

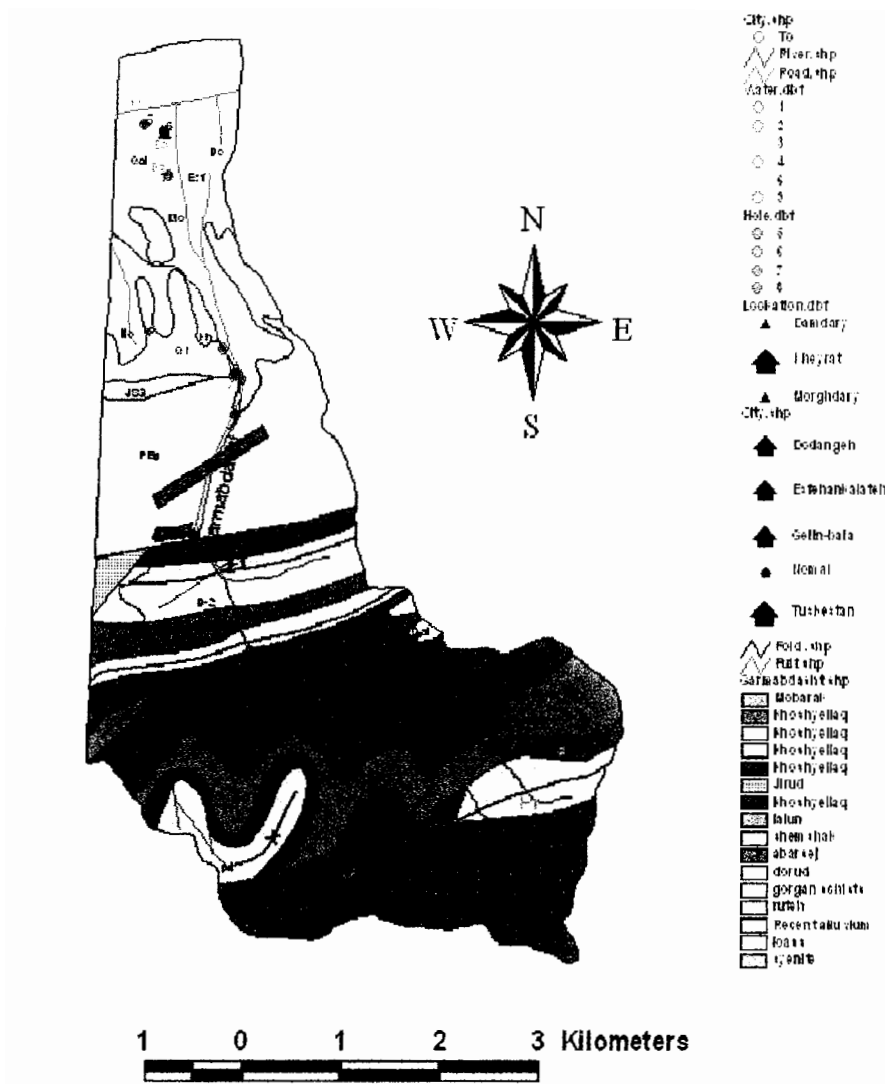
## ل- سولفات

سولفات از منابع مختلف می‌تواند در آب‌های سطحی و زیرزمینی نفوذ کند. از طریق حل شدن ژئوسپس (سنگ گچ) یا سایر رسوبات معدنی که حاوی سولفات می‌باشند، سولفات حاصل از آب دریا، اکسیداسیون سولفیدها، سولفیت‌ها و تیوسولفات‌ها در آب‌های سطحی و فاضلاب‌های صنعتی در جائیکه سولفات و اسید سولفوریک در صنایع به کار می‌روند. سولفات در آب آشامیدنی سهم عظیمی در سختی دائم یا غیرکربناتی دارد. غلظت بالای سولفات در تغییر طعم آب مؤثر بوده و اگر با آنیون‌های کلسیم و منیزیم ترکیب شده باشد اثر ملین دارد. در مناطقی که ساکنین آن ناچار به مصرف آب‌های با غلظت بالای سولفات هستند و هیچ گونه منبع آب دیگری در دسترس ندارند به غلظت بالای سولفات عادت می‌کنند و مسأله‌ای برای آنها پیش نمی‌آید. احیای سولفات توسط باکتری‌های بی‌هوازی تولید هیدروژن سولفور با بوی بد تخم مرغ گندیده می‌نماید. این گاز در آب چاه‌های عمیق نیز تولید می‌شود که با هوا دادن کافی به سرعت بوی آن برطرف می‌گردد (شریعت پناهی، ۱۳۷۱). حداکثر غلظت قابل قبول برای سولفات در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است (EPA). میزان سولفات در نمونه‌ها در مقایسه با حداکثر قابل قبول برای شرب (EPA) کمتر است ولی به طور نسبی مقادیر آن بالا است و در نمونه‌های آب مربوط به سازند سخت بیشتر از نمونه‌های آبرفت می‌باشد. علت غلظت نسبتاً زیاد سولفات و کلر را می‌توان وجود لایه‌های گچی در ارتفاعات این حوضه در منطقه‌ای به نام گچیان واقع در پنج کیلومتری جنوب چاه‌های سازند سخت دانست که به دلیل وفور گچ در این منطقه در گذشته برای ساخت و ساز در شهر گرگان استفاده می‌شد. بطور کلی مواد ریزدانه از جمله رس‌ها و سیلت‌ها ضمن افزایش سطح تماس آب با دانه‌های رسوبی، به دلیل پائین بودن میزان نفوذپذیری، سرعت آب زیرزمینی در آنها کم و در نتیجه تبادل یونی بین آب و ذرات جامد زیاد می‌باشد، بدین ترتیب مقدار املاح آب افزایش می‌یابد. طول مسیر جریان آب زیرزمینی در یک دشت از محل تغذیه تا تخلیه یکی از فاکتورهایی است که موجب افزایش املاح آب زیرزمینی می‌گردد. این عامل بخصوص زمانیکه بافت رسوبات مسیر ریزدانه باشد به دلیل کاهش سرعت آب زیرزمینی اثرات آن مضاعف می‌گردد. لذا به همین دلیل، در صورت ثابت بودن شرایط تغذیه آب زیرزمینی، در حین حرکت آب زیرزمینی از نقطه بالا دست جریان به سمت پائین دست عموماً غلظت املاح محلول بیشتر می‌شود.

#### ۴-۳- ارزیابی خصوصیات بیولوژیکی منابع آب منطقه مورد مطالعه

به منظور ارزیابی آلودگی بیولوژیکی منابع آب، در زمان‌های مختلف از آب‌های سطحی و زیرزمینی منطقه نمونه برداری انجام شد و نمونه‌ها مورد آنالیز قرار گرفت. برای آنالیز بیولوژیکی، ۱۲ نمونه آب شامل ۷ نمونه از آب چاه و ۵ نمونه از آب رودخانه در آذر ماه سال ۱۳۸۴، خرداد و شهریور سال ۱۳۸۵ برداشته شد. شکل ۴-۹ محل‌های نمونه‌برداری را بر روی نقشه زمین‌شناسی منطقه نشان می‌دهد. نمونه‌ها بلافاصله پس از نمونه برداری در شرایط استریل، درون کلمن یخ به آزمایشگاه منتقل گردید تا از طریق آزمون MPN (حداکثر تعداد کلیفرم‌ها در ۱۰۰ میلی لیتر آب) مورد آزمایش قرار گیرند. در آزمایشاتی که روی اکثر آب‌های آشامیدنی صورت می‌گیرد، تست کلیفرم اساسی‌ترین تست برای پی بردن به آلودگی باکتریولوژیکی آب می‌باشد. وجود بیش از حد کلیفرم‌ها در سیستم‌های آب رسانی و یا چاه‌ها نشانه بی‌اثر بودن گندزدا نیست، بلکه می‌تواند نشانه آلوده شدن لوله‌های اصلی باشد. تشخیص اینکه آیا وجود کلیفرم در اثر آلودگی جدید است یا رشد دوباره آنها، کاری مشکل می‌باشد. به همین جهت وجود کلیفرم را در آب نشانه آلوده شدن آن می‌دانند. تست کلیفرم برای سالهاست که به طور استاندارد در تمام دنیا استفاده می‌شود، ولی روش‌های جداسازی پاتوژن‌ها در کنار تست کلیفرم امکانات و زمینه را برای مطالعه پاتوژن‌ها در آب فراهم می‌سازد و رابطه آنها را با تست کلیفرم نشان می‌دهد (امتیازی ۱۳۷۵). با توجه به بالا بودن میزان آلودگی در آب رودخانه، آزمایش MPN برای نمونه‌های آب سطحی به طریق ۹ لوله‌ای و برای نمونه‌های آب چاه که آلودگی آن کمتر است به روش ۵ لوله‌ای انجام شده است. قبل از انتقال نمونه‌های آب به لوله‌های آزمایش، محیط کشت مورد نظر (لاکتوز برات و بریلیانت گرین) آماده می‌شود. در نتیجه تخمیر قند لاکتوز توسط میکروارگانیسم‌ها، گاز آزاد می‌شود که از آن برای تشخیص حضور کلیفرم در نمونه استفاده می‌کنند. روش انجام آزمایش از طریق آزمون MPN می‌باشد که دارای سه مرحله است:

الف- مرحله احتمالی، ب- مرحله تأییدی، ج- مرحله گرم‌پای یا مدفوعی



شکل ۴-۹- محللهای نمونه برداری جهت آنالیز بیولوژیکی بر روی نقشه منطقه

### الف - مرحله احتمالی:

نمونه‌ها در محیط کشت لاکتوز براث (Lactose Broth)، در دمای ۳۷ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت و در انکوباتور گرماگذاری می‌شود. داخل محیط کشت لوله آزمایش، دورهام محتوی مواد مغذی برای میکروارگانیسم‌هاست. اگر در آب کلیفرم وجود داشته باشد، مواد غذایی دورهام را مصرف کرده و گاز منوکسید کربن تولید می‌کند که به صورت حباب‌های کوچکی نمایان می‌شود. بنابراین در صورت ایجاد گاز منوکسید کربن در لوله‌ها و مثبت بودن تست، احتمال آلودگی کلیفرمی وجود دارد.

### ب - مرحله تأییدی:

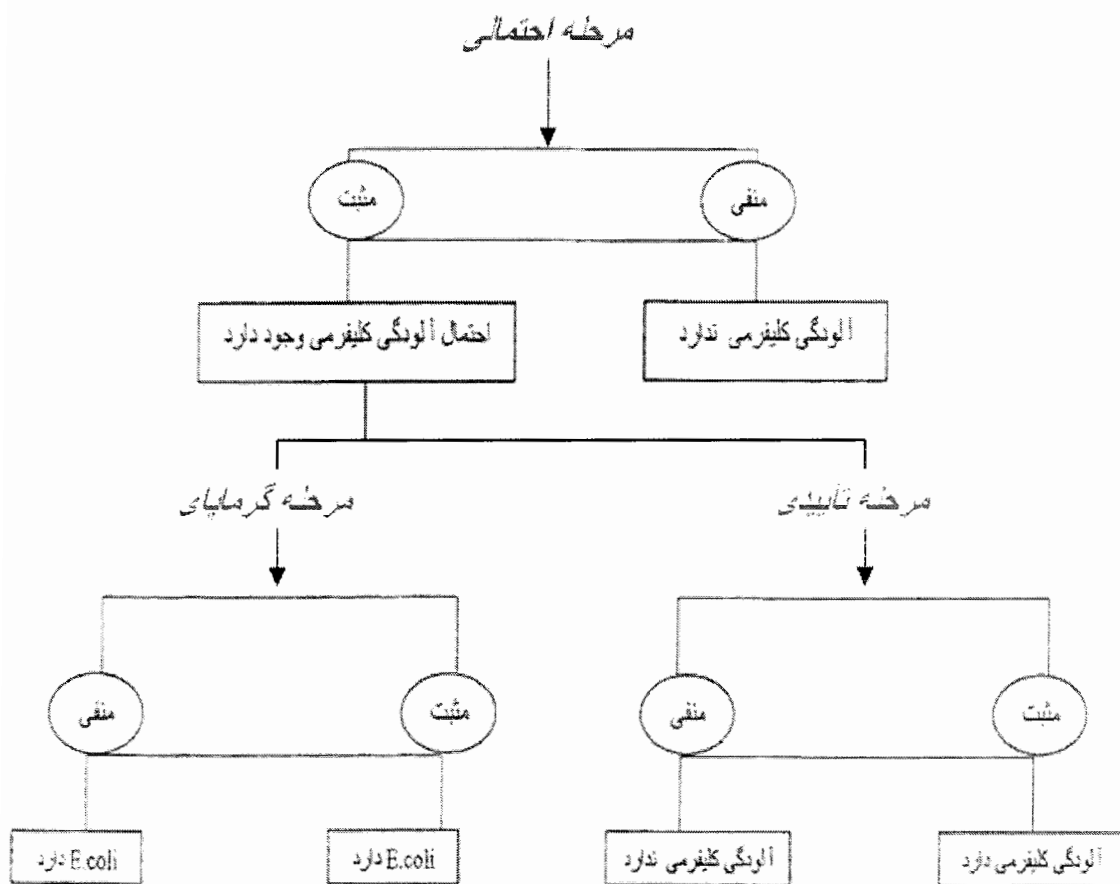
این مرحله در محیط کشت بریلیانت گرین (Brilliant Green) و دمای ۳۷ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت در انکوباتور انجام شده و در صورت مثبت بودن تست، حتماً آلودگی کلیفرمی غیر مدفوعی وجود دارد.

### ج - مرحله گرماپای یا مدفوعی:

نمونه‌ها در محیط کشت بریلیانت گرین در دمای ۴۴/۵ درجه سانتیگراد به مدت ۲۴ ساعت در بن ماری گرماگذاری شده و چنانچه نتیجه تست مثبت باشد، نمونه آب حاوی اشرشیاکلی (Escherichia coli) به عنوان شاخص آلودگی کلیفرم مدفوعی می‌باشد. قابل شرب یا غیر قابل شرب بودن آب در مرحله گرماپای مشخص می‌شود.

تمام این مراحل در نمودار شکل ۴-۱۰ به صورت کلی نشان داده شده است. همچنین در هر مرحله، با شمارش تعداد لوله‌های مثبت، مقدار MPN از طریق جدول (جدول ۵ لوله‌ای، ۹ لوله‌ای یا ۱۵ لوله‌ای) تعیین می‌شود. برای تعیین مقدار MPN در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه از جدول ۴-۸ و برای نمونه‌های آب سطحی از جدول ۴-۹ استفاده شده است.





شکل ۴-۱۰- دیاگرام مراحل انجام آزمایش (امتیازی ۱۳۷۵)

جدول ۴-۸- جدول MPN پنج لوله‌ای (امتیازی ۱۳۷۵)

تعداد لوله‌های مثبت	MPN/100 ml
0	<2.2
1	2.2
2	5.1
3	9.2
4	16
5	>16

جدول ۴-۹- جدول MPN نه لوله‌ای (امتیازی ۱۳۷۵)

تعداد لوله های مثبت			MPN/100ml	تعداد لوله های مثبت			MPN/100ml
10ml	1ml	0.1ml		10ml	1ml	0.1ml	
0	0	0	0	2	0	0	9.1
0	1	0	3	2	0	1	14
0	0	2	6	2	0	2	20
0	0	3	9	2	0	3	26
0	1	0	3	2	1	0	15
0	1	1	6.1	2	1	1	20
0	1	2	9.2	2	1	2	27
0	1	3	12	2	1	3	34
0	2	0	6.2	2	2	0	21
0	2	1	9.3	2	2	1	28
0	2	2	12	2	2	2	35
0	2	3	16	2	2	3	42
0	3	0	9.4	2	3	0	20
0	3	1	13	2	3	1	36
0	3	2	16	2	3	2	44
0	3	3	19	2	3	3	53
1	0	0	3.6	3	0	0	23
1	0	1	7.2	3	0	1	39
1	0	2	11	3	0	2	64
1	0	3	15	3	0	3	95
1	1	0	7.3	3	1	0	43
1	1	1	11	3	1	1	75
1	1	2	15	3	1	2	120
1	1	3	19	3	1	3	160
1	2	0	11	3	2	0	93
1	2	1	15	3	2	1	150
1	2	2	20	3	2	2	210
1	2	3	24	3	2	3	290
1	3	0	16	3	3	0	240
1	3	1	20	3	3	1	460
1	3	2	24	3	3	2	1100
1	3	3	29	3	3	3	>1100

باکتری‌ها آلاینده‌های بالقوه‌ای هستند که در جریان‌های سطحی منشأ گرفته از زمین‌هایی یافت می‌شوند که در آنها از فضولات انسانی یا حیوانی به عنوان کود استفاده شده است. وجود کلیفرم یا کلیفرم مدفوعی در زه‌آب، دلالت بر ورود نوعی فاضلاب اعم از شهری، صنعتی یا دامی در شبکه زهکشی دارد. اشرشیاکلی (E.Coli) که شاخص آلودگی با فاضلاب است، تقریباً همیشه در آب‌هایی که به تازگی با مدفوع آلوده شده پیدا می‌شود و نسبت به کلیفرم‌های دیگر بیشتر تحت تأثیر تغییرات محیطی قرار می‌گیرد. پساب‌های صنعتی که حاوی مواد غذایی بسیار می‌باشند نیز باعث رشد کلیفرم‌ها در آب می‌شود (امتیازی ۱۳۷۵). در منطقه مورد مطالعه سیستم دفع فضولات انسانی به صورت چاه جذبی بوده و سیستم دفن یا جمع‌آوری بهداشتی زباله در روستاها و به خصوص در منطقه توریستی جنوب توسکستان، که حجم زیادی زباله در فصل گرما در این محل به طور پراکنده ایجاد می‌شود، وجود ندارد و این زباله‌ها به صورت پراکنده و یا به صورت متمرکز رها می‌شوند. شیرابه ناشی از دفن غیربهداشتی زباله‌ها می‌تواند سبب آلودگی شود. فاضلاب خانگی روستاها وارد شاخه‌ای از رودخانه گرمابدشت شده، همچنین پساب فضولات مرغداری و گاوداری وارد زمین‌های کشاورزی اطراف می‌شود. pH فضولات مرغ کمتر از دام بوده و همراه خاک اره به عنوان کود حیوانی در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود. عمدتاً نفوذ فاضلاب تصفیه نشده مستقیماً از طریق چاه جذبی و یا غیر مستقیم از طریق تخلیه به رودخانه و نهایتاً نفوذ به آبخوان ضمن تخریب کیفیت، باعث آلودگی میکروبی آب زیرزمینی می‌گردد. در تابستان نیز به جهت افزایش درجه حرارت و هجوم گردشگران و مسافران در منطقه و عدم رعایت مسائل بهداشتی، مشکلات آلودگی جدی‌تر خواهد بود. هرچند بخشی از آلودگی توسط خاک فیلتر می‌شود و سطح آب زیرزمینی در منطقه نسبتاً پائین است ولی عوامل آلاینده موجود می‌تواند تهدیدی برای منابع آب شرب محسوب شود. همچنین استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) برای آب شرب در خصوص آلاینده بیولوژیکی صفر است، بنابراین عوامل بیماری‌زا نباید در آب شرب وجود داشته باشد. با توجه به اینکه منبع اصلی آلودگی بیولوژیکی، فاضلاب‌ها و فضولات دامی می‌باشد، بنابراین جهت بررسی خصوصیات بیولوژیکی منابع آب در منطقه گرمابدشت، نمونه‌های متعددی از آب‌های سطحی و زیرزمینی منطقه در زمان‌های مختلف برداشته شد و مورد آنالیز بیولوژیکی قرار گرفت.

#### ۴-۳-۱- آنالیز بیولوژیکی آبهای سطحی

در اواخر پائیز سال ۸۴، از چهار ایستگاه مختلف در طول رودخانه گرمابدشت نمونه برداری انجام شد و نمونه‌ها به روش ۹ لوله‌ای مورد آزمون بیولوژیکی قرار گرفت. نمونه ۱ مربوط به آب رودخانه در بالادست روستای توسکستان است و دارای 460 MPN می‌باشد. نمونه ۲ با 1100 MPN در پائین دست روستای توسکستان، جاییکه فاضلاب روستا پس از طی مسیر کوتاهی وارد رودخانه می‌شود نمونه گیری شد. همچنین از داخل روستای توسکستان، در محلی که فاضلاب و پساب خانه‌ها وارد شاخه‌ای از رودخانه گرمابدشت می‌شد نمونه ۳ گرفته شد که دارای  $MPN > 1100$  است. سپس از آب رودخانه گرمابدشت در بالا دست روستای خیرات نمونه گیری شد که نتایج آنالیز نمونه ۴ نیز همانند نمونه ۳ بود. نتایج آزمون MPN برای نمونه‌های آب رودخانه، بیانگر افزایش آلودگی بیولوژیکی در جهت جریان رودخانه به سمت شمال منطقه می‌باشد. نتایج آنالیز بیولوژیکی آب رودخانه در جدول ۴-۱۰ آورده شده است.

جدول ۴-۱۰- نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه‌های آب رودخانه گرمابدشت (روش ۹ لوله‌ای)

تعداد لوله‌های مثبت			روش ۹ لوله‌ای	
10 ml	1 ml	0.1 ml	MPN/100 ml	Sample
3	3	1	460	1
3	3	2	1100	2
3	3	3	>1100	3
3	3	3	>1100	4

#### ۴-۳-۲- آنالیز بیولوژیکی آبهای زیرزمینی

به منظور بررسی آلودگی بیولوژیکی آبهای زیرزمینی منطقه در دو فصل بهار و تابستان سال ۱۳۸۵ از آب چاه‌ها نمونه برداری صورت گرفت و نمونه‌های فوق به روش ۵ لوله‌ای آنالیز شدند. آنالیز بیولوژیکی نمونه‌ها نشان می‌دهد که نمونه آب شماره ۱ (چاه کشتارگاه جلین) در مرحله احتمالی، دارای  $MPN=5.1$  است. نمونه شماره ۲ (چاه دامداری آقای عرب) و نمونه شماره ۳ (چاه بالادست دامداری آقای مقصدلو) دارای  $MPN=2.2$  و نمونه شماره ۴ (چاه شرکت گیاه اسانس واقع در پائین دست

روستای توسکستان) دارای  $MPN=9.2$  می‌باشد. این نتایج حاکی از آلودگی بیولوژیکی و احتمال آلودگی کلیفرمی غیر مدفوعی در تمام نمونه‌ها می‌باشد. نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه آب چاه‌ها در فصل بهار در جدول ۴-۱۱ آورده شده است.

جدول ۴-۱۱- نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه آب چاه‌ها در فصل بهار (روش ۵ لوله‌ای)

تعداد لوله‌های مثبت	MPN/100 ml	Sample
2	5.1	1
1	2.2	2
1	2.2	3
3	9.2	4

همچنین در فصل تابستان مجدداً از آب رودخانه و چاه‌های منطقه نمونه‌برداری انجام شد که نتایج آزمایش میکروبی این نمونه‌ها نشان دهنده اینست که آلودگی بیولوژیکی رودخانه (نمونه ۱) در تابستان نیز بالاست ( $MPN>1100$ ). علیرغم اینکه نمونه از آب رودخانه در بالادست روستای توسکستان گرفته شده ولی دارای آلودگی مدفوعی و غیر مدفوعی است که این می‌تواند به دلیل وجود خانه‌های توریستی در بالا دست روستا، طراحی نادرست سرویس‌های بهداشتی، وفور زباله‌های گردشگران و مسافران و عدم رعایت مسائل بهداشتی در منطقه جنگلی توسکستان واقع در بالادست روستا باشد. همچنین تمام انواع کلیفرم ممکن است در مدفوع جانوران خونگرم وجود داشته باشد. نمونه ۲ (آب چاه کشتارگاه جلین) نیز کلیفرم داشته و هر ۵ لوله در هر سه مرحله احتمالی، تأییدی و گرم‌پای آزمون  $MPN$  مثبت شده و این نمونه آلودگی مدفوعی و غیر مدفوعی دارد. نمونه ۳ (آب چاه بالادست دامداری مقصودلو) نیز در مرحله احتمالی و تأییدی دارای آلودگی غیر مدفوعی بوده ولی در مرحله گرم‌پای یا مدفوعی  $MPN=0$  است، بنابراین کلیفرم مدفوعی ندارد. نمونه ۴ (آب چاه شرکت گیاه اسانس) نیز کلیفرم غیر مدفوعی داشته ولی فاقد کلیفرم مدفوعی می‌باشد. نمونه‌های آب چاه در اواخر تابستان از جنوب به سمت شمال دشت در جهت جریان آب زیرزمینی منطقه و با ورود مداوم آلاینده‌های میکروبی، افزایش آلودگی را نشان می‌دهند. نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه آب چاه‌ها در فصل تابستان در جدول ۴-۱۲ آورده شده است.

جدول ۴-۱۲- نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه آب چاه‌ها و رودخانه در فصل تابستان (روش ۵ لوله‌ای)

Sample	نوع آزمایش	(احتمالی) MPN/100 ml	(تأییدی) MPN/100 ml	(گرماپای (مدفوعی)) MPN/100 ml
1	۹ لوله‌ای	>1100	>1100	>1100
2	۵ لوله‌ای	>16	>16	>16
3	۵ لوله‌ای	>16	2.2	0
4	۵ لوله‌ای	5.1	5.1	0

#### ۴-۳-۳- مقایسه آلودگی آبهای سطحی و زیرزمینی

افزایش درجه حرارت و شیرابه ناشی از زباله‌های مسافران توریستی و عدم رعایت اصول بهداشت عمومی می‌تواند محیط مناسبی برای فعالیت میکروارگانیسمها و میکروبها در فصل تابستان فراهم کند. تراکم آلاینده‌ها در دشت به ویژه فاضلاب خانگی مناطق مسکونی، چاه‌های جذبی، پساب دامداریها و مرغداریها، فضولات حیوانی و مصرف آنها به عنوان کود آلی (حیوانی) در اراضی کشاورزی که بخش وسیعی از منطقه را شامل می‌شود می‌تواند سبب آلودگی کلیفرمی منابع آب گردد، هرچند بخشی از عوامل آلاینده توسط ذرات خاک به طور طبیعی تصفیه و فیلتر شده ولی احتمال آلودگی در نتیجه افزایش حجم ورود آلاینده‌ها وجود دارد. نتایج آنالیز بیولوژیکی بیانگر اینست که میزان آلودگی آب های سطحی بیشتر از آب زیرزمینی می‌باشد زیرا آبهای سطحی در تماس نزدیکتر و بیشتری با آلاینده‌ها قرار دارند ولی بخشی از این آلودگی توسط خاک پالایش شده و زمان رسیدن آن به آبخوان طولانی می‌باشد. با توجه به اینکه نفوذ از بستر رودخانه نیز از دیگر عوامل تغذیه آبخوان می‌باشد، توجه به آلودگی آب‌های سطحی نیز ضروری است. همچنین اندازه‌گیری خصوصیات بیولوژیکی نمونه های آب در فصل بهار و تابستان اختلاف عمده و قابل توجهی را نشان نمی‌دهد. با توجه به اینکه استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) برای آب آشامیدنی در خصوص عوامل بیولوژیکی صفر است، حفاظت کیفی آبخوان باید مورد توجه بیشتری قرار گیرد.

#### ۴-۴- ارزیابی عناصر سنگین و فرعی در آب‌های زیرزمینی منطقه مورد

##### مطالعه

به منظور بررسی غلظت عناصر سنگین در منابع آب زیرزمینی گرمابدشت، در نیمه دوم شهریور ماه ۱۳۸۵، تعداد ۶ نمونه آب از چاههای واقع در منطقه از بالادست تا پائین دست حوضه، با توزیع مناسب، برداشت شده و برای تعیین دقیق غلظت عناصر به روش ICP (Induced Couple Plasma)، به آزمایشگاه Amdel در استرالیا، فرستاده شد. شکل ۴-۱۱ موقعیت نقاط نمونه برداری را نشان می‌دهد. جدول ۴-۱۳ غلظت برخی عناصر سنگین و اصلی مربوط به آنالیز MS-ICP، را نشان می‌دهد. برای این مقادیر پارامترهای آماری حداقل، حداکثر و میانگین نیز محاسبه شده است.

جدول ۴-۱۳- غلظت عناصر سنگین و اصلی نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه (بر حسب ppm)

Sample	Cr	Ni	Fe	Mn	Al	Ba	Hg*	As*	Pb*	B*
S1	0.24	0.15	9.14	0.04	2.34	0.27	9.54	17.9	ND	1010
S2	0.37	0.23	6.13	0.06	3.42	ND	3.41	ND	13	350
S3	0.78	0.36	6.47	ND	ND	0.06	9.85	13.7	ND	1260
S4	0.29	0.99	12.9	0.03	3.29	0.15	5.09	ND	ND	1510
S5	0.07	ND	4.2	0.01	3.17	0.35	5.84	ND	ND	1290
S6	0.28	0.14	11.3	0.05	4.35	0.1	8.31	11.9	39	910
<b>Mean</b>	0.33	0.31	8.35	0.03	2.76	0.15	7.006	7.25	8.66	1055
<b>Min</b>	0.07	ND	4.2	ND	ND	ND	3.41	ND	ND	350
<b>Max</b>	0.78	0.99	12.9	0.06	4.35	0.35	9.85	17.9	39	1510

\* بر حسب ppb می‌باشد.

از بین ۴۴ عنصر اندازه‌گیری شده با استفاده از روش ICP در شش نمونه از آب چاههای منطقه، ۱۰ عنصر شامل Cr, Ni, Fe, Mn, Al, Ba, Hg, As, Pb, B مورد بررسی بیشتر قرار گرفت که عمدتاً بالاتر از حد استاندارد WHO بوده و به این لحاظ از اهمیت بیشتری برخوردار بوده‌اند. علیرغم اینکه نمونه‌های آب به ترتیب از بالادست به سمت پائین دست منطقه، در جهت جریان آب زیرزمینی

برداشته شده‌اند ولی با توجه به غلظت عناصر فرعی و سنگین، ملاحظه می‌شود که این عناصر هیچ روند خاصی را نشان نمی‌دهند و یک پراکندگی نامنظم در غلظت این عناصر دیده می‌شود. در بین عناصر سنگین و فرعی، بیشترین غلظت مربوط به آهن با غلظت متوسط حدود ۸/۳۵ میلی گرم بر لیتر و کمترین آن مربوط به جیوه با غلظت متوسط حدود ۰/۰۰۷ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. از آنجائیکه دستگاههای مختلف دقت اندازه‌گیری متفاوتی نسبت به عناصر مختلف دارند و حتی دقیق ترین دستگاهها نیز قادر به اندازه‌گیری غلظت‌های خیلی پائین نیستند، لذا غلظت صفر در روشهای دستگاهی توجیه منطقی زیادی ندارد. بنابراین به جای غلظت صفر از واژه ND (Not Detected) یا غیر قابل اندازه‌گیری با دستگاه استفاده شده است.

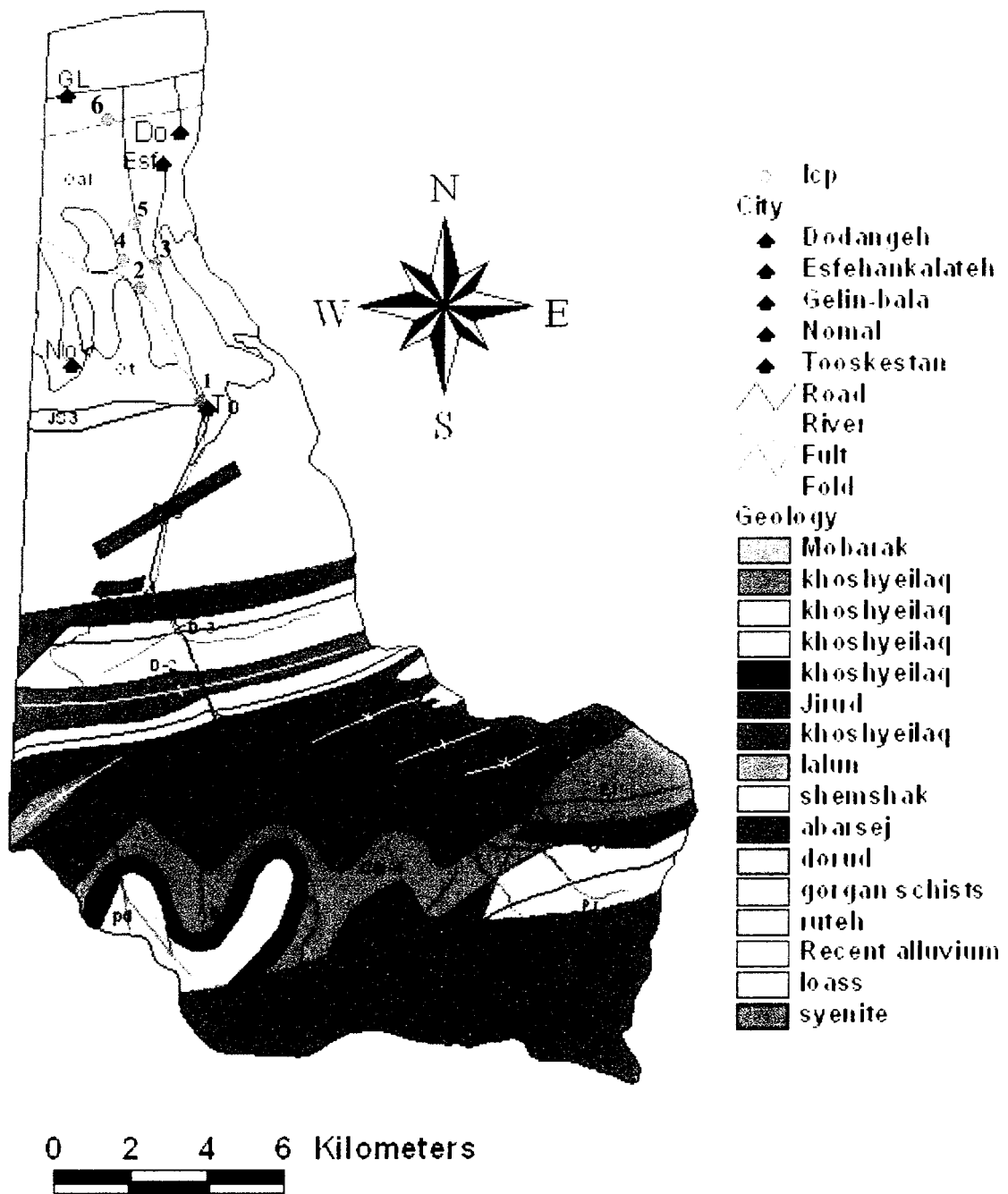
#### ۴-۴-۱- روابط متقابل عناصر سنگین و اصلی در آب‌های زیرزمینی منطقه

به منظور بررسی روابط متقابل عناصر اندازه‌گیری شده، ماتریس همبستگی این عناصر در جدول ۴-۴ آورده شده است. بر این اساس، همبستگی‌های مثبت را می‌توان بین عناصر (Cr, Mn) و (Cr, Ni) و (Cr, Fe) و (Al, Mn) و (Pb, Mn) و (Fe, Ni) و (B, Ni) و (Pb, Al) و (Hg, As) و (Ba, B) مشاهده نمود. همچنین همبستگی‌های منفی در بین عناصر (Cr, Al) و (Cr, Hg) و (Cr, B) و (Cr, Ni) و (Ba, Mn) و (As, Mn) و (B, Mn) و (Hg, Mn) و (Ba) و (Ni, Ba) و (Ba, Fe) و (Hg, Al) و (As, Al) و (B, Al) و (B, Pb) و (Ba, Pb) وجود دارد.

جدول ۴-۱۴- ماتریس همبستگی عناصر سنگین و اصلی در آنالیز ICP-MS

	Cr	Mn	Ni	Fe	Al	Hg	As	B	Pb	Ba
Cr	1									
Mn	0.58	1								
Ni	0.40	-0.06	1							
Fe	0.41	0.36	0.65	1						
Al	-0.003	0.69	-0.05	0.34	1					
Hg	-0.15	-0.39	-0.24	0.10	-0.55	1				
As	0.09	-0.07	-0.29	0.16	-0.44	0.93	1			
B	-0.52	-0.75	0.46	0.26	-0.29	0.31	0.01	1		
Pb	0.31	0.59	-0.27	0.32	0.60	0.01	0.13	-0.46	1	
Ba	-0.89	-0.36	-0.27	-0.17	0.09	0.16	0.01	0.50	0.39	1





شکل ۴-۱۱- مکان‌های نمونه‌برداری برای آنالیز ICP در منطقه گرمابودست

#### ۴-۴-۲- بررسی و مقایسه غلظت عناصر سنگین و فرعی با استاندارد WHO

در آزمایش ICP-MS (۴۴ عنصره) که بر روی نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه انجام شده، برخی فلزات سنگین، عناصر جزئی و عناصر اصلی که عمدتاً غلظتی بالاتر از حد مجاز سازمان بهداشت جهانی (WHO) دارند، مورد توجه بیشتری قرار می‌گیرند. به منظور بررسی کیفی میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی منطقه به عناصر سنگین، از غلظتهای ارائه شده توسط استاندارد WHO استفاده شده است. غلظت مجاز برخی از عناصر سنگین و فرعی برای آب آشامیدنی که به وسیله استاندارد WHO مشخص شده است در جدول ۴-۱۵ ارائه گردیده است.

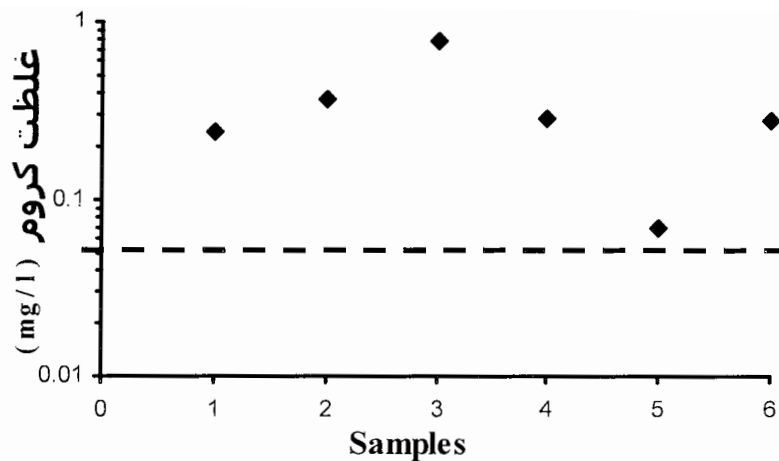
جدول ۴-۱۵- حد مجاز آلودگی عناصر سنگین در استاندارد WHO برای آب شرب

عنصر	غلظت (mg/l)	عنصر	غلظت (mg/l)
Cr	0.05	Hg	0.001
Ni	0.02	As	0.01
Fe	0.3	B	0.3
Mn	0.4	Pb	0.01
Al	0.2	Ba	0.7

شکل‌های ۴-۱۲ تا ۴-۲۱ نمودارهای مربوط به مقایسه غلظت عناصر سنگین و اصلی در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه با غلظت‌های مجاز مربوط به استاندارد WHO را که به صورت خط چین نمایش داده شده است، نشان می‌دهد که بر این اساس نتایج زیر حاصل شده است:

#### الف- کروم

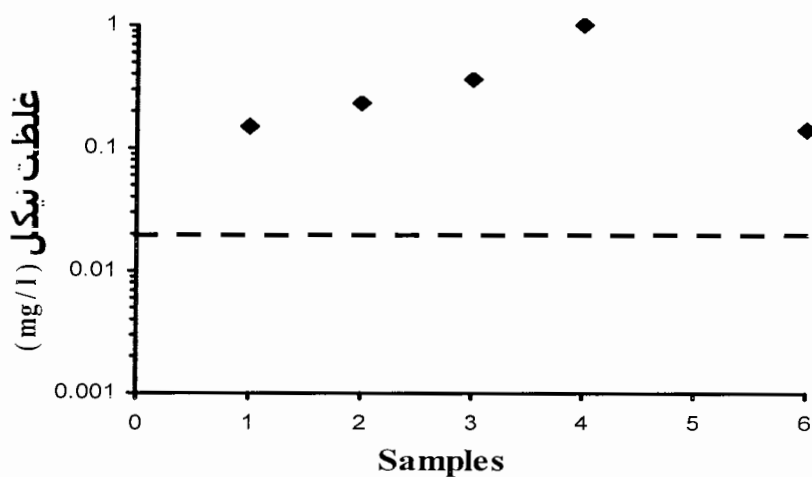
شکل ۴-۱۲ غلظت عنصر کروم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه را بر روی نمودار شولر نشان می‌دهد. در این نمودار، غلظت کروم اندازه گیری شده در تمامی نمونه‌ها بالاتر از حد استاندارد WHO (۰/۰۵ میلی گرم بر لیتر) می‌باشد. حداقل غلظت کروم در نمونه شماره ۵ بوده که برابر با ۰/۰۷ میلی گرم بر لیتر و حداکثر غلظت آن مربوط به نمونه شماره ۳ بوده که برابر ۰/۷۸ میلی گرم بر لیتر می‌باشد.



شکل ۴-۱۲- نمودار شولر مربوط به غلظت کروم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

ب- نیکل

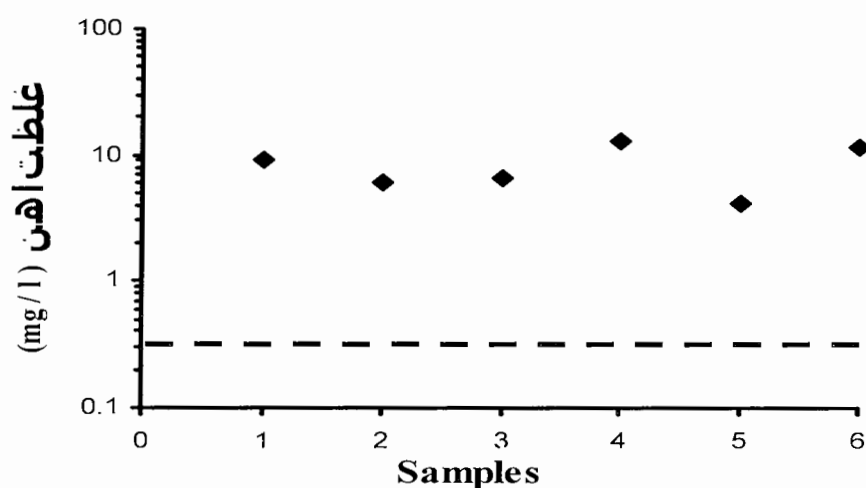
شکل ۴-۱۳ غلظت‌های عنصر نیکل در نمونه‌های برداشت شده از آب زیرزمینی منطقه را بر روی نمودار شولر نشان می‌دهد. بر طبق این شکل ملاحظه می‌شود که حداقل و حداکثر غلظت نیکل در نمونه‌های مورد آزمایش به ترتیب برابر با ۰/۱۴ میلی گرم بر لیتر و ۰/۹۹ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. در خصوص نمونه ۵، که هیچ غلظتی از نیکل گزارش نشده، احتمالاً غلظت آن کمتر از دقت دستگاه بوده است.



شکل ۴-۱۳- نمودار شولر مربوط به غلظت نیکل در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

### ج- آهن

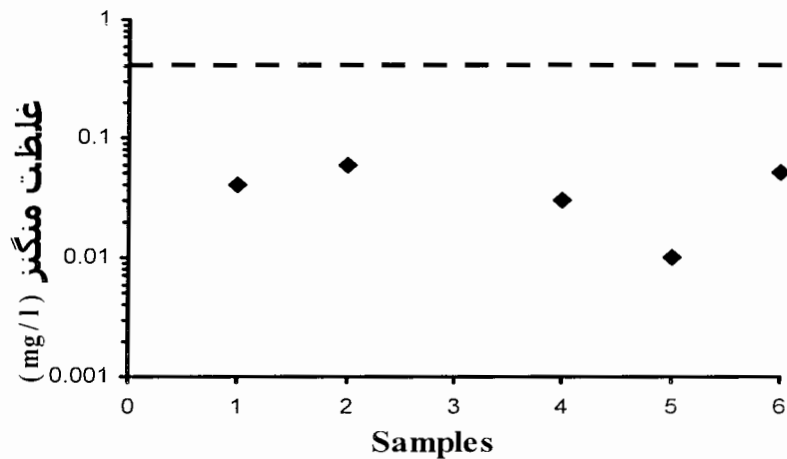
شکل ۴-۱۴ مقادیر آهن در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه را بر روی نمودار شولر نشان می‌دهد. در این نمودار، غلظت تمامی نمونه‌ها بالاتر از حد استاندارد WHO می‌باشد. میانگین غلظت این عنصر ۸/۳۵ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد که از سایر عناصر بیشتر است. بر طبق این شکل ملاحظه می‌شود که حداقل غلظت آهن در نمونه شماره ۵ بوده که برابر با ۴/۲ میلی‌گرم بر لیتر و حداکثر غلظت آن مربوط به نمونه شماره ۴ بوده که برابر با ۱۲/۹ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد.



شکل ۴-۱۴- نمودار شولر مربوط به غلظت آهن در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

### د- منگنز

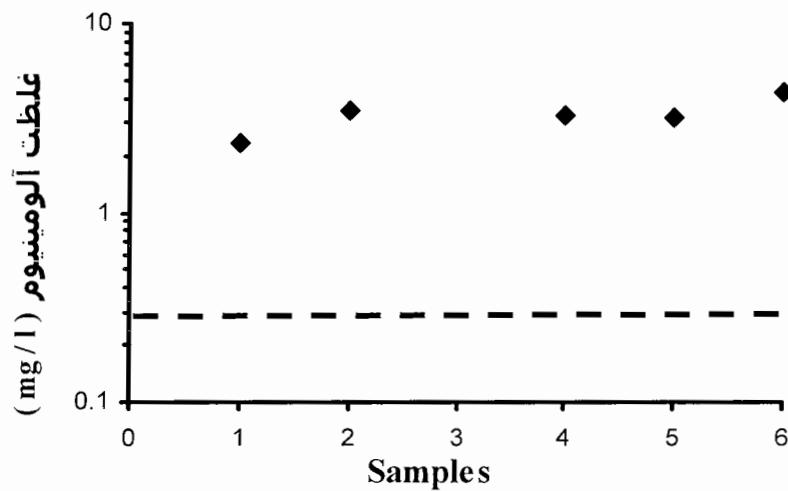
نمودار شولر شکل ۴-۱۵ نشان می‌دهد که این عنصر در همه نمونه‌ها، مقادیری پایین‌تر از حد مجاز WHO را دارا می‌باشد. در این نمودار حداقل و حداکثر غلظت منگنز در نمونه‌های مورد آزمایش به ترتیب برابر با ۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر و ۰/۰۶ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. در مورد نمونه ۳، که هیچ غلظتی از منگنز گزارش نشده، احتمالاً غلظت آن از دقت دستگاه کمتر می‌باشد.



شکل ۴-۱۵- نمودار شولر مربوط به غلظت منگنز در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

#### ه- آلومینیوم

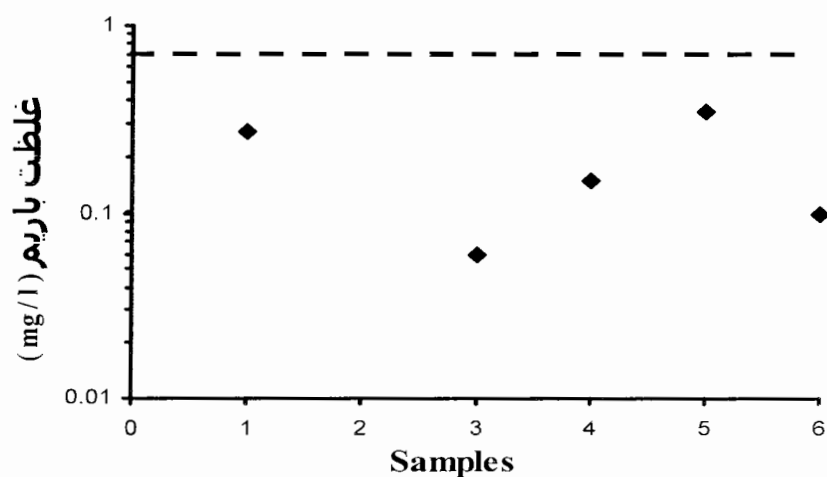
شکل ۴-۱۶ نمودار شولر مربوط به غلظت عنصر آلومینیوم را نشان می‌دهد که در تمام نمونه‌های آب زیرزمینی به استثناء نمونه ۳ از حد مجاز (۰/۲ میلی گرم بر لیتر) بالاتر می‌باشد. با توجه به این شکل حداقل و حداکثر غلظت آلومینیوم در نمونه‌های مورد آزمایش به ترتیب برابر با ۲/۳۴ میلی گرم بر لیتر و ۴/۳۵ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. در نمونه ۳، هیچ غلظتی از آلومینیوم گزارش نشده است.



شکل ۴-۱۶- نمودار شولر مربوط به غلظت آلومینیوم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

#### و- باریم

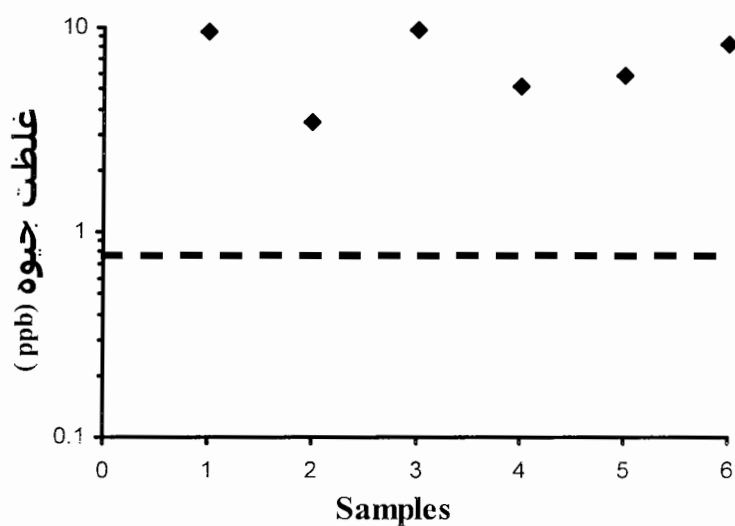
شکل ۴-۱۷ غلظت عنصر باریم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه را بر روی نمودار شولر نشان می‌دهد. غلظت باریم در نمونه‌های آب زیرزمینی از مقدار استاندارد جهانی (۰/۷ میلی گرم بر لیتر) پائینتر است و حداکثر میزان باریم مربوط به نمونه شماره ۵ می‌باشد.



شکل ۴-۱۷- نمودار شولر مربوط به غلظت باریم در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

#### ز- جیوه

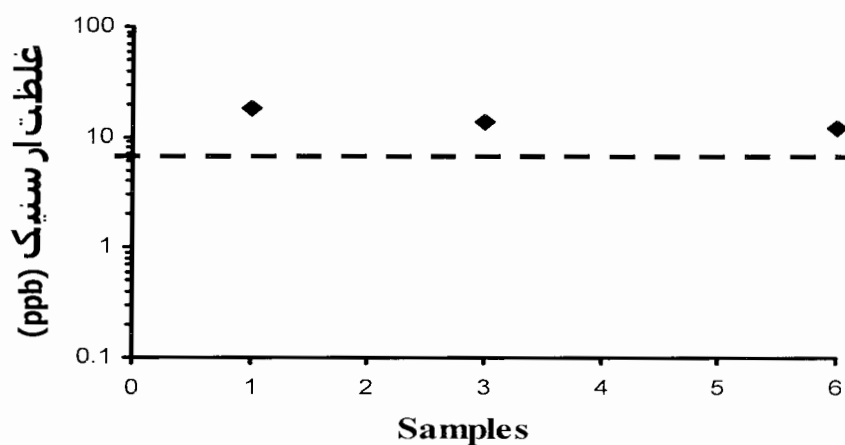
شکل ۴-۱۸ غلظت جیوه در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه را بر روی نمودار شولر نشان می‌دهد. جیوه در نمونه شماره ۲ دارای حداقل غلظتی معادل ۳/۴۱ میکرو گرم بر لیتر و در نمونه شماره ۳ دارای غلظت حداکثر، برابر ۹/۸۵ میکرو گرم بر لیتر می‌باشد. در نمودار شولر تمامی نمونه‌های آب زیرزمینی در بالای خط چین واقع شده و غلظت جیوه اندازه گیری شده در همه نمونه‌ها بیشتر از حد مجاز WHO (۱ میکرو گرم بر لیتر) می‌باشد.



شکل ۴-۱۸- نمودار شولر مربوط به غلظت جیوه در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

خ- آرسنیک

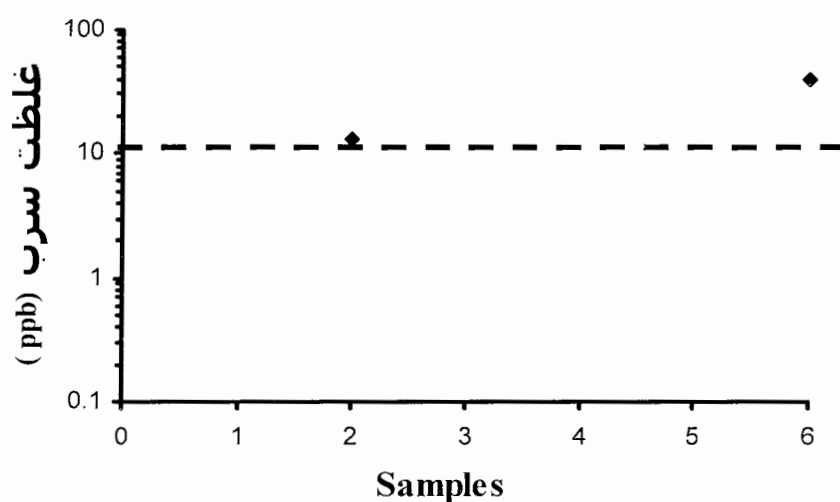
شکل ۴-۱۹ غلظت آرسنیک را در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه بر روی نمودار شولر نشان می‌دهد که در ۵۰ درصد نمونه‌ها بالاتر از استاندارد WHO (۱۰ میکرو گرم بر لیتر) می‌باشد. بیشترین غلظت آرسنیک، ۱۷/۹ میکرو گرم بر لیتر است که مربوط به نمونه شماره ۱ می‌باشد.



شکل ۴-۱۹- نمودار شولر مربوط به غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

#### خ- سرب

شکل ۴-۲۰، نمودار شولر مربوط به غلظت سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی را نشان می‌دهد. از بین نمونه‌های برداشت شده، نمونه‌های شماره ۲ و ۶ به ترتیب با غلظت ۱۳ میکرو گرم بر لیتر و ۳۹ میکرو گرم بر لیتر حاوی عنصر سرب با غلظتی بیشتر از حد مجاز WHO (۱۰ میکرو گرم بر لیتر) بوده و در سایر نمونه‌ها هیچ غلظتی از سرب گزارش نشده است.

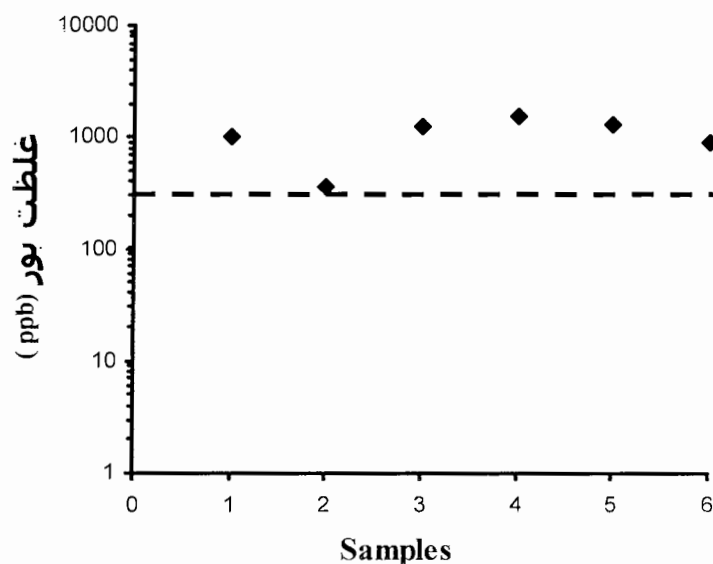


شکل ۴-۲۰- نمودار شولر مربوط به غلظت سرب در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

#### ی- بور

غلظت‌های عنصر بور در نمونه‌های آب زیرزمینی بر روی نمودار شولر در شکل ۴-۲۱ بیانگر اینست که در تمام نمونه‌های آب، عنصر بور دارای غلظتی بیشتر از مقدار استاندارد WHO (۳۰۰ میکرو گرم بر لیتر) می‌باشد. حداقل و حداکثر غلظت بور در نمونه‌های مورد آزمایش به ترتیب برابر با ۳۵۰ میکرو گرم بر لیتر و ۱۵۱۰ میکرو گرم بر لیتر می‌باشد.





شکل ۴-۲۱- نمودار شولر مربوط به غلظت بور در نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه

بر اساس نمودارهای رسم شده، تغییرات غلظت عناصر روند خاصی نداشته و برای هر عنصری به گونه‌ای متفاوت با سایر عناصر می‌باشد. همچنین الگوی افزایشی و یا کاهش‌ی آنها نیز متغیر می‌باشد. البته غلظت اکثر عناصر در بیشتر نمونه‌ها، مقادیری بالاتر از حد استاندارد جهانی WHO را نشان می‌دهند.

#### ۴-۳-۴- بررسی کیفی میزان آلودگی به عناصر سنگین در منابع آب زیرزمینی

تاماسی و سینی (Tamasi and Cini 2003) شاخصی را تحت عنوان شاخص فلزی (Metal Index) یا MI معرفی کردند که توسط آن می‌توان درجه آلودگی آب آشامیدنی را از نظر غلظت عناصر سنگین بررسی کرد. در این رابطه، C غلظت عنصر سنگین در آب، i شماره عنصر فلزی مورد نظر و MAC (Maximum Allowed Concentration) بیشترین حد مجاز غلظت را برای عنصر مورد نظر نشان می‌دهد. رابطه MI به صورت زیر تعریف می‌شود:

$$MI = \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{(MAC)_i} \quad (۵-۴)$$

هرچه غلظت عنصر سنگین از مقدار مجاز آن (MAC) بالاتر باشد، آب آلودگی بیشتری خواهد داشت. مقدار MAC برای عناصر سنگین Cr, Ni, Hg, As, Pb, B که توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) ارائه شده، جهت محاسبه شاخص MI استفاده شده است. جدول ۴-۱۶ میزان شاخص فلزی یا MI را برای نمونه‌های آب زیرزمینی با توجه به فلزات سنگین مذکور نشان می‌دهد.

جدول ۴-۱۶- شاخص MI برای نمونه‌های آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه

شماره نمونه	شاخص فلزی
S1	29.03
S2	65.42
S3	24.77
S4	26.99
S5	49.02
S6	11.52

مقدار شاخص فلزی برای عناصر سنگین مذکور در تمامی نمونه‌های آب زیرزمینی از یک بیشتر می‌باشد. حداکثر مقدار MI محاسبه شده مربوط به نمونه شماره ۲ و کمترین مربوط به نمونه شماره ۶ می‌باشد. در بیشتر نمونه‌ها، عناصر Cr, Ni, Hg نسبت به سایر عناصر سنگین نقش تعیین کننده‌تری برای مقدار شاخص فلزی دارند. غلظت عنصر نیکل در نمونه شماره ۴ نسبت به حد مجاز آن به مراتب بالاتر بوده و فاکتور بسیار تأثیر گذاری در بالاتر بودن مقدار شاخص فلزی این نمونه نسبت به سایر نمونه‌ها می‌باشد. این در حالی است که در نمونه‌های شماره ۲، ۳ و ۴ اثر مشترک Cr و Ni و در نمونه‌های شماره ۱ و ۶ اثر مشترک Ni و Hg سبب افزایش مقادیر شاخص فلزی می‌گردد. بالاتر بودن غلظت این عناصر از MAC حاکی از آسیب پذیری آبخوان نسبت به عناصر فوق بوده که می‌تواند کیفیت آب آشامیدنی را تحت تأثیر قرار دهد.

#### ۴-۴-۴- بررسی منشأ عناصر سنگین در آبهای زیرزمینی منطقه

آب یکی از موادی است که به فراوانی در طبیعت یافت می‌شود اما علیرغم این فراوانی، عوامل محیطی مختلف موجب محدود شدن آب مصرفی انسان می‌گردند. مواد سمی و فلزات سنگین موجود در پساب صنایع، کودها، قارچ‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها و آفت‌کش‌های مورد استفاده در کشاورزی، فاضلابها، مواد شوینده و پاک‌کننده‌ها در صورت راه یافتن به آبهای زیرزمینی، باعث آلودگی آنها می‌گردد. فلزات سنگین کاربردهای متفاوتی دارند و به صورت مواد اولیه برای تولیدات کارخانه و یا کاتالیزورها در فعل و انفعالات شیمیایی به کار گرفته می‌شوند. برخی از آنان در حشره‌کش‌ها و برخی دیگر در کودهای شیمیایی در سطوح مختلفی پخش گردیده و به حالت‌های صنعتی، کشاورزی و بهداشتی با انسان، آب و خاک در ارتباط می‌باشند. سرب یکی از فلزاتی است که توسط احتراق سوخت‌های فسیلی در هوا پخش می‌گردد. این فلزات در شعاع‌های متغیری بر روی گیاهان، آب، خاک و... می‌نشینند و آلودگی را بوجود می‌آورند. فاضلاب‌های شهری و صنعتی در مجموع دارای تجمع زیادی از فلزات سنگین می‌باشند و همچنین لجن تصفیه که مصارف کود شیمیایی دارند موجبات آلودگی آب و خاک را بوجود می‌آورند. ترکیبات آرسنیک فوق‌العاده سمی بوده و در کلیه سموم قارچ‌کش، دفع آفات گیاهی، حشره‌کش‌ها، موش‌کش‌ها و علف‌کش‌ها یافت می‌شوند. رفتار آرسنیک در خاک شبیه فسفر است و انتقال پذیری آن کم می‌باشد، چون در تثبیت یون فسفات و آرسنات رقابت وجود دارد. افزودن کودهای فسفره، تحرک و انتقال پذیری آرسنیک را افزایش می‌دهد. آلودگی آب‌های زیرزمینی به ترکیبات سمی آرسنیک هم می‌تواند به دلیل مصرف بی‌رویه آلاینده‌های فوق باشد. برخی عناصر کمیاب که توسط کودهای شیمیایی به محیط وارد می‌شوند عبارتند از: آهن، آرسنیک، کادمیوم، جیوه، سرب و سلنیوم. این آلاینده‌ها برای سلامتی انسان خطرناک بوده و با مصرف کودهای شیمیایی به مزارع اضافه می‌شوند. به طور کلی در کودهای فسفره مقادیر زیادی آرسنیک مشاهده می‌شود. میزان سلنیوم، سرب، کرم و کادمیوم نیز در کودهای فسفره بیشتر از کودهای ازته می‌باشد. یکی از اثرات، مربوط به مواد پرکننده‌ای است که همراه ماده مؤثره در ترکیب آفت‌کش‌ها بکار می‌رود. در ساختمان آفت‌کش‌ها به طور کلی آرسنیک، جیوه، برم، مس، فلئور، سرب، وانادیوم و روی مشاهده می‌شود (جاماب ۱۳۸۲). بالا بودن نسبی غلظت برخی از عناصر اندازه‌گیری شده در نمونه‌های

آب زیرزمینی، از حد استاندارد WHO می تواند منشأ آنتروپوژنیک داشته باشد. همچنین ناهمگنی سفره آب زیرزمینی نیز ممکن است سبب تغییر غلظت عناصر مختلف شود. با توجه به نتایج آنالیز ICP، غلظت برخی از عناصر سنگین و فلزی در برخی نقاط حوضه بیشتر و در سایر نقاط دشت کمتر می باشد حال آنکه عوامل برونزاد در نقاط مختلف حوضه کم و بیش وجود دارد. با توجه به اینکه غلظت عناصر مورد بررسی از بالا دست به سمت پائین دست منطقه از الگوی افزایشی یا کاهشی خاصی تبعیت نمی کنند به نظر می رسد اینگونه توزیع عناصر ناشی از عوامل آنتروپوژنیک نظیر فاضلابها، کودها، حشره کش ها و سایر سموم دفع آفات در مزارع واقع در منطقه مورد مطالعه و سایر فعالیتهای آبیاری و زهکشی است که میتواند روند تغییر غلظت برخی عناصر را در آب زیرزمینی منطقه تحت تأثیر قرار دهد و افزایش یا کاهش پراکنده این عناصر به مقدار عوامل آلاینده در دشت و نیز استفاده بیشتر یا کمتر از کودها و آفت کش ها در فعالیتهای کشاورزی بستگی دارد. در نتیجه، آلاینده های آنتروپوژنیک می تواند غلظت عناصر مورد ارزیابی را تحت تأثیر قرار دهند. احتمالاً ناهمگنی سفره آب زیرزمینی نیز از دیگر عوامل تأثیر گذار است، بدین صورت که لایه های مختلف که جنس و اندازه ذرات متفاوتی دارند و نیز در بین لایه های شن و ماسه، میان لایه های نازک سیلت و رس به طور متداخل وجود دارند سبب جذب برخی عناصر شده و در نتیجه مقدار برخی عناصر در آب زیرزمینی تغییر می یابد. پس جنس و بافت مواد تشکیل دهنده سفره های آب زیرزمینی نیز عامل دیگری است که مقادیر غلظت عناصر فرعی و سنگین را تحت تأثیر قرار می دهد. توسعه صنایع و مناطق مسکونی بخصوص در طی دهه اخیر باعث افزایش میزان پساب حاصل فعالیت صنایع و مصارف ساکنین مناطق مسکونی گردیده که متأسفانه عمدتاً نفوذ فاضلاب تصفیه نشده مستقیماً از طریق چاه جذبی و یا غیر مستقیم از طریق تخلیه به رودخانه ها و نهایتاً نفوذ به آبخوان ضمن تخریب کیفیت و افزایش یونها و نیز فلزات سنگین در آب زیرزمینی باعث آلودگی میکروبی در آب زیرزمینی گردیده اند. تجمع عناصر طبیعی در رسوبات و خاکها، خواه با منشأ ژئوژنیک و یا آنتروپوژنیک و در دسترس بودن زیستی آنها و جذب در اندامهای مختلف گیاه و بلع آن توسط جانوران و انسانها و ذخیره شدن عناصر در اندامهای حیاتی تغییرات مهمی در موجودات زنده ایجاد می نماید. از آنجائیکه نیمه عمر فلزات سنگین بسیار طولانی است، ورود این مواد به محیط بایستی به طور جدی تحت کنترل درآید.

## فصل پنجم: نتیجه گیری

در این فصل نتایج حاصل از این تحقیق که شامل خصوصیات فیزیکی و شیمیایی، آنالیز بیولوژیکی و اندازه‌گیری عناصر سنگین و فرعی به روش ICP در منابع آب منطقه می‌باشد، به طور خلاصه ارائه می‌شود.

### ۵-۱- ارزیابی برخی از ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی منابع آب منطقه

#### ۵-۱-۱- بررسی پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل نمونه‌برداری

مقایسه مقادیر هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب زیرزمینی نشان دهنده این است که میزان هدایت الکتریکی نمونه‌های فصل خشک (آذر ماه) نسبت به نمونه‌های فصل پربارش (خرداد ماه) به طور نسبی افزایش یافته است و در تمام نمونه‌های هر دو فصل بالاتر از استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) برای آب‌های آشامیدنی (۵۰۰ میکرو موس بر سانتیمتر) می‌باشد. همچنین مقادیر pH برای نمونه‌های آب زیرزمینی در دو فصل خشک و تر به طور متوسط حدود ۷/۵ می‌باشد که در محدوده آب‌های طبیعی قرار می‌گیرد. مقادیر pH در فصول مذکور کم و بیش یکسان است که این رفتار از ویژگی‌های آبخوانهای آبرفتی و سفره‌های کارستی توسعه نیافته است.

#### ۵-۱-۲- ارزیابی غلظت یونهای اصلی، نیترات و فسفات در آب‌های زیرزمینی منطقه

غلظت یونهای کلسیم، منیزیم، کلر، سولفات و بیکربنات در نمونه‌های آب سازند سخت نسبت به نمونه‌های آبرفتی بیشتر است که میتواند ناشی از نزدیکی به منشأ و سازندهای آهکی باشد. به طور کلی

مقادیر املاح محلول در نمونه‌های آب سازند سخت نسبت به بقیه نمونه‌ها افزایش یافته است. در بین کاتیونهای اندازه‌گیری شده کلسیم بیشترین و پتاسیم کمترین غلظت و در بین آنیونها بیکربنات غلظت بیشتری را دارا می‌باشد. مقادیر کلسیم و منیزیم در تعدادی از نمونه‌های فصل خشک و تر از حد استاندارد (EPA) بیشتر است و سایر یونها در زیر حد مجاز قرار دارند. هرچند میزان نترات و فسفات در آبهای زیرزمینی منطقه کمتر از حد مجاز استاندارد (EC) و (WHO) است ولی این مقادیر در نمونه‌های آب سازند سخت کمتر بوده و به طرف دشت افزایش می‌یابد. استفاده از کودها در مزارع، فاضلاب خانگی و پساب دامداری‌ها می‌تواند از عوامل مؤثر در افزایش غلظت نترات و فسفات در نمونه‌های دشت نسبت به نمونه‌های سازند سخت باشد.

#### ۵-۱-۳- بررسی تیپ، سختی، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم و نسبت کلسیم به منیزیم در آبهای زیرزمینی منطقه

با توجه به غلظت یونهای اصلی، تیپ آب‌های زیرزمینی در نمونه‌های فصل خشک و تر، بیکربناته کلسیک می‌باشد. به دلیل افزایش غلظت یونهای کلسیم و بیکربنات، کشیدگی نمودار استیف در نمونه‌های سازند سخت بیشتر است. با توجه به نمودار پایپر، سختی کربناته در آب زیاد بوده (بیشتر از ۵۰ درصد) و میزان یونهای قلیائی خاکی و اسیدهای ضعیف بیشتر می‌باشد. نمودارهای استیف نمونه های آبرفت رفتار یونی کم و بیش یکسانی را دارا هستند. همچنین درصد سدیم و نسبت جذب سدیم در تمام نمونه‌ها پائین است، پس خاک مشکل سدیمی شدن ندارد. نسبت کلسیم به منیزیم نیز بین ۱ و ۱۰ بوده که نشان دهنده لایه آبدار آهکی می‌باشد.

#### ۵-۲- ارزیابی خصوصیات بیولوژیکی منابع آب منطقه

##### ۵-۲-۱- آنالیز بیولوژیکی آبهای سطحی

نتایج آزمون MPN (حداکثر تعداد محتمل) به روش ۹ لوله‌ای برای نمونه‌های رودخانه گرمابدشت در فصل پائیز، بیانگر آلودگی بیولوژیکی آبهای سطحی می‌باشد و از 460 MPN در بالادست روستای توسکستان تا  $MPN > 1100$  در بالا دست روستای خیرات تغییر می‌کند. در فصل تابستان نیز نمونه آب رودخانه دارای  $MPN > 1100$  بوده که بیانگر آلودگی کلیفرمی مدفوعی و غیر مدفوعی است.

بنابراین نتایج آزمون MPN بیانگر افزایش آلودگی بیولوژیکی در جهت جریان رودخانه به سمت شمال منطقه می‌باشد.

#### ۵-۲-۲- آنالیز بیولوژیکی آبهای زیرزمینی

نتایج آنالیز بیولوژیکی نمونه‌های آب زیرزمینی به روش ۵ لوله‌ای در فصل بهار، نشان دهنده آلودگی بیولوژیکی آب زیرزمینی از نوع کلیفرم غیر مدفوعی در مرحله احتمالی می‌باشد. در فصل تابستان نیز نمونه‌های شماره ۳ و ۴ در مرحله احتمالی و تأییدی، دارای آلودگی کلیفرمی غیر مدفوعی بوده ولی چون در مرحله گرمپای،  $MPN=0$  بدست آمده است، بنابراین کلیفرم مدفوعی ندارند ولی نمونه شماره ۲ به دلیل مثبت بودن آزمون MPN در هر سه مرحله احتمالی، تأییدی و گرمپای و با داشتن  $MPN>16$  در مرحله گرمپای دارای آلودگی کلیفرم مدفوعی علاوه بر کلیفرم غیر مدفوعی می‌باشد. به طور کلی اندازه گیری خصوصیات بیولوژیکی نمونه‌های آب در فصل بهار و تابستان اختلاف عمده و قابل توجهی را نشان نمی‌دهد.

#### ۵-۲-۳- مقایسه آلودگی آبهای سطحی و زیرزمینی

نتایج آنالیز بیولوژیکی نشان دهنده اینست که آلودگی آبهای سطحی بیشتر از آب زیرزمینی می‌باشد زیرا آبهای سطحی با آلاینده‌ها تماس نزدیکتر و بیشتری دارند ولی بخشی از این آلودگی با عبور از لایه های خاک فیلتر شده و زمان رسیدن آن به آبخوان طولانی می‌باشد. تراکم آلاینده‌ها در دشت به ویژه فاضلاب خانگی، چاه‌های جذبی، پساب دامداری‌ها و مرغداری‌ها، فضولات حیوانی و مصرف آنها به عنوان کود آلی (حیوانی) در اراضی کشاورزی می‌تواند سبب آلودگی کلیفرمی منابع آب گردد. افزایش درجه حرارت، شیرابه ناشی از زباله‌های مسافران توریستی و عدم رعایت اصول بهداشت عمومی به ویژه در فصل تابستان محیط مناسبی برای فعالیت میکروارگانیسمها و میکروبها فراهم میکند.

### ۵-۳- بررسی غلظت عناصر سنگین و فرعی در آبهای زیرزمینی منطقه

از بین ۴۴ عنصر اندازه گیری شده به روش ICP، غلظت ۱۰ عنصر عمدتاً بالاتر از حد استاندارد WHO بوده و به این لحاظ از اهمیت بیشتری برخوردار بوده‌اند. این عناصر شامل Cr, Ni, Fe, Mn, Al, Ba, Hg, As, Pb, B می‌شوند که غلظت آنها به صورت زیر ارزیابی می‌گردد.

#### ۵-۳-۱- مقایسه غلظت عناصر سنگین و فرعی با استاندارد WHO

مقایسه غلظت عناصر فلزی اندازه گیری شده با حد استاندارد WHO بیانگر اینست که غلظت آرسنیک ۵۰ درصد و عناصر کروم، آهن، جیوه و بور ۱۰۰ درصد بالاتر از مقدار استانداردهای خود می‌باشند. عنصر منگنز و باریم نیز غلظت پائین‌تری از حد مجاز WHO را دارا می‌باشد. عناصر نیکل، آلومینیوم و سرب نیز کم و بیش غلظتی بیشتر از حد استاندارد WHO را نشان می‌دهند. همچنین در میان عناصر بررسی شده، عنصر آهن بیشترین غلظت میانگین بر حسب ppm و جیوه کمترین مقدار میانگین را دارا می‌باشد.

#### ۵-۳-۲- ارزیابی میزان آلودگی آب زیرزمینی به عناصر سنگین

محاسبه شاخص فلزی یا MI برای عناصر Cr, Ni, Hg, As, Pb, B در نمونه‌های آب زیرزمینی نشان دهنده اینست که در همه نمونه‌ها، شاخص فلزی برای عناصر فوق بالاتر از یک می‌باشد. بیشترین مقدار شاخص فلزی مربوط به نمونه شماره ۲ و کمترین مقدار مربوط به نمونه شماره ۶ می‌باشد. در اکثر نمونه‌ها، عناصر تعیین کننده برای مقدار شاخص فلزی، عناصر Cr, Ni, Hg می‌باشد که مقادیری نسبتاً بالاتر در بیشتر نمونه‌ها نسبت به حد استاندارد WHO دارند. بالاتر بودن غلظت این عناصر از MAC حاکی از آسیب پذیری آبخوان نسبت به عناصر مذکور بوده که آب سفره زیرزمینی را از نظر کیفی تحت تأثیر قرار داده است.

#### ۵-۳-۳- مقایسه نقاط مختلف دشت از نظر عناصر سنگین و فرعی

نتایج حاصل از آنالیز ICP نمونه‌های آب زیرزمینی بیانگر الگوی افزایشی یا کاهشی خاصی برای غلظت عناصر فلزی و سنگین نمی‌باشد به گونه‌ای که برخلاف انتظار از بالا دست به سمت پائین دست



منطقه افزایش قابل توجهی را نشان نمی‌دهد و از الگوی توزیع خاصی تبعیت نمی‌کنند و حتی برخی از نمونه‌ها فاقد عنصر فلزی مورد نظر می‌باشند. چنین توزیع عناصری احتمالاً تحت تأثیر آلاینده‌های آنتروپوژنیکی مانند فاضلابهای خانگی، پاک‌کننده‌ها، مصالح ساختمانی، پساب صنایع، کودهای شیمیایی، حشره‌کش‌ها و آفت‌کش‌های مورد استفاده در مزارع واقع در منطقه مورد مطالعه است که می‌تواند میزان غلظت برخی عناصر را در آب زیرزمینی تغییر دهد و افزایش یا کاهش پراکنده این عناصر به استفاده بیشتر یا کمتر این مواد و سایر سموم دفع آفات در فعالیتهای کشاورزی بستگی دارد، به گونه‌ای که با افزایش یا کاهش آلاینده‌های مزبور در نقاط مختلف دشت، غلظت عناصر تغییر می‌یابد. در نتیجه، عوامل آنتروپوژنیک قادرند غلظت عناصر فوق را در آبخوان منطقه تحت تأثیر قرار دهند.

## منابع:

پارویی، س. ۱۳۸۵. ارزیابی زیست محیطی محل‌های دفن زباله مشهد. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود- شاهرود، ایران، ۹۰ صفحه.

حسینیان، م. ۱۳۶۵. مشکل نیترات و نیتريت در آبهای زیرزمینی.

خسرو تهرانی، خ. ۱۳۷۷. زمین شناسی ایران. انتشارات دانشگاه پیام نور، ۳۲۷ صفحه.

دی اونگلی، ا. ترجمه: شریعتی، م. ۱۳۸۱. مهار آلودگی آب ناشی از فعالیت‌های کشاورزی.

سازمان زمین شناسی ایران. ۱۳۷۴. نقشه ۱:۱۰۰۰۰۰ گرگان.

شرکت مهندسی مشاور آب فن. ۱۳۷۰. گزارش مطالعات مرحله اول تأمین آب شهرهای گرگان و آق قلا، جلد اول.

شرکت مهندسی مشاور جام‌آب وابسته به وزارت نیرو. ۱۳۸۲. طرح شبکه بهینه سنجش منابع آب کشور. مطالعات کیفیت و آلودگی منابع آب، جلد دوم.

شرکت مهندسی مشاور جام‌آب. ۱۳۷۸. طرح جامع آب کشور: حوزه آبریز گرگان و دشت.

شرکت مهندسی مشاور خزر آب. ۱۳۷۷. گزارش تلفیق مطالعات منابع آب حوزه گرگانرود و قره سو، جلد سوم.

شرکت مهندسی مشاور موج آب طبرستان. ۱۳۷۸. گزارش مطالعات مرحله اول طرح تغذیه مصنوعی محدوده رودخانه گرمابدشت تا زرینگل. جلد سوم، مطالعات زمین شناسی و هیدروژئولوژی.

شرکت مهندسی مشاور موج آب طبرستان. ۱۳۷۹. گزارش مطالعات مرحله اول طرح تغذیه مصنوعی محدوده رودخانه گرمابدشت تا زرینگل. جلد اول، مطالعات هواشناسی.

شرکت مهندسی مشاور موج آب طبرستان. ۱۳۷۹. گزارش مطالعات مرحله اول طرح تغذیه مصنوعی محدوده رودخانه گرمابدشت تا زرینگل. جلد دوم، مطالعات هیدروژئولوژی.

شریعت پناهی، م. ۱۳۷۵. اصول تصفیه آب. انتشارات دانشگاه صنعتی اصفهان.

صداقت، م. ۱۳۸۲. زمین و منابع آب (آبهای زیرزمینی). انتشارات دانشگاه پیام نور.

عودی، ق. ۱۳۷۳. کیفیت آب آشامیدنی. انتشارات محقق.

- فدراسیون کنترل آلودگی آب (WPCF)، ترجمه امتیازی، گ. ۱۳۷۵. آزمایشات میکروبی آب و پساب. انتشارات مانی.
- کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ۱۳۸۰. مدیریت کیفیت زه آب‌های کشاورزی.
- کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ۱۳۸۱. زهکشی: کمیت و کیفیت جریان برگشتی.
- موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. ۱۳۷۰. ویژگی‌های آب آشامیدنی. شماره ۱۰۵۳. چاپ چهارم.
- موسسه جغرافیایی و کارتوگرافی گیتاشناسی، واحد پژوهش و تألیف زیر نظر سعید بختیاری. ۱۳۸۰. اطلس راههای ایران مقیاس ۱:۱۰۰۰/۰۰۰. انتشارات امیر
- موسوی حرمی، رضا. ۱۳۷۴. رسوب شناسی. انتشارات آستان قدس رضوی، ۴۷۹ صفحه.
- میسون، ب.، کارلتون، ب. ترجمه مر. ف. شرفی، ا. ۱۳۷۲. اصول ژئوشیمی. جلد اول، شیراز دانشگاه شیراز، ۵۶۶ صفحه.
- Alderwish, A. M. and Dottridge, J. 1999. urban recharge and its influence on ground water quality in Sana'a, Yemen. pp. 85-90.
- Andreoli, C. V. 1993. The influence of agriculture on water quality. pp. 53-65.
- Anonymous, 1996. Farms in the city. VNESCO courier, April 96. 49 (4), 25.
- Appelgren, B. G. 1994. Agricultural and Environmental Legislation – Lithuania, Technical Report, FAO, Rome.
- Arnade, L. J. 1999. Seasonal correlation of well contamination and septic tank distance, Ground water, vol. 37, No. 6, pp. 920-923.
- Avcievala, S. 1991. The nature of water pollution in developing countries. Natural Resources series No. 26. UNDTCD, unites nations, New York.
- Bicki, T. J. and Brown, R. B. 1991. on-site sewage disposal-The influence of system density on water-quality. 53, 93-42.
- Calamari, D. and Naeve, H. 1994. Review of pollution in the African Aquatic Environment. Committee for Inland Fisheries of Africa (CIFA) Technical paper No. 25. FAO, Rome.
- Canter, L. W. 1997. Nitrate in ground water. Lewis, Boca Raton, FL, USA, 263 pp.
- Cohen, D.B. 1986. Ground water contamination by toxic substances, a California assessment. P. 499-529.
- Conner, V. Foe, C. and Denovk, L. 1993. Sacramento river basin biotoxicity survey results 1988-1990.
- Cooper, J.R., and J.W. Gilliam. 1987. Phosphorus redistribution from cultivated fields into riparian areas.
- Coote, D. R. and Hore, F. R. 1978. Pollution potential of cattle Feedlot and Manure storages in the canadian Great Lakes Basin, Windsor, ontario.

- Cronin, A. A., Taylor, R. G., Powell, K. L. 2003. Temporal trends in the depth-specific hydrochemistry and sewage-related microbiology of an urban sandstone aquifer, Nottingham, UK. *Hydroges. J.* 11(2), 205-216.
- D. Godwin and J. A. Moore. 1997. Manure management in small Farm livestock operations. EM8649. pp. 1-6.
- Davis, and Dewiest. 1986. Ground water and wells 4<sup>th</sup> edition, Johnson division upon INC, USA.
- Deverel, S. J. and Fujii, R.J. 1990. Chemistry of trace elements in soils and groundwater. P. 64-90.
- ECE. 1992. protection of Inland waters Against Eutrophication. Paper ECE/ENVWA/26, Geneva.
- Eiswirth, M. and Hotzl, H. 2000. Development scenarios for sustainable urban water systems.
- Elwell, H. A. and Stocking, M. A. 1982. Developing a simple yet practical method of soil loss estimation. *Tropical Agriculture (Trinidad)* 59: 43-48.
- EpA. 2001. Managing livestock, poultry, and Horse waste to prevent contamination of Drinking water. EpA 916-F-01-026.
- European Community. 1980. Official gazette No.L229/11-229/29, European communities, Luxembourg.
- FAO/ECE. 1992. Legislation and Measures for the solving of Environmental problems Resulting from Agricultural practices.
- Federico, A.C., J.F. Milleson, P.S. Millar, and M. Rosen. 1978. Environmental studies in the chandler slough watershed. South Florida water manage.
- Fetter, C. W. 1990. Applied hydrogeology, second edition, university of wisconsin.
- Freez, R. A. and cherry, J. A. 1979. Ground water, prentice – Hall INC, Nerjersey.
- Gilliom, R. J. 1984. pesticides in rivers of the Unites states. Washington DC. pp. 85-92.
- Guimera, J. 1998. Anomalously high nitrate concentrations in ground water, *Ground water*, Vol. 36, No. 2, pp. 275-282.
- Hanson, B., and K. Tanji. 1988. A summary of the drainage problems in California. Report to the state water Resources control Board.
- Hem, J. D. 1992. Ground water charactrestics and interpretation, Third edition, U. S. Geological Survey, washington, 263p.
- Ibe, K. M. 1992. Environmental contamination and other Anthropogene impacts on Otamiri and Nwaorie rivers. *Nig. Journ. Min. Geol.* 28, 87-91.
- Ignazi, J. C. 1993 Improring nitrogen management in irrigated, intensely cultivates areas: the approach in Grance. pp. 247-261.
- Ioannis K. konstantinou, Dimitra G. Hela, Triantafyllos A. Albanis. 2005. the status of pesticide pollution in surface waters (riversand lakes) of Greece. pp. 1-16.
- John Bauld, Mani Gopal Jha, Mohan Singh khadka. 1996. Faecal contamination of the shallow Aquifer in the kathmandu valley, Nepal. pp. 401-405.

- Jolankai, G. 1986. Non-point source pollution modelling results for an agricultural watershed in Hungary. pp. 165-189.
- Joly, C. 1993 plant nutrient management and the environment. pp. 223-245.
- Jong-Sik Lee, Jin-Ho Kim, Sun-Gang Yun. 2003. Status of shallow ground water quality with stack of animal waste. pp. 30-33.
- Jordon, C and R. V. Smith. 1985. Factors affecting leaching of nutrients from an intensively managed grassland in county Antrim, Northern Ireland. *J. Environ. Manage* 20: 115.
- Jung K. Y. 1998. The plan for activation of livestock liquid manure utilization. Symposium on environment friendly technology for animal waste treatment (Korean). p. 85, 102.
- Kagaroglu, F. and Gunay, G. 1997. Ground water nitrate pollution in an alluvium aquifer, Eskhir-urban area and its vicinity, Turkey, *Environmental geology*. (31-4) 178-184.
- Kamrin, M. 1995. Environmental Hormones. <http://www.oes.orst.edu:70/1/ext>, choose EXTTOX NET.
- Kelin Hu, Yuangfang Huang, Hong Li. 2005. Spatial variability of shallow ground water level, electrical conductivity and nitrate concentration, and risk assessment of nitrate contamination in North China plain. pp. 896-903.
- Kim, J. J., Kim, S. J., Tazaki, K. 2002. mineralogical characterization of microbial ferrihydrite and schwertmannite, and manbiogenic Al-sulfate precipitates from acid mine drainage in the Donghae mine area, Korea, *Environmental Geology*, Vol 42: p. 19-31.
- Koelsch, R. 1999. Sludge Management for Anaerobic Lagoons and Runoff Holding Ponds. Nebraska cooperative Extension. G98-137-A.
- Lawrence, A. R. and Kumppnarachi. 1986. Impact of agriculture on ground water quality in Kalpitiya, Sri Lanka. Report WD/03/86/20.
- Mackay, D. and Paterson, S. 1991. Evaluating the multimedia fate of organic chemicals: a level III fugacity model. *Environ. Sci. Technol.* 25: 427-436.
- Mackenzie, A.G. and Viets, F.G. 1974. Nutrient and other chemicals in agricultural drainage waters. P. 489-508.
- Page, A.L., Chang, A.C. and Adriano, D.C. 1990. Deficiencies, and toxicities of trace elements. P. 138-160.
- Paul F. Hudak. 2002. Chloride/bromide ratios in leachate derived from farm-animal waste. *Environmental Pollution* 121. pp. 23-25.
- Quiros, R. 1993. Inland fisheries under constraint by other uses of Land and water resources in Argentina. pp. 29-44.
- Reiff, F. M. 1987. Health aspects of waste-water reuse for irrigation of crops. pp. 245-259.
- Rhoades, J. D. 1993. Reducing salinization of soil and water by improving irrigation and drainage management. pp. 291-320.
- RIVM. 1992. The Environment in Europe: A Global perspective National Institute of public Health and Environmental protection (RIVM), Netherlands.
- Ryding, S-O. 1986. Identification and quantification of nonpoint source pollution as a base for effective lake management. pp. 127-134.

Schottler, S. P., Elsenreich, S. J. and Capel, P. D. 1994. Atrazine, alachlor and cyanazine in a large agricultural river system. *Environ. Sci. Technol.* 28: 1079-1089.

Tamasi, G; Cini, R. 2003. Heavy metals in drinking waters from Mount Amiata (Tuscany, Italy). Possible risks from arsenic for public health in the province of Siena. *Science of the Total Environment.* 327: 41-51.

Tanji, K.K., and Valoppi. 1989. Groundwater contamination by trace elements. *Agric. Ecosyst. Environ.* 26:229-274.

Todd D. K. 1980. *Ground water Hydrology*. 2<sup>nd</sup> edition, John Wiley and Sons, New York, 539p.

UNEP. 1993. *The Aral sea: Diagnostic study for the development of an Action plan for the conservation of the Aral sea*. Nairobi.

US-EPA. 1992. *National pesticide survey: Update and summary of phase II results*. EPA 570/9-91-021, Washington DC.

Wang, Y. J. and Lin J.K. 1995. Estimation of selected phenols in drinking water with in situ acetylation and study on the DNA damaging properties of polychlorinated phenols. *Toxicol.* 28: 537-542.

Watzel, R. and Bertleff, B. 1992. Determination of ground water components and detection of nitrate origin. In: *Tracer hydrology*.

WHO. *Guideline for Drinking water Quality Vol 12*. 1984.

World Health Organization. 1993. *Guidelines for Drinking-Water Quality, Volume 1: Recommendations*. (Second Edition), WHO, Geneva.

WWF. 1993. *Marine update 13: Marine pollution and pesticide reduction policies*, UK.

## **ABSTRACT**

In order to study the quality of water resources in Garmabdasht region, a number of samples were taken from surface and groundwater resources in different times to assess physical, chemical, and biological properties. The results showed that the values of electrical conductivity and concentration of cations and anions in dry season samples are higher than those for wet season. The concentrations of Ca and  $\text{HCO}_3^-$  were higher than other ions in all samples and also their concentrations in samples of hard rock aquifer were higher than those for alluvial aquifer. In general, the water hardness was high in The area particularly in hard rock aquifer. The concentrations of nitrate and phosphate taken from alluvial aquifer were considerably higher than those for hard rock aquifer samples, which is caused by using of chemical fertilizers and manures in farms, livestock wastewater, municipal sewage and detergents. The results of biological analysis indicating contamination of surface water from unfecal and fecal coliforms which are mainly related to entrance of some contaminants such as livestock waste and livestock wastewater into water resources. Although groundwater samples also contained unfecal coliform but they had no any fecal coliform. The concentration of heavy and trace elements measured using ICP method, showed that the concentrations of some elements including Cr, Ni, Hg, As, Pb, B, Fe and Al were higher than standard levels of WHO, indicating vulnerability of aquifer to these elements. The concentration of heavy and trace elements were not the same in different locations of alluvial aquifer and did not display any specific trend. The main reason for such variations arised from dispersivity and different content of anthropogenic contaminants such as domestic sewage, chemical fertilizers, pesticides and irrigation activity and draining in plain and probably heterogeneity of aquifer.