

تأثیر عوامل طبیعی و انسانی بر کیفیت منابع آب دشت لنجان اصفهان

حمیدرضا ناصری^۱، زهرا کی همایون^۲ و محمد نخعی^۳

^۱ دانشیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی، تهران، ایران

^۲ استادیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران

^۳ دانشیار، گروه زمین‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه تربیت معلم، تهران، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۰۴/۲۲ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۰/۰۳/۰۷

چکیده

به منظور شناخت ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی منابع آب دشت لنجان و تعیین عوامل طبیعی و انسانی مؤثر بر کیفیت آن، از ۱۶۲ منبع آبی شامل: آب زیرزمینی، آب سطحی و پساب صنایع مهم منطقه در چهار دوره به صورت فصلی در سال ۸۷ نمونه‌برداری شده است. نتایج حاصل از سنجش‌های صحرایی و آزمایشگاهی متغیرهای فیزیکوشیمیایی، عناصر اصلی، فرعی و کمیاب نشان می‌دهد که غلظت بالای عناصر اصلی (SO₄، Cl، Ca، Na) عامل افزایش مقدار EC (۵۶۱-۱۱۳۹۰ μS/cm) در آب زیرزمینی دشت است. عناصر خاص نهشته‌های تبخیری و کربناتی (Li و I، Sr، Br، Ba، B) غلظت بیشتری نسبت به دیگر عناصر فرعی و کمیاب سنجش شده در آبخوان دارد. منحنی تابع توزیع تجمعی (CDF)، نمودارهای هیدروژئوشیمیایی، نسبت‌های معرف و شاخص اشباع حاصل از مدل‌سازی ژئوشیمیایی نشان می‌دهد که انحلال نهشته‌های تبخیری (هالیت و ژپس) و تبادل کاتیونی مهم‌ترین فرایندهای مؤثر بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی است. نتایج حاصل از اعمال تحلیل‌های عاملی و خوشه‌ای ضمن تأیید فعال بودن واکنش‌های آب/سنگ در آبخوان، نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت آب زیرزمینی از طریق افزایش یون NO₃ است. پساب صنایع منطقه تأثیری بر کیفیت آب زیرزمینی دشت نداشته است و از نظر عناصر فرعی و کمیاب غلظت‌های بیش از حد استاندارد نشان نمی‌دهد. تأثیر پساب‌های خانگی بر کیفیت آب زیرزمینی دشت محدود به افزایش باکتری‌های مدفوعی است. فعالیت‌های کشاورزی از طریق استفاده از حاصل‌خیزکننده‌های نیترونی باعث آلودگی آب زیرزمینی دشت شده است. غلظت ترکیبات نیتروژن و وجود باکتری‌ها نشان از تأثیر پساب زمین‌های کشاورزی و تخلیه فاضلاب‌های صنعتی و خانگی بر کیفیت آب رودخانه دارد.

کلیدواژه‌ها: هیدروژئوشیمی، کیفیت منابع آب، عوامل طبیعی، اثرات انسانی، لنجان.

*نویسنده مسئول: حمیدرضا ناصری

E-mail: h-nassery@sbu.ac.ir

۱- مقدمه

می‌شود که افزون بر نفوذ مستقیم به آبخوان دشت، در آبیاری مزارع کشاورزی و فضای سبز نیز استفاده می‌شود.

تأثیر فعالیت صنایع بر منابع آب دشت لنجان از سال ۱۳۷۵ توسط اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان (موسوی، ۱۳۷۵، کلباسی، ۱۳۷۶، پورمقدس، ۱۳۷۷ و پورمقدس و پرویزیان، ۱۳۷۹) و در چندین طرح مطالعاتی و پایان‌نامه دانشجویی (پارساب سپاهان اندیش، ۱۳۸۷، رحمانی، ۱۳۸۲، نجفی، ۱۳۸۵، دهکردی، ۱۳۸۳، مهاجری ۱۳۸۴ و نوروزی، ۱۳۸۵) بررسی شده است. در هر یک از این پژوهش‌ها، کیفیت آب مناطق مجاور حداکثر دو مورد از صنایع عمده منطقه به طور همزمان، از راه سنجش متغیرهای شیمیایی اصلی و برخی متغیرهای فرعی و فلزات سنگین بررسی شده است که پس از مقایسه مقادیر حاصل با استانداردهای گوناگون، برخی از عناصر بیش از حد مجاز گزارش شده است. به دلیل پراکندگی مکانی و زمانی متغیرهای سنجش شده در بررسی‌های پیشین، شناخت دقیق نوع و میزان آلاینده‌های موجود در منابع آب محدوده تمرکز فعالیت‌های صنعتی دشت میسر نیست. براین اساس و با توجه به این که تأثیر فعالیت‌های کشاورزی و عوامل طبیعی بر کیفیت منابع آب زیرزمینی دشت تاکنون مطالعه نشده است، پژوهش حاضر سعی در شناخت هیدروژئوشیمی آبخوان دشت لنجان، تعیین غلظت عناصر آلاینده منابع آب و شناسایی منشأ آنها دارد.

۲- محدوده مطالعاتی

منطقه مورد بررسی با مساحت تقریبی ۱۱۷۰ کیلومترمربع، در محدوده ۳۲°۵۷' تا ۳۲°۳۱' عرض شمالی و ۵۱°۱' تا ۵۱°۳۷' طول خاوری قرار دارد و منطقه تمرکز فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی در دشت لنجان است (شکل ۱).

۲-۱. چینه‌شناسی و زمین‌ساخت

بر اساس ویژگی‌های ساختاری-رسوبی، منطقه لنجان در زیر پهنه سندج-سیرجان

کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی تابع عوامل مختلفی همچون شرایط زمین‌شناسی، هیدروژئولوژی و اقلیم یک منطقه است. تغییرات زمانی و مکانی شیمی آب زیرزمینی در طول خطوط جریان به وسیله نهشته‌های زمین‌شناسی و زمان ماندگاری در زیرسطح کنترل می‌شود و نتیجه آن افزایش مواد محلول و به مقدار کمتر گازها و برخی مواد معلق در آب است، به گونه‌ای که در برخی مناطق کل جامدات محلول در آب به حدی می‌رسد که استفاده از آب زیرزمینی را محدود می‌سازد. فعالیت‌های انسانی نیز تغییراتی در روند طبیعی شیمی آب زیرزمینی ایجاد کرده است که با توجه به مقیاس زمانی حرکت آب در زیرسطح، عوارض ناشی از آن به ویژه در ۵۰ سال اخیر، در بیشتر آبخوان‌ها قابل شناسایی است (Rouabhia et al., 2009; Jiang et al., 2009; Kumar et al., 2009; Lorite-Herrera & Jime nez-Espinosa, 2008; Hosono et al., 2009; Yesilnacar & Gulluoglu, 2008).

دشت لنجان واقع در جنوب باختر استان اصفهان یکی از زیر حوضه‌های باتلاق گاوخونی و اولین دشت هموار در مسیر رودخانه زاینده‌رود است. مساحت تقریبی این دشت ۱۷۰۰ کیلومترمربع است که حدود ۲۰۰ کیلومترمربع از آن را شالیزارها و زمین‌های زیرکشت غلات (به‌ویژه گندم و جو) می‌پوشاند. نیاز آبی کشاورزی و دامداری دشت، به جز زمین‌های زیرکشت و شالیزارهای مجاور رودخانه، از منابع آب زیرزمینی (چاه و قنات) تأمین می‌شود. آب آشامیدنی منطقه از رودخانه زاینده‌رود برداشت می‌شود و بیشتر پساب‌های خانگی و فاضلاب پرواربندی‌ها از راه چاه (Septic Tank) یا ورود مستقیم به رودخانه دفع می‌شود. موقعیت مناسب جغرافیایی و آب‌شناختی دشت لنجان سبب صنعتی شدن آن از سال ۱۳۴۰ شمسی و استقرار صنایع مهمی همچون ذوب آهن، مجتمع فولاد، مجتمع صنایع دفاع، کارخانه سیمان سپاهان، شهرک‌های صنعتی و صنایع جنبی وابسته به آنها شده است. آب مورد نیاز این صنایع از رودخانه زاینده‌رود تأمین و پساب حاصل به صورت خام و یا نیمه تصفیه در حوضچه‌های تبخیری ذخیره

نمونه‌برداری، به منظور پوشش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی و محل‌های مصرف پساب و با توجه به جهت جریان آب زیرزمینی دشت، موقعیت حوضچه‌های پساب ذوب آهن، مجتمع فولاد و گروه شیمیایی صنایع دفاع و نیز مزارع کشاورزی انتخاب شده است. ۱۶۲ نمونه آب در سه محل از رودخانه زاینده‌رود، سه محل از زهکش ذوب آهن، یک نقطه از پساب مجتمع فولاد مبارکه، دو نمونه از پساب گروه شیمیایی صنایع دفاع و ۳۳ چاه (کشاورزی، خانگی و پروار بندی) برداشت شده است (شکل ۲). نمونه‌برداری براساس رهنمودهای USEPA (2007) و USGS (2006) انجام شده است. متغیرهای درجه حرارت (Temp.)، pH، هدایت الکتریکی (EC)، پتانسیل اکسایش/احیا (ORP) و اکسیژن محلول (DO) با استفاده از دستگاه‌های پرتابل (WTW) در محل نمونه‌برداری اندازه‌گیری شده است (جدول ۱). به منظور سنجش آیون‌ها و برخی پارامترهای اصلی و فرعی، نمونه‌ها در ظروف پلی‌اتیلنی و برای سنجش میکروبی و TOC در ظروف شیشه‌ای استریل حمل شده است. نمونه‌ها در دمای کمتر از چهار درجه سانتی‌گراد نگهداری شدند و به دلیل ارسال سریع به آزمایشگاه از مواد نگهدارنده استفاده نشده است. نمونه‌های یادشده در کمتر از ۲۴ ساعت از زمان نمونه‌برداری، در آزمایشگاه مرکزی شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان و براساس روش‌های APHA (2005) آزمایش شده‌اند (جدول ۱). برای سنجش غلظت دیگر عناصر اصلی، فرعی و کمیاب (۶۸ عنصر)، نمونه‌ها در محل با اسید نیتریک محافظت (pH < 2) و در ظروف پلی‌اتیلنی به آزمایشگاه Act (کانادا) ارسال شدند. در مجموع ۹۲ عنصر و متغیر در هر نمونه سنجش شده است.

به منظور تعیین مقادیر گونه‌های متحرک (Mobile Species) شامل گونه‌های معلق (Suspended Species) و گونه‌های حل شده (Dissolved Species)، نمونه‌های آبخوان فیلتر نشدند و تنها نمونه‌های پساب، آب سطحی و چاه‌های دستی در صورت لزوم از کاغذ صافی (۱۲ μm) گذرانده شده‌اند. در تفسیر نتایج، برای عناصری که غلظت آنها پایین‌تر از حد تشخیص دستگاه (< DL) گزارش شده است، در مواردی که فراوانی غلظت‌های DL از < ۲۰ درصد کل نمونه‌ها کمتر بوده، از روش جانشین با DL/2 استفاده شده است (Farnham et al., 2002, Gibbons, 1994). به دلیل رقیق‌سازی (Dilution) نمونه‌های دارای مقادیر کل جامدات محلول بالا، حد تشخیص دستگاه برای برخی عناصر کاهش یافته است.

داده‌های حاصل از سنجش‌های صحرائی و آزمایشگاهی نمونه‌های آب سطحی و زیرزمینی دشت لنجان با توجه به بازه تغییرات آنها در محیط‌های زمین‌شناسی مشابه ارزیابی شده است. نحوه توزیع یون‌های اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت با استفاده از نمودارهای احتمالی تابع توزیع تجمعی (Cumulative Distribution Function) در نرم‌افزار 14 MINTAB بررسی شده است. روند تغییرات کیفی آب زیرزمینی دشت از راه رسم نمودارهای هیدروژئوشیمیایی در نرم افزار RockWare Aq.QA 1.0 تعیین شده است. شاخص‌های اشباع محاسبه شده به وسیله مدل‌سازی هیدروژئوشیمیایی با نرم‌افزار PHREEQC 2.15 (Parkhurst & Appelo, 2002) برای شناخت واکنش‌های شیمیایی فعال در آبخوان استفاده شده است. روند تکامل ژئوشیمیایی آب زیرزمینی دشت از راه روش‌های آماری تحلیل عاملی (Factor Analysis) و تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis) در نرم‌افزار SPSS Statistics 17.0 ارزیابی شده است.

۴- بحث

به منظور بررسی تأثیر عوامل طبیعی و انسانی بر کیفیت منابع آب زیرزمینی و سطحی دشت لنجان، ویژگی‌های هیدروژئوشیمی آبخوان دشت و رودخانه زاینده‌رود بررسی و غلظت عناصر سنجش شده در پساب صنایع فعال در منطقه، نمونه‌های آب سطحی و زیرزمینی با استانداردهای جهانی و محلی آب آشامیدنی انسان و دام، کشاورزی و پساب خروجی صنایع مقایسه شده است.

از پهنه اصلی ایران میانی واقع است (آقائباتی، ۱۳۸۴). دشت لنجان در محل محور تاقدیس مرکب فرسایش یافته‌ای با روند شمال باختر قرار دارد که مجاورت آن با زیرپهنه راندگی‌های زاگرس، دو گسل مهم هم‌روند (شمال باختر) در یال جنوب باختری (به صورت راندگی) و شمال خاوری آن، همراه با چندین گسل موازی ایجاد کرده است. سازندهای زمین‌شناسی زیر حوضه لنجان‌ات مربوط به دوره‌های پرمین تا عهد حاضر هستند (Geological Survey of Iran, 1976) و مهم‌ترین رخنمون‌های آن شیل‌های ژوراسیک و به صورت گسترده سنگ‌آهک ستر لایه کرتاسه پایین است (شکل ۱).

۲-۲- هیدروژئولوژی

ریخت‌زمین ساخت کنونی لنجان‌ات، حوضه آب زیرزمینی مجزایی را در دشت ایجاد کرده است. منبع اصلی تغذیه آبخوان لنجان‌ات بارش‌های جوی است که فراوانی آنها از باختر به خاور و از جنوب به شمال حوضه کاهش می‌یابد. سنگ کف آبخوان لنجان‌ات از شیل‌های ژوراسیک و در برخی مناطق سنگ‌آهک‌های کرتاسه است. اولین لایه‌های آبرفتی نهشته شده بر روی سنگ کف از نوع رسوبات دانه‌ریز رسی-مارنی است که درصد نمک بالاتری از دیگر رسوبات دارند. این لایه به سبب غیرقابل نفوذ بودن یا فشردگی، بدون آب یا کم آب است و به عنوان سنگ کف لایه‌های آبرفتی بالایی به شمار می‌آید. آبرفت نهشته شده بر روی سنگ بستر یا لایه رسی-مارنی، از رس، ماسه و شن تشکیل شده که نسبت رس آن در مناطق مختلف متغیر و دست کم ۵۰ درصد است. در بین نهشته‌های آبرفت، رسوبات تبخیری به صورت لایه‌ها و بلورهای گچی و نمکی گسترش دارند. درصد نمک و رس رسوبات در لایه‌های زیرین افزایش می‌یابد (وزارت نیرو، ۱۳۶۴، جعفریان، ۱۳۶۴، سازمان آب منطقه‌ای اصفهان، ۱۳۷۰ و پارساب سپاهان اندیش، ۱۳۸۷). سترای رسوبات آبرفتی جوان به تدریج در محل عبور مسیل‌ها به سمت زاینده‌رود افزایش می‌یابد و در نواحی میانی دشت سترای نهشته‌ها به بیش از ۱۵۰ متر می‌رسد. با وجود گسترش غیریکنواخت نهشته‌های آبرفتی در دشت، افق‌های ناتراوا در بین نهشته‌های ناپیوسته مشاهده نمی‌شوند و شواهد زیرسطحی نشان‌دهنده وجود آبخوانی آزاد در دشت لنجان‌ات است (وزارت نیرو، ۱۳۶۴). تغییرات کمی آبخوان دشت لنجان‌ات از راه ۴۲ حلقه چاه مشاهده‌ای شرکت آب منطقه‌ای اصفهان (دشت جنوب زاینده‌رود) و ۶۳ حلقه چاه مشاهده‌ای شرکت سهامی ذوب آهن اصفهان (دشت شمال رودخانه) به صورت ماهیانه پایش می‌شود (شکل ۲). براساس خطوط تراز آب زیرزمینی در سال ۸۷ (شکل ۲) و خطوط تراز ارتفاعی، رودخانه زاینده‌رود از محل ورود به دشت تا حدود ۲۶ کیلومتر خود، آبخوان را زهکشی می‌کند و تقریباً در ۱۷ کیلومتر باقیمانده تا محل خروج از دشت، به دلیل پمپاژ بالای آب زیرزمینی، تغذیه کننده بخشی از آبخوان است. بیشترین ژرفای سطح ایستایی دشت در سال مطالعه (۱۳۸۷)، ۵۰ متر (خاور منطقه) و کمترین آن در مجاورت رودخانه زاینده‌رود و حدود یک متر بوده است. بهره‌برداری از منابع آب زیرزمینی دشت لنجان‌ات به ترتیب از راه چاه، قنات و چشمه انجام می‌شود. در آخرین آمارگیری انجام شده توسط شرکت آب منطقه‌ای اصفهان در زیرحوضه لنجان‌ات (۸۴-۱۳۸۲)، ۱۹۹۴ حلقه چاه، ۷۷۶ دهنه چشمه و ۴۵۵ رشته قنات در این محدوده ثبت شده است. تمرکز چاه‌های ژرف و نیمه ژرف در دشت واقع در جنوب رودخانه است. به منظور افزایش آبدی چاه‌های یادشده، از پشته (تونل‌های نفوذی) در ساختمان آنها استفاده شده است. طول این پشته‌ها در برخی چاه‌ها به بیش از ۵۰۰ متر می‌رسد.

۳- روش کار

به منظور بررسی کیفیت منابع آب دشت لنجان‌ات، از منابع آب سطحی، آب زیرزمینی و پساب صنایع، در انتهای دوره بارش (اردیبهشت)، فصل‌های خشک (مرداد و آبان) و فصل بارش (بهمن) در سال ۱۳۸۷، نمونه‌برداری شده است. شبکه نقاط

۴-۱. هیدروژئوشیمی آبخوان لنجانات

نقاط نمونه برداری از آبخوان لنجانات شامل چاه‌های کم ژرفای دستی (Dug wells: D.W) با ژرفای کمتر از ۱۲ متر و بیشترین عرض ۱۰ متر، چاه‌های نیمه ژرف و ژرف با ۳۰ تا ۱۵۰ و یک مورد با ژرفای ۳۴۶ متر (Borehole Wells: B.W) است. لازم به بیان است که به دلیل ژرفای کم سطح ایستایی در مناطق مجاور رودخانه و به ویژه بخش شمال خاوری محدوده مطالعاتی، بهره‌برداری از آب زیرزمینی از راه حفر استخرهای کم ژرفا انجام می‌شود.

بر اساس نتایج حاصل از سنجش‌های فصلی نمونه‌های آب زیرزمینی، تغییرات pH آب زیرزمینی دشت در فصل‌های مختلف (۶/۶۲-۷/۸) در بازه محیط‌های خنثی است. مقادیر ORP نمونه‌های آب زیرزمینی، پس از تصحیح حرارتی، در بازه ۱۱۸/۸+ تا ۲۳۲/۹ mv قرار گرفته است که نشان‌دهنده سیستمی به نسبت اکسیدی است. بر این اساس محدوده تغییرات اکسیژن محلول در آبخوان ۱۱/۸۷-۲/۷۷ mgL⁻¹ بوده است. وجود کربن آلی، عاملی مهم در مصرف اکسیژن محلول در آب زیرزمینی است. بازه تغییرات کل کربن آلی (Total Organic Carbon: TOC) در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت ۰/۱۵۶-۴/۲۴۱ mgL⁻¹ و مقادیر بیشینه آن در بیشتر نمونه‌های آبخوان مربوط به فصل تابستان است. بالاترین نیاز شیمیایی اکسیژن (COD) در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مورد بررسی ۵۸ mgL⁻¹ (فصل تابستان) است. بازه تغییرات متغیرهای TOC، DO و COD در فصل‌های مختلف نشان‌دهنده وجود مقادیر ناچیز مواد آلی در آب زیرزمینی دشت است. هدایت الکتریکی ویژه (EC) آب زیرزمینی در آبخوان لنجانات در بازه ۱۱۳۹۰-۵۶۱ μS/cm متغیر است. با توجه به فصل‌های بارش در منطقه (بهار و زمستان) مقادیر EC مربوط به فصل بهار در همه نمونه‌ها کاهش یافته است. به طور کلی EC آب زیرزمینی با فاصله از ارتفاعات حوضه افزایش می‌یابد و در دو محدوده به بیشترین مقدار (۶۰۰۰ μS/cm) می‌رسد (شکل ۳). تغییرات ژرفایی این متغیر نظم کمتری نسبت به تغییرات در مسیر جریان آب زیرزمینی نشان می‌دهد. بالاترین مقدار EC در هر چهار فصل مربوط به چاه B.W14 و مربوط به فصل‌های تابستان تا زمستان (۱۱۳۷۰، ۱۱۲۲۰ و ۱۱۳۹۰ μS/cm) است.

نتایج تجزیه آزمایشگاهی نمونه‌های آب زیرزمینی نشان می‌دهد که حضور عناصر اصلی در غلظت‌های بالا عامل افزایش EC در آبخوان است. با در نظر گرفتن کاتیون‌ها (Ca, Mg, Na, K) و آنیون‌های اصلی (SO₄, HCO₃, NO₃, Cl)، خطای واکنش حاصل از تجزیه نمونه‌های آب کمتر از ۳± درصد بوده است. به منظور بررسی نحوه توزیع یون‌های اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجانات و بررسی داده‌های پرت (Outlier) و دارای تورش (Bias) از نمودارهای احتمالی تابع توزیع تجمعی (CDF) استفاده شده است. منحنی تابع توزیع تجمعی روشی مؤثر برای نمایش مجموعه داده‌ها و تمایز بصری و آماری آنها از یکدیگر است، به طوری که تغییر در شیب نمودارها، تشخیص منشأهای متفاوت عناصر (طبیعی یا آلودگی) و نیز تغییرات ناگهانی مهم در توده آب زیرزمینی را ممکن می‌سازد (Edmunds & Shand, 2008). منحنی‌های توزیع یون‌های Ca, SO₄ و Cl, Na در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مورد بررسی، روند مشابهی نشان می‌دهد (شکل ۴). توزیع چندمُده (Multimodal) این یون‌ها به صورت مقادیر بیشینه چندگانه (Multiple Maxima) و قرارگیری داده‌ها بر روی بخش‌های مختلف خط در منحنی CDF مشخص شده است. این توزیع می‌تواند به دلیل وجود ناپیوستگی در ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت و وجود انواع مختلف آب (شیرین و شور) باشد. به عبارت دیگر برای توزیع‌های غیرخطی، نقاط شکست در منحنی به عنوان آستانه مؤثر بین ترکیبات مختلف محلی و یا مناطق آلوده و غیر آلوده (یا آلودگی کم) است (Forstner, 1983). غلظت آنیون SO₄ در فصل بهار بیش از Cl و در دیگر فصل‌ها، بالاتر از میانه داده‌ها، برابر یا کمتر از غلظت Cl است. منحنی‌های Ca و Na هم‌روند و غلظت Na بیش از Ca است. روند منحنی Mg نیز با وجود تغییرات ناگهانی به ویژه

در فصل بهار، تقریباً با Ca مشابه است. غلظت‌های کمتر Ca و Na نسبت به SO₄ و Cl می‌تواند به دلیل تأثیر نهشته‌های آبخوان بر غلظت کاتیون‌ها باشد. منحنی توزیع آنیون HCO₃ در فصل بهار تقریباً چندمُده است اما روند خطی آن در دیگر فصل‌ها نشان دهنده کنترل تغییرات غلظت آن توسط قابلیت انحلال کانی‌ها (کربنات‌ها) است. توزیع داده‌های ژئوشیمیایی به صورت کلی نرمال یا لوگ نرمال نیست، با این وجود خطی بودن بخش میانی منحنی فراوانی لگاریتمی یون K نشان دهنده توزیع نزدیک به لوگ نرمال آن است (شکل ۴). منحنی توزیع یون نیترات به عنوان شاخص آلودگی انسانی، روند متفاوتی با دیگر عناصر دارد. بخش میانی منحنی توزیع غلظت این یون در فصل‌های بهار و تابستان خطی است اما در فصل‌های پاییز و زمستان توزیع چندمُده با چولگی منفی دارد. بهترین برازش آماری داده‌ها بر اساس سنجش فاصله مجذور شده Anderson-Darling (Anderson-Darling) در مقادیر کمتر انطباق آماری (Goodness of fit statistics) است. بر این اساس، بهترین توزیع در فصل بهار مربوط به NO₃، در فصل تابستان مربوط به Ca، در فصل پاییز مربوط به Mg و در فصل زمستان مربوط به K است.

در مجموع، با توجه به روند متفاوت منحنی توزیع یون NO₃ با عناصر اصلی و فرعی مورد بررسی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت و با در نظر داشتن غلظت‌های بالای عناصر Ca, SO₄, Cl و Na و روند نسبتاً تدریجی و پیوسته تغییرات غلظت آنها در منحنی توزیع، احتمال ورود این عناصر به آب زیرزمینی از راه انحلال کربنات‌ها و رسوبات تبخیری (ژپس و هالیت) زیاد است. روند مشابه توزیع کاتیون‌های اصلی و تغییرات غلظت آنها نیز می‌تواند به دلیل تأثیر فرایند تبادل یونی بین آب زیرزمینی و نهشته‌های رسی - ماری آبخوان باشد. به عبارت دیگر توزیع غلظت‌ها تأثیر بیشتر کنترل‌کننده‌های زمین‌شناسی بر ترکیب آب زیرزمینی آبخوان را محتمل می‌سازد. روند تغییرات آب زیرزمینی دشت لنجانات (شکل ۵) از رخساره Ca-HCO₃ در مناطق تغذیه تا رخساره‌های SO₄-Cl-Mg-Ca و SO₄-Cl-Na در مناطق میانی و تخلیه است. توزیع نقاط در هر چهار فصل در مثلث کاتیون‌ها (شکل ۵) به صورت خطی از ضلع Ca-Mg (نمونه‌های آب زیرزمینی مجاور ارتفاعات) به سمت گوشه سدیم (نمونه‌های مناطق میانی دشت)، نشان‌دهنده تغییر ترکیب آب تحت تأثیر فرایند تبادل کاتیونی است (Hounslow, 1995). تغییرات آنیونی آب زیرزمینی از آنیون HCO₃ در منطقه تغذیه به آنیون‌های SO₄ و Cl در مناطق تخلیه است. در تمام فصل‌ها، رخساره Na-SO₄ فراوانی بیشتری نسبت به دو رخساره دیگر دارد.

برای تعیین سنگ منشأ و شناخت واکنش‌های شیمیایی فعال در آبخوان از نسبت‌های معرف (Certain Ratios) و شاخص اشباع کانی‌ها استفاده شده است. با در نظر داشتن عدم قطعیت ۰/۱±، انحلال رسوبات تبخیری هالیت (Na/Cl=0.5) و ژپس (Na/Cl+SO₄=0.5) و فرایندهای تبادل یونی بیشترین تأثیر را بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت دارد (جدول ۲). نسبت Na/Na+Cl > 0.5 در نمونه‌های مورد بررسی نشان از افزایش غلظت Na و ورود آن به آب زیرزمینی از منبعی غیر از انحلال هالیت دارد. به عبارت دیگر فرایند تبادل کاتیونی و جانشینی یون‌های Ca و Mg محلول در آب زیرزمینی (کاتیون‌های با بار بیشتر و شعاع هیدراتی کوچک‌تر) در رس‌ها سبب آزاد شدن سدیم می‌شود (Natural softening). نسبت Na/Na+Cl < 0.5 نشان‌دهنده کاهش غلظت Na به دلیل وجود رس‌های غنی از Ca در مسیر جریان آب زیرزمینی با شوری بالا (TDS > 500) است که سبب آزاد شدن یون‌های Ca و Mg در آب زیرزمینی و جذب Na توسط رس‌ها می‌شود (فرایند تبادل یونی وارون). نسبت یادشده در چاه‌های بخش میانی دشت (B.W23 و B.W11-14) با رخساره Ca-Cl چیره است.

نهشته‌های هالیت بیشتر با رسوبات ژپس و انیدریت همراه است. نسبت Ca/Na+SO₄ < 0.5 در pH خنثی به دلیل کاهش غلظت یون Ca در آب زیرزمینی

درصد از کل واریانس، همبستگی بیشتری با متغیرها نسبت به دو عامل دیگر دارد. با توجه به بارهای عاملی محاسبه شده برای متغیرها، مقادیر >0.8 ، بالا و $0.6-0.8$ متوسط در نظر گرفته شده است. حضور عناصر Sr، Ca، Br در تمام فصل‌ها در عامل اول و با بار عاملی بالا، وجود منشأ یکسان برای آنها را محتمل می‌سازد (جدول ۳). وجود آنیون SO_4 با بار عاملی بالا همراه با عنصر Ca در فصل بهار در عامل اول، با در نظر داشتن نهشته‌های آبرفت دشت، می‌تواند ناشی از انحلال بیشتر رسوبات ژئوسی و انیدریتی نسبت به نهشته‌های هالیتی (حضور Cl با بار عاملی متوسط) در این فصل باشد. در دیگر فصل‌ها، آنیون SO_4 در عامل دوم حضور دارد و یون Cl با بار عاملی >0.9 در عامل اول همراه با عناصر Sr، Ca، Br حاضر می‌شود که نشان دهنده انحلال بیشتر رسوبات تبخیری دارای Cl است. حضور عناصر Sr و Ca به عنوان شاخص‌های دقیقی از واکنش‌های آب/سنگ همراه با آنیون‌های Cl، SO_4 و Br تأییدی بر انحلال کربنات‌ها و رسوبات تبخیری توسط آب زیرزمینی دشت است. حضور همزمان کاتیون Na در عوامل اول و دوم با بار عاملی متوسط در فصل بهار و در عامل دوم در دیگر فصل‌ها، همراه با عناصر K و Li نشان دهنده تأثیر فرایند تبادل کاتیونی در تغییر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت است. حضور یون نترات در عامل اول در تمام فصل‌ها نشان از تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی دشت دارد. این یون در فصل‌های بارش (بهار و زمستان) بار عاملی بالا و در فصل‌های خشک (تابستان و پاییز) بار عاملی متوسط دارد. بار عاملی بالای عناصر Sr، Ca، Br، SO_4 و Cl در تمام فصل‌ها در مقایسه با بار متوسط یون NO_3 ، وجود منشأ متفاوت آنها را محتمل می‌سازد. با این وجود حضور آنیون نترات با عناصر بیان شده، در عامل اول می‌تواند به دلیل تمرکز غلظت این عناصر با نترات در محل‌های یکسان باشد. عناصر I و B در تمام فصل‌ها با بار عاملی مثبت بالا در عامل دوم حضور دارد. این عناصر در فصل بهار با یون HCO_3 و در دیگر فصل‌ها با آنیون SO_4 همراه است، بر این اساس منشأ آنها در آب زیرزمینی دشت می‌تواند از انحلال رسوبات کربناتی و تبخیری باشد. عناصر F و Si تغییرات منظمی نشان نمی‌دهد. بار عاملی مثبت بالای متغیر EC و حضور آن در تمام فصل‌ها در عامل اول با یون‌های اصلی، نشان‌دهنده تأثیر غلظت عناصر در تغییرات این متغیر است. بارهای عاملی مثبت بالای متغیرهای EC و ORP و بار منفی بالا در pH، نشان دهنده فعال بودن واکنش‌های آب/سنگ در آبخوان است.

در نمودارهای درختی حاصل از اعمال روش تحلیل خوشه‌ای، متغیرهای مورد بررسی به دو گروه اصلی تقسیم شده‌اند (شکل ۷). عناصر اصلی Ca و Cl همراه با عناصر فرعی و کمیاب Sr، Br، Ba و Mg، یون NO_3 و متغیر EC در یک گروه قرار دارد. کمترین فاصله در این گروه مربوط به عناصر Sr، Br، Cl، Ca است. یون NO_3 در فاصله‌های بیشتر (رده دوم یا سوم)، همراه با یون Br قرار دارد. آنیون‌های اصلی SO_4 و HCO_3 همراه با عناصر I، B، K، Li، F در گروه دوم تقسیم‌بندی شده‌اند. کمترین فاصله‌ها در این گروه مربوط به عناصر SO_4 ، Na و Li است.

در مجموع، نتایج حاصل از کاربرد روش‌های آماری در تحلیل متغیرهای فیزیکی شیمیایی و عناصر نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان، ضمن تأیید روند تکامل ژئوشیمیایی مورد انتظار در ایجاد ترکیب شیمیایی کنونی آب زیرزمینی دشت، نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر کیفیت آب زیرزمینی از راه افزایش یون نترات است.

۴-۲. هیدروژئوشیمی رودخانه زاینده‌رود

بیشترین آبدهی (Debi) رودخانه زاینده‌رود در سال ۸۷، در نقطه ورود به دشت $48 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ (فصل بهار) بوده و در محل خروج از دشت به $37 \text{ m}^3/\text{s}^{-1}$ (فصل بهار) رسیده است. نقاط نمونه‌برداری از رودخانه زاینده‌رود شامل دو نقطه در ورودی آن به محدوده مطالعاتی (Z.R1 و Z.R2) و یک نقطه در محل خروج رودخانه از محدوده است (Z.R3). نتایج حاصل از تجزیه آزمایشگاهی نمونه‌های آب رودخانه، توازن یونی کمتر از ± 1 درصد را نشان می‌دهد. در نقاط ورودی رودخانه به دشت، pH

در اثر فرایند تبادل یونی یا رسوب کلسیت است در صورتی که $Ca/Ca+SO_4 > 0.5$ به دلیل افزایش غلظت یون Ca از منبعی غیر از انحلال ژئوس است. فرایند یادشده مطابق با Reverse softening در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت مطالعاتی است. شاخص‌های اشباع حاصل از مدل‌سازی ژئوشیمیایی آبخوان نشان‌دهنده محیط شیمیایی مناسب برای انحلال هالیت و ژئوس (شاخص اشباع بزرگ منفی) و رسوب‌گذاری کلسیت (شاخص اشباع کمی مثبت) است (جدول ۲). قابلیت انحلال بیشتر ژئوس نسبت به کلسیت باعث افزایش Ca (اثر یون مشترک) و فوق اشباع شدن اندک آب زیرزمینی نسبت به کلسیت می‌شود (Langmuir, 1997). تأثیر فرایند تبادل کاتیونی در تغییر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت لنجان از افزون بر نسبت‌های معرف، از راه روند تغییر موقعیت نمونه‌ها در مثلث کاتیون‌ها (شکل ۵) نیز تأیید می‌شود. شیب منفی نزدیک به واحد در نمودار Na-Cl در برابر $(Ca+Mg-SO_4)-(HCO_3+CO_3)$ (Fisher & Mullican, 1997) نیز نشان‌دهنده چیرگی فرایند یادشده در تعیین ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت است (شکل ۶).

بر اساس شواهد ژئوشیمیایی بیان شده، افزایش تدریجی غلظت یون‌های اصلی در آب زیرزمینی دشت لنجان و نیز گزارش وجود نهشته‌های تبخیری به صورت لایه‌های گچی و نمکی و یا بلورهای گچ و نمک در بین نهشته‌های رس، شن و ماسه آبخوان و افزایش میزان آنها به سمت ژرفا، روندی طبیعی در مسیر جریان برای تغییرات شیمیایی دشت لنجان مورد انتظار است. رخساره چیره آب زیرزمینی در مناطق مجاور ارتفاعات متأثر از سازندهای آهکی محصورکننده دشت، بی‌کربنات کلسیمی است. حرکت آب زیرزمینی در جهت شیب آبخوان و تماس آن با رسوبات رسی - ماری سبب آزاد شدن Na (Natural Softening) و خروج Ca و Mg از آب می‌شود. انحلال رسوبات تبخیری ژئوسی و واکنش بی‌کربنات آب نفوذی با این نهشته‌ها، باعث افزایش غلظت Ca (اثر یون مشترک)، فوق اشباع شدن اندک آب زیرزمینی نسبت به کلسیت و در نتیجه رسوب آن و تشکیل رخساره هیدروشیمیایی $Na-SO_4$ می‌شود. افزایش تدریجی رسوبات هالیتی در مسیر جریان آب زیرزمینی در روند تکاملی آنیون‌های آبخوان از بی‌کربناتی به سولفاتی و سپس کلروری مشهود است (رخساره Na-Cl). بر این اساس ورود Na به آب زیرزمینی در اثر انحلال نهشته‌های هالیتی و تماس آن با رسوبات ماری آبرفت، سبب جذب Na و ورود Ca به آب زیرزمینی و تشکیل رخساره Ca-Cl در بخش میانی دشت می‌شود. وجود رخساره اخیر در محدوده چاه‌های B.W11 تا B.W15 EC، آب زیرزمینی را به بیش از $11000 \mu\text{S}/\text{cm}$ رسانده است (چاه B.W14).

به منظور ارزیابی صحت روند تکامل ژئوشیمیایی بیان شده و نیز تمایز عوامل طبیعی و انسانی مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی از روش‌های آماری استفاده شده است. روش‌های آماری چند متغیره، اطلاعات پنهان در مجموعه داده‌های هیدروژئوشیمیایی، درباره امکان تأثیرات محیطی بر کیفیت آب را نمایان می‌سازند. بر این اساس، از روش‌های آماری چند متغیره تحلیل عاملی و تحلیل خوشه‌ای استفاده شده است. در روش تحلیل عاملی، استخراج عوامل از راه روش مؤلفه‌های اصلی (PCA)، پیشینه‌سازی ارتباط بین متغیرها با استفاده از دوران Varimax و عادی‌سازی به روش Kaiser انجام شده است. برای گروه‌بندی داده‌های هیدروژئوشیمیایی آبخوان و تعیین تشابه فضایی میان گروه‌ها در روش تحلیل خوشه‌ای، داده‌های ورودی به استاندارد Z (Z-Score) تبدیل و از روش Ward برای اتصال بین گروه‌ها استفاده شده است. سنجش تشابه متغیرها از راه فاصله اقلیدسی (Squared Euclidian Distance) انجام و نتایج خوشه‌بندی به صورت نمودار درختی (Hierarchical) ارائه شده است. گفتمنی است که به دلیل بالا بودن غلظت عناصر B، Ba، Sr، I، Li، F و Si نسبت به دیگر عناصر فرعی و کمیاب در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت، عناصر یادشده در تحلیل‌های آماری مد نظر قرار گرفته‌اند.

نتایج حاصل از اعمال روش تحلیل عاملی نشان می‌دهد که عامل اول با ۵۲-۴۸

مبارکه بیش از حد مجاز استاندارد خروجی فاضلاب ایران است و به لحاظ pH برای آبیاری (استاندارد FAO) مناسب نیست. با توجه به غیرفعال شدن F در خاک‌های خنثی تا قلیایی، غلظت در حد مجاز آن محدودیتی ایجاد نمی‌کند. بیشترین غلظت نیترات در پساب مجتمع 13 mgL^{-1} است که برای استفاده در آبیاری محدودیتی ایجاد نخواهد کرد. در چاه پایین دست حوضچه‌ها (B.W7) نیز بیشترین غلظت نیترات 10 mgL^{-1} بوده است. گفتنی است که مقادیر DO (فصل پاییز) و COD (فصل بهار) در پساب مجتمع فولاد مبارکه نزدیک به حد استاندارد خروجی پساب ایران بوده است. جریان آب شاخه شمالی زهکش ذوب آهن، سرریز تعدادی از حوضچه‌های ذخیره پساب است که در نزدیکی محل اتصال آن به شاخه اصلی، زهکشی نیز از زمین‌های کشاورزی خاور به آن می‌پیوندد. نمونه‌های حاصل از تجزیه این زهکش (E.S1)، از نظر متغیرهای NO_3 (تابستان و پاییز)، SO_4 (بهار و تابستان)، pH (پاییز)، TDS (بهار)، Ca (تمام فصل‌ها)، Mo (تابستان) و کلی فرم‌های کل و اشریشیا (بهار و تابستان) بالاتر از حد مجاز استاندارد و عنصر S^{2-} (تابستان) نزدیک به حد مجاز استاندارد خروجی فاضلاب ایران است. به لحاظ آبیاری، متغیرهای pH (پاییز)، TDS و EC (بهار)، کلی فرم‌های کل و اشریشیا (بهار و تابستان)، F و Mo (تابستان) بیش از استاندارد و عنصر F (پاییز) نزدیک به حد استاندارد است. Mn در تمام فصل‌ها برای آشامیدن دام محدودیت دارد.

با توجه به کم ژرفا بودن سطح ایستابی در بخش خاوری آبخوان شمال رودخانه، آب موجود در زهکش اصلی ذوب آهن، حاصل نشت از حوضچه‌های غیر ایزوله پساب، زهکشی آب زیرزمینی و نیز پساب‌های خانگی و فاضلاب پروراندی‌های مسیر است. گفتنی است که قابلیت نفوذ محل احداث استخرها تا ژرفای پنج متری به صورت میانگین $1/205 \text{ m/day}$ اندازه‌گیری شده است (ایرانمنش، ۱۳۴۵). در نمونه آب این شاخه از زهکش (E.S2)، مقادیر متغیرهای NO_3 ، SO_4 ، Ca، Cl، TDS (تمام فصل‌ها)، Mg (بهار، پاییز و زمستان) و کلی فرم‌های کل و اشریشیا (بهار، تابستان و زمستان) بالاتر از حد استاندارد و غلظت S^{2-} (تابستان) و B (پاییز) نزدیک به حد مجاز استاندارد خروجی فاضلاب ایران است. از نظر آبیاری، TDS، Cl، EC (تمام فصل‌ها) و SAR (تابستان تا زمستان) بیش از حد مجاز و متغیر اخیر در بهار نزدیک به حد مجاز است. Mn در بهار بیش از حد مجاز و در تابستان نزدیک به حد مجاز استاندارد آشامیدن دام است. نمونه برداشت شده از زهکش، پس از عبور از مناطق کشاورزی و تخلیه پساب پروراندی‌ها، کشتارگاه و تصفیه خانه فاضلاب زرین شهر در آن و در فاصله ۷۵۰ متری پیش از ورود زهکش به رودخانه زاینده‌رود، (E.S3)، نشان می‌دهد که متغیرهای NO_3 ، SO_4 ، Ca، Cl، TDS (تمام فصل‌ها)، S^{2-} (بهار و تابستان)، Mg (بهار و پاییز)، COD (تابستان) و کلی فرم‌های کل و اشریشیا (بهار و پاییز) بالاتر از حد مجاز استاندارد و B (پاییز) نزدیک به حد مجاز استاندارد خروجی فاضلاب ایران است. به منظور آبیاری، متغیرهای TDS، SAR، Cl، EC در تمام فصل‌ها دارای محدودیت است. Mn در فصل‌های بهار، پاییز و زمستان بیش از حد مجاز استاندارد آشامیدن دام و در تابستان نزدیک به حد استاندارد است. در مجموع، غلظت متغیرهای بیش از حد استاندارد در شاخه شمالی زهکش با در نظر داشتن آنگیری کارخانه از رودخانه زاینده‌رود، کمتر از غلظت متغیرهای مشابه در شاخه اصلی زهکش است. مورد قابل توجه، وجود غلظت‌های بیش از حد مجاز Mn در تمام طول مسیر زهکش شمالی زهکش غلظت بیشتری نشان می‌دهد. با توجه به کاربرد Mn در تولید آلایز، وجود این عنصر در پساب به دلیل استفاده در فرایند تولید کارخانه است. حضور Mo تنها در شاخه شمالی زهکش (تابستان) نیز به دلیل کاربرد آن به عنوان آلایز در تولید فولاد است.

به طور کلی، به دلیل تمرکز غلظت عناصر اصلی (Ca، Mg، Cl، SO_4) آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی در چاه‌های پایین دست حوضچه‌های پساب صنایع، ۱۷۷

در محدوده نسبتاً قلیایی (۸/۵۸-۸/۱) قرار دارد که در نقطه خروجی به دست کم ۷/۶۷ (فصل زمستان) کاهش می‌یابد. مقادیر ORP در محدوده ۱۷۰/۹-۱۲۸ تغییر دارد (شرایط اکسیدی). بازه تغییرات DO رودخانه در نقاط ورودی به دشت، در محدوده $4/28 \text{ mgL}^{-1}$ (فصل پاییز) تا $10/68 \text{ mgL}^{-1}$ (فصل بهار) است. نقطه خروجی رودخانه در تمام فصل‌ها مقدار DO تقریباً ثابتی دارد ($5/92-5/36 \text{ mgL}^{-1}$). بیشترین مقدار TOC رودخانه در بالادست مربوط به فصل تابستان ($3/05 \text{ mgL}^{-1}$) است که احتمالاً به دلیل وجود شالیزارها و مزارع حاشیه رودخانه است. مقادیر این متغیر در نقطه خروج رودخانه از دشت در فصل‌های بهار تا زمستان به ترتیب ۱/۸۴۲، ۴/۲۹۸ و ۳/۸۱۳ است. بیشترین مقدار COD، 27 mgL^{-1} (فصل زمستان)، در نقطه خروج رودخانه از دشت است. مقدار EC رودخانه در ورودی دشت از $253 \mu\text{S/cm}$ (فصل بهار) تا $567 \mu\text{S/cm}$ (زمستان) است که در محل خروج از دشت به حداکثر $1083 \mu\text{S/cm}$ در فصل زمستان می‌رسد. رخساره هیدروژئوشیمیایی رودخانه زاینده‌رود در تمام فصل‌های بی‌کربناتی کلسیتی است.

مقایسه غلظت عناصر در آب رودخانه در محل ورود به دشت لنجانات و خروج آن از دشت، نشان از افزایش قابل توجه در غلظت برخی از عناصر دارد (جدول ۴). به منظور بررسی میزان اشتراک آب زیرزمینی در افزایش غلظت عناصر در آب رودخانه از نسبت آمیختگی (Mixing Ratio) بر اساس رابطه $F_{\text{Aquifer}} = (C_{\text{MIX}} - C_{\text{Initial}}) / (C_{\text{Aquifer}} - C_{\text{Initial}})$ استفاده شده است. در نسبت یادشده عناصر محافظه‌کار Cl و Br و عناصر Sr (کاتیونی که منشأ غیر طبیعی آن در آب زیرزمینی دشت غیر محتمل است) و B (به دلیل افزایش غلظت در آب رودخانه و حضور آن در مواد آلی) وارد شده است. متغیر C_{Aquifer} مربوط به غلظت عناصر در چاه‌هایی است که کمترین فاصله را در مسیر جریان آب زیرزمینی با رودخانه دارند و متغیرهای C_{MIX} و C_{Initial} غلظت عناصر به ترتیب در Z.R1 و Z.R3 هستند. غلظت عناصر در ۷۵۰ متری پیش از تخلیه زهکش ذوب آهن به رودخانه (E.S3) جریانی حاصل از زهکشی آب زیرزمینی بخشی از آبخوان شمال رودخانه و نیز تخلیه انواع پساب‌ها است (جدول ۵). نتایج حاصل نشان می‌دهد که نشت از آبخوان در افزایش غلظت یون‌های Br، Sr و B در طول مسیر رودخانه مؤثر است در صورتی که یون Cl از منابع دیگر (پساب) نیز وارد رودخانه می‌شود.

۴-۳. تأثیر فعالیت‌های انسانی بر کیفیت منابع آب دشت لنجانات

برای تعیین میزان تأثیر فعالیت‌های انسانی بر منابع آب، تنها معیار، مقایسه غلظت‌های حاصل از تجزیه عناصر و متغیرها در نمونه آب با استانداردهای جهانی و محلی آب آشامیدنی و کشاورزی و خروجی پساب صنایع است. هر چند که این محدودیت‌های کیفی ممکن است برای عناصری که از راه فرایندهای کاملاً طبیعی در نتیجه شرایط ژئوشیمیایی موجود در آبخوان یا به دلیل زمین‌شناسی خاص یک منطقه به آب اضافه شده است، نقض شود. به منظور دستیابی به نتایج قابل بررسی، غلظت متغیرها و عناصر اصلی، فرعی و کمیاب در نمونه‌های آب زیرزمینی، رودخانه زاینده‌رود و پساب صنایع مهم منطقه با استانداردهای جهانی و محلی مقایسه شده است.

– **پساب صنایع مهم منطقه:** برای تعیین میزان تأثیر فعالیت‌های صنعتی بر کیفیت منابع آب دشت لنجانات، نتایج حاصل از تجزیه پساب گروه شیمیایی صنایع دفاع، مجتمع فولاد مبارکه و کارخانه ذوب آهن با استاندارد خروجی فاضلاب سازمان حفاظت محیط زیست ایران (۱۳۷۳) مقایسه شده است. همچنین به دلیل استفاده از پساب‌های یادشده برای آبیاری و آشامیدن دام، مقادیر با استانداردهای (FAO 1994) مقایسه شده است. غلظت متغیرها و عناصر بیش از حد استاندارد و یا نزدیک به حد استاندارد، در پساب گروه شیمیایی و مجتمع فولاد مبارکه در جدول‌های ۶ و ۷ آمده است.

پساب گروه شیمیایی دارای غلظت‌های قابل توجهی از عناصر Ca و Mg و متغیرهای EC، TDS، SAR است. Mn نیز بیش از حد مجاز برای آشامیدن دام است. متغیرهای NO_3 ، SO_4 ، pH، Ca و باکتری‌های کلی فرم کل در پساب مجتمع فولاد

است. بیشترین تمرکز غلظت نترات در دشت جنوب زاینده‌رود، در زمین‌های کشاورزی و در محدوده چاه‌هایی است که به دلیل پمپاژ مداوم، افت سطح ایستابی در آنها بیشتر است (چاه‌های B.W21، B.W23 و B.W14). غلظت نترات در چاه‌های B.W1 و B.W6 در پایین دست روستاهای قلعه سفید و کچویه پایین‌تر از حد استاندارد است. بر این اساس غلظت بالاتر از حد استاندارد نترات در آب زیرزمینی دشت جنوب رودخانه، به دلیل استفاده گسترده از حاصلخیزکننده‌های نتراتی در زمین‌های کشاورزی دشت است. با توجه به نبود امکان سنجش نترات در پساب گروه شیمیایی و بالابودن غلظت این یون در چاه‌های پایین دست حوضچه‌های پساب این کارخانه، احتمال ورود نترات به آب زیرزمینی توسط پساب‌های صنعتی و انسانی مجتمع صنایع دفاع وجود دارد. با در نظر داشتن مسیر جریان محلی آب زیرزمینی به سمت چاه B.W26، غلظت بالاتر از حد استاندارد نترات در این چاه به دلیل وجود زمین‌های فضای سبز کارخانه ذوب آهن و زمین‌های کشاورزی مجاور این چاه است. با توجه به قرارگیری حوضچه‌های ذخیره پساب انسانی کارخانه ذوب آهن در فاصله ۵۰۰ متری خاور این چاه و پمپاژ مداوم چاه یادشده، احتمال ورود جریان‌های ناشی از حوضچه‌ها به این چاه وجود دارد. وجود زمین‌های کشاورزی و تمرکز پرواربندها در مناطق بالادست چاه‌های D.W6 و D.W7 سبب افزایش بیش از حد استاندارد غلظت نترات این چاه‌ها شده است (شکل ۸).

مقادیر مجاز غلظت تعیین شده در استانداردهای مورد بررسی برای یون‌های اصلی Ca ، SO_4 ، Cl و Mg ثانوی یا غیراجباری است. با این وجود غلظت‌های بالاتر از حد استاندارد در بیشتر نمونه‌ها به جز نمونه‌های مربوط به چاه‌های مجاور ارتفاعات جنوب باختری دشت، می‌تواند منشأ طبیعی یا انسانی (آب برگشتی کشاورزی) داشته باشد. با توجه به استفاده نکردن از حاصلخیزکننده‌های ژنسی و مصرف ناچیز حاصلخیزکننده‌های دارای ترکیبات Cl (< ۸٪) از کل مصرف سالانه حاصلخیزکننده‌ها در دشت) در زمین‌های کشاورزی محدوده مطالعاتی، ورود عناصر اصلی یادشده در غلظت‌های کنونی آنها در آب زیرزمینی از راه فعالیت‌های کشاورزی دور از ذهن به نظر می‌رسد. غلظت‌های بیش از حد مجاز عناصر Br ، B و Ba به همراه غلظت‌های بالای Sr در تمام نمونه‌های آبخوان احتمال وجود منبعی غیرطبیعی را ناچیز می‌کند. منشأ غیرطبیعی ممکن برای Br در آب زیرزمینی دشت مورد بررسی، آفت کش‌های کشاورزی و پساب خانگی (فضولات آلی و مواد شوینده) است. با توجه به استفاده نکردن از آفت‌کش‌های دارای ترکیبات Br در زمین‌های کشاورزی دشت مورد بررسی (سازمان جهاد کشاورزی استان اصفهان، ۱۳۸۸) و مقادیر کم متغیرهای TOC و COD در نمونه‌های آب زیرزمینی، وجود منبع کشاورزی این یون دور از ذهن است. با در نظر داشتن بیشترین غلظت یون Br (0.22 mgL^{-1}) در چاه‌های پایین دست روستاهای قلعه سفید و کچویه (B.W1 و B.W6). و نیز غلظت نترات در این چاه‌ها (50 mgL^{-1})، احتمال تأثیر پساب‌های خانگی بر کیفیت آب زیرزمینی دشت کم است. حضور کاتیون Sr به عنوان عنصری که منشأ غیرطبیعی برای آن در دشت مورد بررسی وجود ندارد، با میانگین غلظت $7/5 \text{ mgL}^{-1}$ همراه با دیگر عناصر به ویژه در مناطق بالادست جریان آب زیرزمینی، احتمال وجود منبع طبیعی آنها را بیشتر می‌کند.

با توجه به وجود نهشته‌های تبخیری و دانه ریز در آبرفت دشت و نیز بررسی‌های ژئوشیمیایی انجام شده در پژوهش حاضر، روند تدریجی افزایش غلظت عناصر اصلی در آبخوان دشت لنجان به دلیل انحلال رسوبات تبخیری و تأثیر فرایند تبادل یونی است. حضور عناصر B ، Br ، Ba و Sr به عنوان عناصر فراوان در نهشته‌های تبخیری با غلظت‌های قابل توجه، همراه با عناصر اصلی، وجود منبع طبیعی آنها را تأیید می‌کند. غلظت دیگر عناصر فرعی و کمیاب به صورت پراکنده و موضعی در بعضی نمونه‌ها مقادیر کمی بالاتر از غلظت‌های توصیه شده در یکی از استانداردهای مورد بررسی نشان می‌دهد.

تمایز منشأ طبیعی و انسانی این عناصر مشکل است. با این وجود، مقایسه غلظت عناصر سنجش شده در نمونه آب چاه‌های پایین دست حوضچه‌های پساب کارخانه ذوب آهن و مجتمع فولاد با چاه‌های مجاور آنها نشان‌دهنده تأثیر نداشتن پساب بر کیفیت آب زیرزمینی مناطق پایین دست است، هر چند نفوذ از حوضچه‌ها به‌ویژه در مورد مجتمع فولاد باعث افزایش آبدهی چاه‌های پایین دست شده است. پساب گروه شیمیایی غلظت‌های بالاتری نسبت به صنایع دیگر دارد با این وجود چاه واقع در پایین دست حوضچه‌های در مسیر جریان آب زیرزمینی، غلظت‌های پایین‌تری نسبت به چاه‌های مجاور دارد. صنایع منطقه از نظر عناصر فرعی و کمیاب، غلظت‌های بیش از حد استاندارد نشان نمی‌دهند.

– **رودخانه زاینده‌رود:** مصارف اصلی آب رودخانه زاینده‌رود شامل کشاورزی، آشامیدن و صنعت (ذوب آهن، مجتمع فولاد مبارکه، صنایع دفاع و ...) است. با توجه به اهمیت بیشتر کیفیت آب در مصارف آشامیدنی و کشاورزی، غلظت عناصر و متغیرهای آب رودخانه با استانداردهای آب آشامیدن (USEPA (2009)، WHO (2008)، استاندارد آب آشامیدن ایران (مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۶۳) و نیز استانداردهای آب کشاورزی و آشامیدن دام (FAO (1994) مقایسه شده است. نقاط واقع در محل ورود رودخانه به دشت ($Z.R1$ و $Z.R2$) در مقایسه با استانداردهای آشامیدن USEPA و WHO تنها به لحاظ عنصر Br در تمام فصل‌ها دارای محدودیت استفاده است. عناصر B و Ba و متغیر NO_2 به لحاظ استاندارد آب آشامیدن ایران در تمام فصول بالاتر از حد تعیین شده است. در نقطه خروج رودخانه از دشت ($Z.R3$)، Br در تمام فصل‌ها و متغیر TDS در پاییز و زمستان غلظتی بیش از حد تعیین شده توسط استانداردهای USEPA و WHO دارد. در مقایسه با استاندارد آب آشامیدن ایران، متغیرهای NO_2 (بهار، پاییز و زمستان) و NH_4 (بهار و تابستان) و عناصر Ba و B در تمام فصل‌ها بالاتر از حد مجاز هستند. کلی فرم‌های کل و اشریشیا در تمام فصل‌ها در هر سه نقطه نمونه‌برداری بالاتر از استانداردهای مورد بررسی است. آب رودخانه در محدوده دشت لنجان برای مصارف آبیاری و آشامیدن دام محدودیتی ندارد. وجود غلظت‌های بیش از حد مجاز نیتريت، آمونیم و باکتری‌های کل و مدفوعی در تمام فصل‌ها نشان از تأثیر پساب‌های کشاورزی و به ویژه نش از چاه‌های فاضلاب شهرهای مجاور رودخانه و یا ورود مستقیم پساب‌های خانگی به آب رودخانه است. با این وجود بیشترین غلظت نترات در محل خروج رودخانه از دشت لنجان، 13 mgL^{-1} (زمستان) است که نشان‌دهنده توان پالایش طبیعی رودخانه است. نکته قابل توجه، وجود غلظت‌های بالاتر از حد استاندارد عناصر B ، Ba و Br در هر سه محل نمونه‌برداری از رودخانه است. گفتنی است که با توجه به تأمین آب آشامیدنی شهر اصفهان از رودخانه زاینده‌رود، کاهش نیافتن غلظت عناصر B ، Ba و Br در نمونه‌های برداشت شده از خروجی تصفیه خانه آب آشامیدنی اصفهان (تصفیه خانه باباشیخی)، غلظت‌های بیش از حد استاندارد این عناصر باید مدنظر قرار گیرد.

– **آبخوان دشت لنجان:** به منظور بررسی کیفیت طبیعی آبخوان دشت لنجان و نیز تأثیر فعالیت‌های انسانی بر آن، متغیرهای حاصل از تجزیه نمونه‌های آب زیرزمینی با استانداردهای بررسی شده در مورد رودخانه مقایسه شده است. نتایج نشان می‌دهد که آب زیرزمینی دشت لنجان به لحاظ متغیرهای NO_3 ، NO_2 ، NH_4 ، SO_4 ، Cl ، Mg ، Ca ، TDS ، Ba ، Br ، B و باکتری‌های کلی فرم کل و اشریشیا بالاتر از حد استاندارد است. با توجه به شرایط اکسیدی حاکم بر آبخوان غلظت نترات بیش از دیگر ترکیبات نیتروژن است. با در نظر داشتن غلظت نترات در پساب‌های صنعتی کارخانه‌های مورد بررسی (20 mgL^{-1})، احتمال ورود ترکیبات نیتروژن به آبخوان از دو منبع کشاورزی و نیز فاضلاب‌های انسانی بیشتر است. بیشترین حاصلخیزکننده‌های مصرفی در اراضی کشاورزی دشت لنجان از نوع ازتی و فسفاتی است (سازمان جهاد کشاورزی استان اصفهان، ۱۳۸۸). به دلیل تحرک کم یون فسفات در خاک و آب، بیشترین غلظت این آنیون در آب زیرزمینی محدوده مطالعاتی 0.1 mgL^{-1}

دو متغیره Na-Cl در برابر $\text{Ca}+\text{Mg}-\text{SO}_4-(\text{HCO}_3+\text{CO}_3)$ نشان می‌دهد که انحلال نهشته‌های تبخیری و کربناتی و فرایند تبادل کاتیونی عامل اصلی در ایجاد ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی دشت است. نتایج حاصل از اعمال روش‌های آماری تحلیل عاملی و تحلیل خوشه‌ای به منظور بررسی روند تکامل ژئوشیمیایی آب زیرزمینی و تمایز عوامل طبیعی و انسانی مؤثر بر کیفیت آن، ضمن تأیید فعال بودن واکنش آب/سنگ و فرایند تبادل کاتیونی در آبخوان، تأثیر فعالیت‌های انسانی بر ترکیب شیمیایی آب زیرزمینی از راه افزایش یون NO_3 را نیز نشان می‌دهد. به منظور تعیین میزان تأثیر فعالیت‌های انسانی بر منابع آب دشت لنجان، غلظت متغیرها و عناصر سنجش شده در پساب صنایع فعال در منطقه، نمونه‌های آب زیرزمینی و آب سطحی دشت با مقادیر غلظت مجاز تعیین شده توسط استانداردهای آب آشامیدنی انسان و دام، کشاورزی و پساب خروجی صنایع مقایسه شده است. بر این اساس، پساب مجتمع فولاد و کارخانه ذوب آهن تأثیری بر کیفیت آب زیرزمینی دشت نداشته است، هر چند زهکش ذوب آهن به عنوان محلی برای تخلیه پساب‌های مختلف، سبب ورود آلاینده‌های زیادی به رودخانه زاینده‌رود شده است. با وجود غلظت بالای برخی عناصر و متغیرها در پساب گروه شیمیایی، شواهد نشان از احتمال کم تأثیر آن بر آب زیرزمینی پایین دست دارد. صنایع منطقه از نظر عناصر فرعی و کمیاب، غلظت‌های بیش از حد استاندارد نشان نمی‌دهند. تأثیر پساب‌های خانگی بر کیفیت آب زیرزمینی دشت محدود به افزایش باکتری‌های کل و مدفوعی است. فعالیت‌های کشاورزی به دلیل استفاده از حاصل‌خیزکننده‌های دارای ترکیبات نیتروژن، باعث افزایش غلظت‌های بیش از حد استاندارد NO_3 در آب زیرزمینی دشت شده است. استفاده از آب زیرزمینی با کیفیت نامناسب (میانگین $\text{EC} > 4000 \mu\text{S/cm}$) برای آبیاری به روش غرقابی در اقلیم خشک دشت سبب افزایش غلظت نمک‌ها در خاک و بازگشت دوباره عناصر همراه با یون نترات به آبخوان شده است. فعالیت‌های کشاورزی از طریق پمپاژ مداوم آب زیرزمینی سبب تغییر مسیر طبیعی زهکشی آبخوان توسط رودخانه و تمرکز غلظت عناصر در چاه‌های محدوده میانی و خاوری دشت شده است.

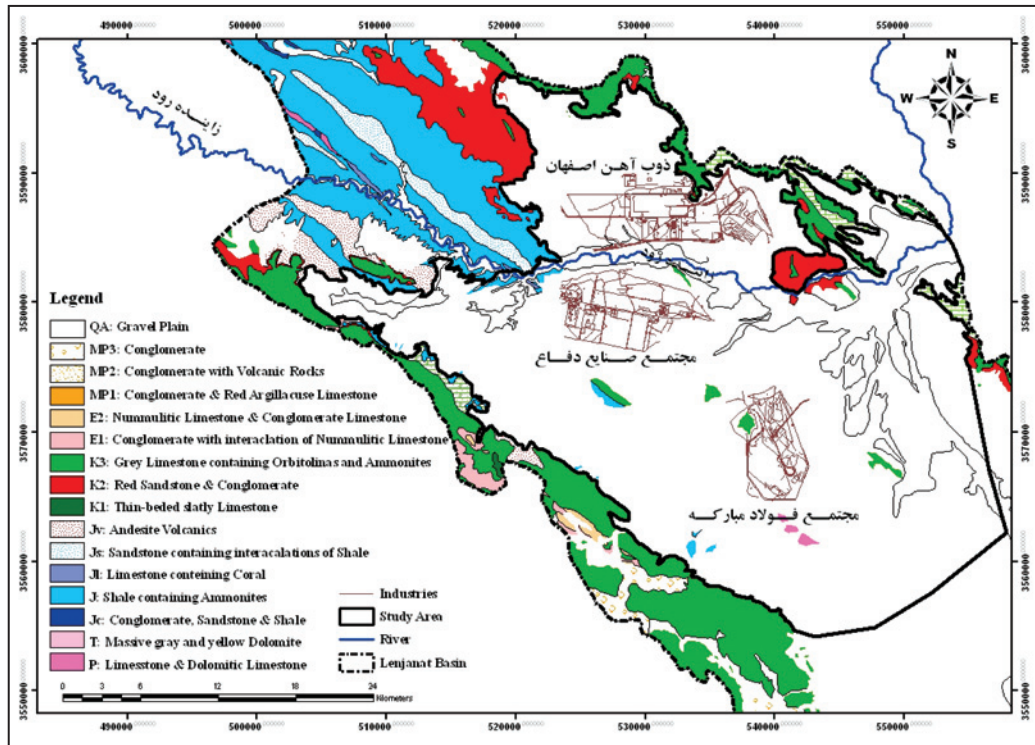
سپاسگزاری

بدین وسیله از آقای مهندس مرتضوی، معاونت بهره برداری شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان، در فراهم آوردن امکانات لازم برای نمونه‌برداری و سنجش‌های آزمایشگاهی و همچنین از کارشناسان آزمایشگاه مرکزی این شرکت به ویژه آقای مهندس قره چاهی سپاسگزاری می‌شود.

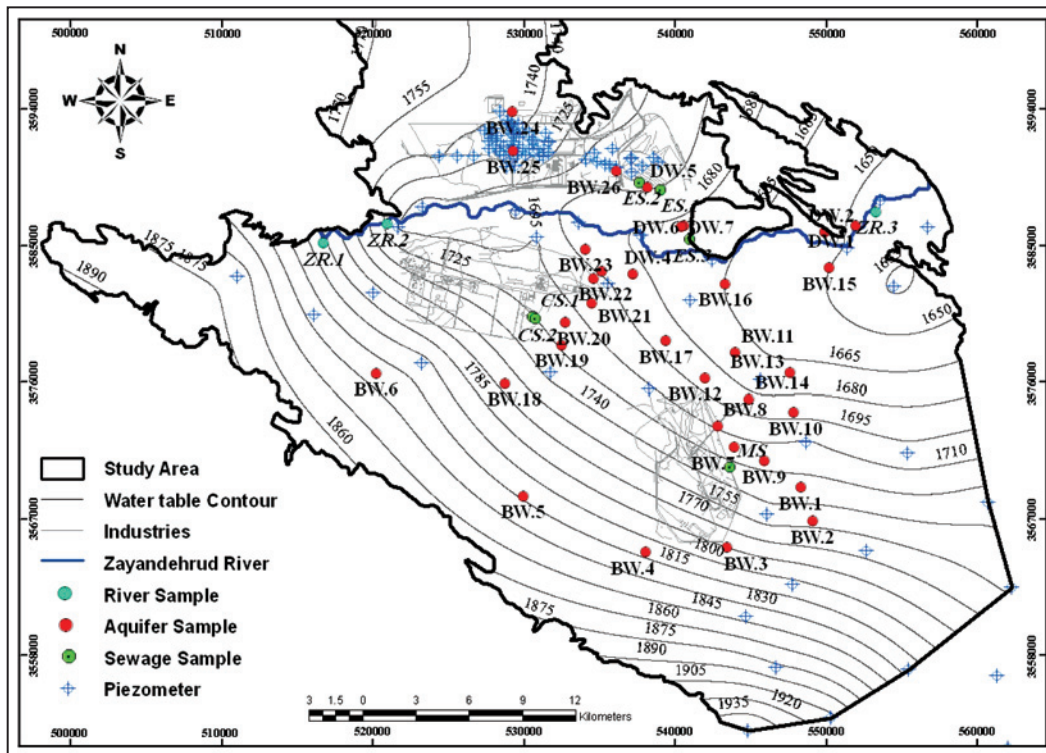
به طور کلی، پمپاژ مداوم آب زیرزمینی در بخش‌های مرکزی دشت لنجان باعث تغییر مسیر تخلیه طبیعی آب زیرزمینی به رودخانه زاینده‌رود شده است (شکل ۲). بر این اساس آب زیرزمینی دشت جنوب رودخانه همراه با آب حاصل از زهکشی رودخانه و آبخوان شمال آن، به سمت بخش مرکزی دشت جریان می‌یابد. با در نظر داشتن مقادیر بالای EC آب زیرزمینی دشت لنجان (میانگین $> 4000 \mu\text{S/cm}$)، استفاده از آن برای آبیاری به روش غرقابی در اقلیم خشک منطقه، سبب افزایش غلظت عناصر در آب برگشتی آبیاری و فروشویی آنها همراه با نترات به آب زیرزمینی دشت شده است. با توجه به نبود خروجی برای آب زیرزمینی آبخوان یادشده به دلیل تغییر مسیر جریان، چرخه یادشده باعث افزایش بیشتر غلظت عناصر شده است. نکته قابل توجه در مورد بخش خاوری آبخوان شمال رودخانه، تخلیه پساب تصفیه خانه و کشتارگاه زرین شهر همراه با پساب‌های خانگی و فاضلاب پرواربندها به زهکش ذوب آهن و تخلیه زهکش به رودخانه زاینده‌رود است. استفاده از آب زهکش یادشده برای آبیاری زمین‌های کشاورزی مجاور سبب گسترش آلاینده‌های آن و ورود به آب زیرزمینی کم ژرفا در این منطقه شده است.

۵- نتیجه‌گیری

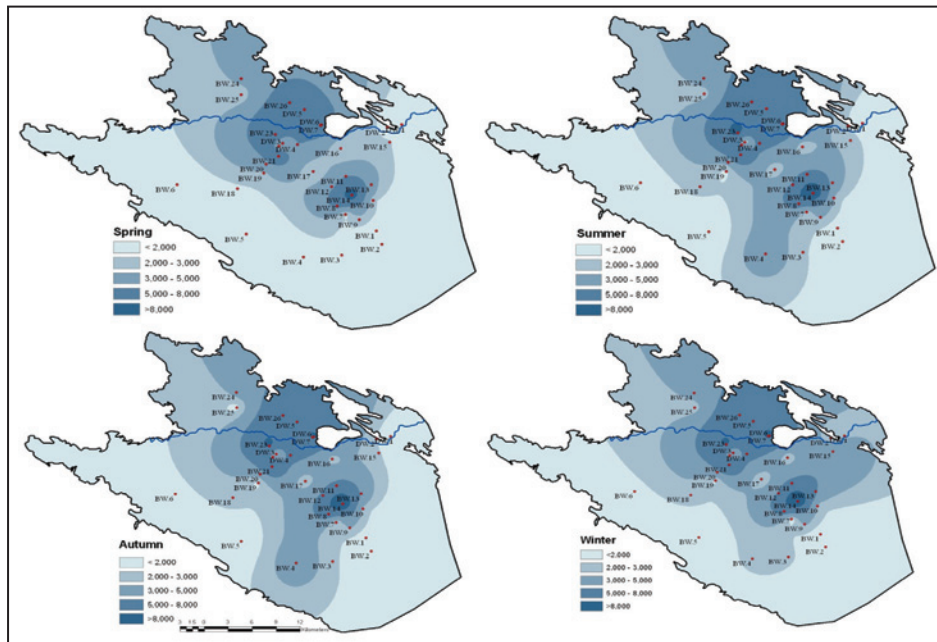
نتایج حاصل از سنجش‌های صحرائی و آزمایشگاهی نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان نشان‌دهنده وجود شرایط خنثی و نسبتاً اکسیدی همراه با غلظت بالای اکسیژن محلول (میانگین: $9/8 \text{ mg/L}$) دارد. غلظت متغیرهای TOC و COD در فصل‌های مختلف نشان‌دهنده وجود مقادیر ناچیز مواد آلی در آب زیرزمینی دشت است. مقدار EC آب زیرزمینی در چاه‌های نزدیک به ارتفاعات تغذیه‌کننده آبخوان کمتر از $1000 \mu\text{S/cm}$ است که به تدریج به سمت بخش میانی دشت افزایش می‌یابد، به طوری که در میانه دشت به بیشترین مقدار ($> 7000 \mu\text{S/cm}$) می‌رسد. غلظت بالای کاتیون‌ها ($\text{K}+\text{Na}+\text{Mg}+\text{Ca}$) و آنیون‌های اصلی (SO_4 ، HCO_3 ، Cl) عامل افزایش EC آب زیرزمینی دشت است. با توجه به روند مشابه تغییرات منحنی تابع توزیع تجمعی (CDF) این عناصر، احتمال ورود آنها به آب زیرزمینی از راه انحلال کربنات‌ها و رسوبات تبخیری (ژیپس و هالیت) زیاد است. روند مشابه توزیع کاتیون‌های اصلی و تغییرات غلظت آنها نیز می‌تواند به دلیل تأثیر فرایند تبادل یونی بین آب زیرزمینی و نهشته‌های رسی-مارنی آبخوان باشد. منحنی توزیع یون نترات به عنوان شاخص آلودگی انسانی، روند متفاوت با دیگر عناصر دارد. نسبت‌های معرف $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Cl})$ و $\text{Ca}/(\text{Ca}+\text{SO}_4)$ و شاخص اشباع محاسبه شده برای کانی‌ها (کلسیت، دولومیت، ژیپس و هالیت) همراه با روند تغییر یون‌ها در مثلث کاتیون‌ها ($\text{K}+\text{Na}+\text{Mg}+\text{Ca}$) و نمودار



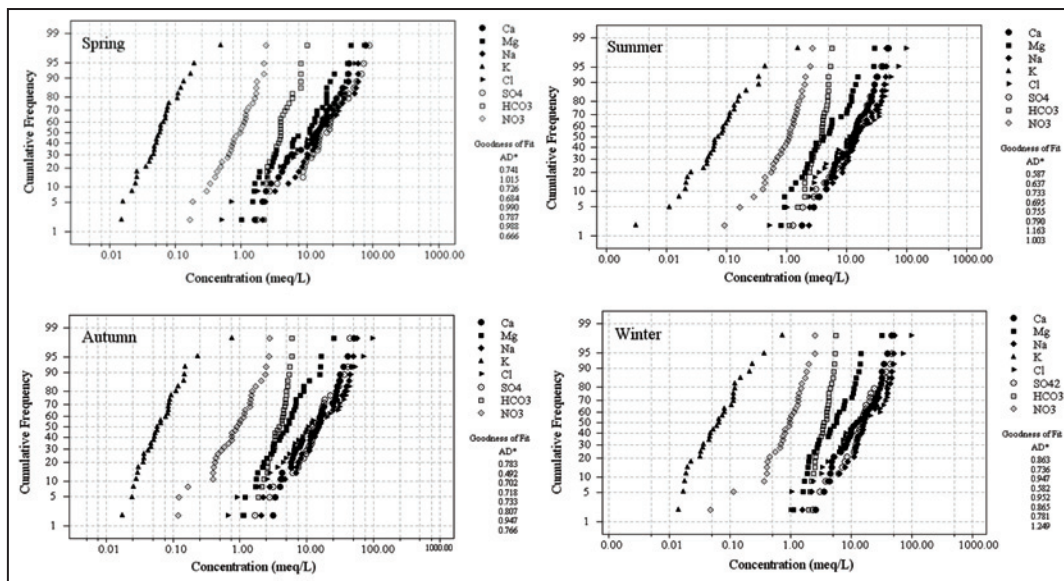
شکل ۱- نقشه زمین شناسی محدوده مطالعاتی در زیرحوضه لنجان و صنایع اصلی فعال در آن



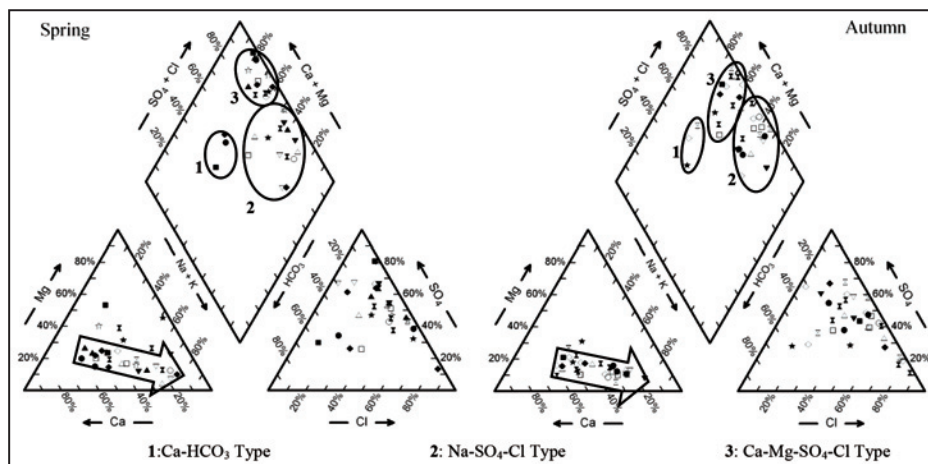
شکل ۲- تراز سطح ایستابی و موقعیت نقاط نمونه برداری و جاه های مشاهده ای در محدوده مطالعاتی



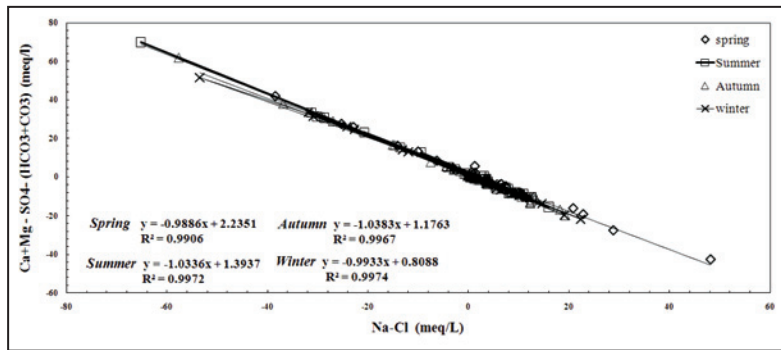
شکل ۳- تغییرات متغیر EC آب زیرزمینی دشت لنجان در فصل‌های مختلف سال ۱۳۸۷



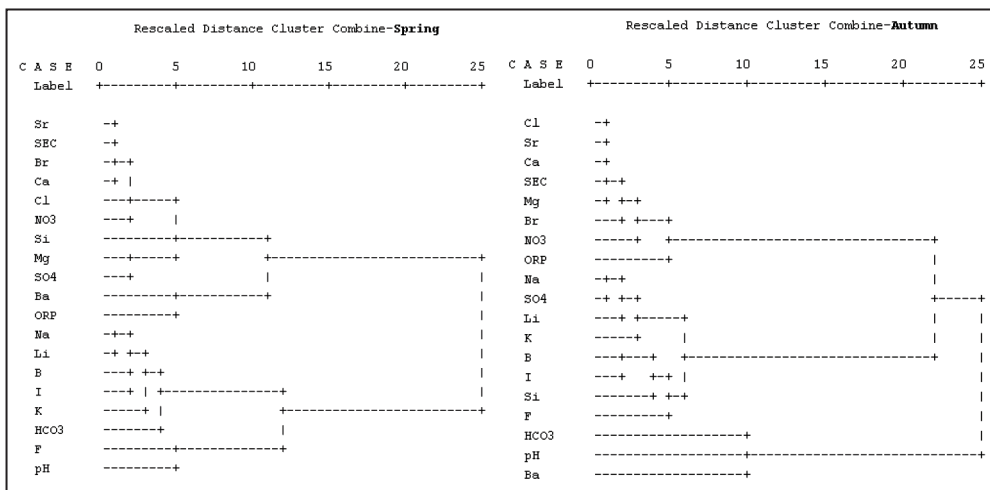
شکل ۴- نمودار فراوانی تجمعی یون‌های اصلی در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان در فصل‌های سال ۱۳۸۷



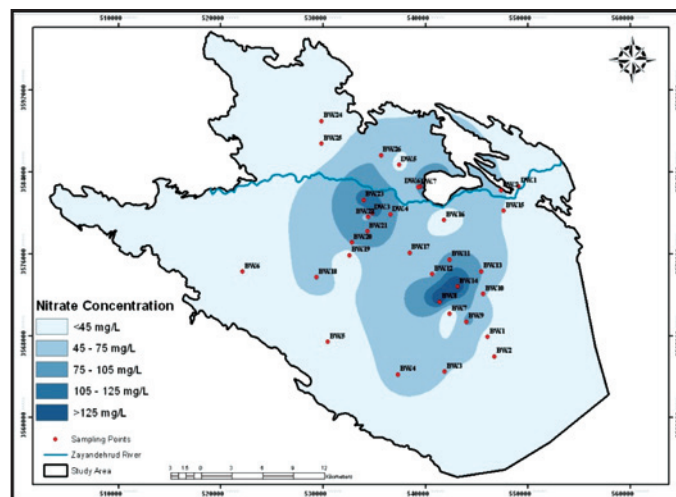
شکل ۵- موقعیت نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان در نمودار Piper (بهار و پاییز)



شکل ۶- نمودار دومتغیره نشان دهنده وجود فرایند تبادل کاتیونی در آبخوان دشت لنجان



شکل ۷- نمودار درختی حاصل از اعمال روش تحلیل خوشه‌ای بر متغیرهای مورد بررسی (بهار و پاییز)



شکل ۸- میانگین سالانه غلظت نیترات در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان در سال ۱۳۸۷

جدول ۱- متغیرها و عناصر سنجش شده در محل نمونه برداری، آزمایشگاه مرکزی شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان و آزمایشگاه Act کانادا

متغیر	حد تشخیص	روش آزمایش	نوع دستگاه	
متغیرهای سنجش شده در محل نمونه برداری	pH, ORP	0.01, 1 mV	pHmeter	
	EC, Salinity	1 μ S/cm, 0.1	ECmeter	
	DO	0.01 mg/l, 0.1%	DOMeter	
	Temp.	0.1 $^{\circ}$ C	pH, EC & DOMeter	
	F	0.01 mg/l	Spectrophotometer	
	Cl	1.77 mg/l	Titration	
	SO ₄	0.5 mg/l	Spectrophotometer	
	SO ₃	0.05 mg/l	Titration	
	S	0.02 mg/l	Titration	
	CO ₃	1.5 mg/l	Titration	
متغیرهای سنجش شده در آزمایشگاه مرکزی شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان	HCO ₃	3.05 mg/l	Titration	
	NO ₂	0.001 mg/l	Spectrophotometer	
	NO ₃	0.5 mg/l	Spectrophotometer	
	NH ₄	0.2	Kjeldahl Method	
	PO ₄	0.001mg/l	Spectrophotometer	
	TH	2.5 mg/l	Titration	
	Alka.	2.5 mg/l	Titration	
	C ₆ H ₅ OH	0.001 mg/l	Spectrophotometer	
	CN	0.001 mg/l	Spectrophotometer	
	COD	0 mg/l	Dry Thermostat	
عناصر سنجش شده در آزمایشگاه Act	TOC	0.01 mg/l	Reactor TOCmeter	
	Total Coliform	MPN/100 mL	Fermentation tubes	
	Feacal Coliform	MPN/100 mL	Fermentation tubes	
	Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be, Bi, Br, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Dy, Er, Eu, Fe, Ga, Gd, Ge, Hf, Hg, Ho, I, In, K, La, Li, Lu, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Nd, Ni, Os, Pb, Pd, Pr, Pt, Rb, Re, Ru, Sb, Sc, Se, Si, Sm, Sn, Sr, Ta, Tb, Te, Th, Ti, Tl, Tm, U, V, W, Y, Yb, Zn, Zr	0.001 -200 μ g/l	ICP-OES & MS	Perkin Elmer Sciex Elan

جدول ۲- نسبت‌های معرف و شاخص‌های اشباع چیره در نمونه‌های آب زیرزمینی دشت لنجان در سال ۱۳۸۷

Sample #	میانگین سالانه نسبت‌های معرف			میانگین سالانه شاخص اشباع			
	Na/(Na+Cl)	Ca/(Ca+SO ₄)	Mg/(Ca+Mg)	SI _{Calcite}	SI _{Dolomite}	SI _{Gypsum}	SI _{Halite}
BW.1	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.170	-0.010	-1.330	-6.430
BW.2	Halite Solution	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.120	-0.090	-1.490	-6.950
BW.3	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.110	-0.060	-0.820	-6.160
BW.4	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.380	0.390	-0.690	-5.580
BW.5	Ion Exchange	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.190	0.000	-1.710	-7.390
BW.6	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.160	-0.350	-1.180	-6.840
BW.7	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	-0.030	-0.380	-1.260	-5.550
BW.8	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.100	-0.120	-0.300	-4.640
BW.9	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.260	0.200	-0.420	-5.610
BW.10	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.100	-0.150	-0.580	-5.680
BW.11	Reverse Softening	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.150	0.020	-0.210	-5.010
BW.12	Reverse Softening	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.270	0.210	-0.600	-4.970
BW.13	Reverse Softening	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.080	-0.120	-0.350	-5.070
BW.14	Reverse Softening	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	-0.100	-0.410	-0.040	-4.290
BW.15	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.220	0.090	-0.710	-5.310
BW.16	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.220	-0.040	-0.530	-6.080
BW.17	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.060	-0.180	-0.660	-6.070
BW.18	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.220	0.210	-0.840	-5.850
BW.19	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.320	0.200	-0.910	-5.650
BW.20	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.120	-0.050	-0.600	-5.230
BW.21	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.150	-0.030	-0.190	-4.400
BW.22	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.160	-0.260	-0.600	-4.960
BW.23	Reverse Softening	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.170	-0.140	-0.320	-4.370
BW.24	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.260	0.290	-0.710	-5.200
BW.25	Ion Exchange	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.240	0.210	-1.090	-5.690
BW.26	Halite Solution	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.340	0.340	-0.260	-4.560
DW.1	Halite Solution	Ca Sources other than Gypsum	Limestone&Dolomite Weathering	0.120	-0.350	-1.350	-6.790
DW.2	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.170	-0.030	-0.780	-5.930
DW.3	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.260	-0.150	-0.500	-5.740
DW.4	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.010	-0.470	-0.480	-4.760
DW.5	Halite Solution	Calcite Removal (IE) or Precipitation	Limestone&Dolomite Weathering	0.170	-0.030	-0.410	-4.610
DW.6	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.260	0.170	-0.160	-4.490
DW.7	Halite Solution	Gypsum Dissolution	Limestone&Dolomite Weathering	0.270	0.060	-0.050	-4.520

جدول ۳- ماتریس عوامل دوران یافته در تحلیل عاملی عناصر و متغیرها در آب زیرزمینی دشت لنجانات در فصل‌های مختلف

	Spring				Summer				Autumn				Winter			
	Component		Communalities		Component		Communalities		Component		Communalities		Component		Communalities	
	1	2	3	Extraction	1	2	3	Extraction	1	2	3	Extraction	1	2	3	Extraction
Ca	.910	-.059	.192	.869	.951	.026	.095	.913	.962	.095	.112	.948	.930	.268	.027	.941
Mg	.773	-.065	.144	.623	.774	.293	.331	.794	.912	.035	.060	.836	.918	.090	-.088	.863
Na	.609	.724	-.062	.898	.554	.771	.061	.905	.583	.773	-.077	.943	.530	.783	.098	.920
K	.374	.654	.284	.648	.357	.603	.277	.568	.537	.488	.122	.542	.266	.793	-.113	.714
Cl	.726	.271	.237	.657	.942	.166	.113	.928	.956	.153	.010	.937	.927	.226	-.027	.912
SO ₄	.822	.231	-.034	.730	.245	.831	.093	.759	.356	.843	-.079	.844	.356	.865	.084	.884
HCO ₃	-.188	.824	.096	.723	-.602	.141	.641	.793	-.477	.147	.770	.843	-.424	.117	.757	.773
NO ₃	.836	.056	.080	.708	.767	.201	.269	.700	.785	.162	.029	.644	.863	.092	.026	.757
B	.214	.892	-.180	.873	-.049	.929	.103	.876	.012	.914	.164	.863	-.062	.875	.330	.885
Ba	.285	-.723	.335	.717	.436	-.781	-.039	.801	.376	-.711	-.126	.664	.615	-.581	-.118	.734
Br	.909	.105	-.002	.838	.894	.156	.004	.824	.895	.204	-.012	.843	.800	.204	.187	.734
Li	.541	.776	.054	.898	.467	.793	.110	.858	.516	.748	.074	.831	.379	.847	.148	.910
F	.243	.399	-.729	.750	.143	.703	-.411	.683	-.094	.635	-.322	.516	.006	-.068	-.052	.981
Si	.552	.398	.120	.477	.306	.720	.236	.668	.302	.573	.418	.594	.138	.239	.817	.744
Sr	.955	.165	.176	.971	.951	.230	.153	.981	.960	.239	-.018	.980	.956	.206	.045	.962
I	.300	.801	-.254	.796	.201	.891	.035	.835	.147	.920	.086	.875	-.055	.895	.014	.804
EC	.892	.380	.079	.947	.859	.470	.152	.982	.880	.456	.010	.983	.830	.533	.033	.974
pH	-.326	-.023	-.868	.861	-.369	-.100	-.877	.915	-.653	.007	-.676	.884	-.688	.098	-.627	.879
ORP	.309	.012	.879	.869	.389	.094	.885	.943	.642	-.041	.681	.878	.683	-.034	.652	.893

Extraction Method: Principal Component Analysis. Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

 جدول ۴- نسبت غلظت عناصر و متغیرها در نمونه‌های رودخانه زاینده رود در محل خروج از دشت لنجانات به ورودی آن (واحدها: $\mu\text{S}/\text{cm}$ ، mgL^{-1})

	EC	Total N	Cl	SO ₄	Ca	Na	K	Mg	Sr	Ba	Br	B	F	I
Spring	0.6	0.3	3.4	0.4	0.3	1.0	0.3	0.3	1.0	0.2	1.0	1.7	0.5	1.4
Summer	0.8	0.2	2.8	6.7	0.4	3.3	2.3	-0.5	2.6	0.3	3.0	2.3	0.5	1.5
Autumn	1.4	0.5	4.0	4.0	1.0	7.3	1.0	0.4	2.5	0.4	1.7	1.8	0.1	2.8
Winter	1.6	0.6	3.3	3.2	1.0	3.2	1.6	2.5	5.8	0.9	3.7	4.5	0.3	1.8

 جدول ۵- درصد آمیختگی آب زیرزمینی و آب زیرزمینی همراه با پساب (E.S 3) در آب رودخانه در محل خروج از دشت لنجانات (واحد عناصر، mgL^{-1})

Distance of River (m)	Cl (mg/l)				Sr (mg/l)				Br (mg/l)				B (mg/l)				
	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	Spring	Summer	Autumn	Winter	
	B.W 22	3500	5.097	4.661	11.214	12.883	7.457	13.189	22.701	60.100	5.085	15.789	18.519	53.846	3.226	4.403	8.046
B.W 23	1400	1.526	1.536	3.409	3.608	2.443	5.000	6.017	15.567	2.326	7.692	8.065	22.117	3.650	7.216	9.929	32.288
B.W 26	3500	3.993	3.274	7.894	8.618	4.007	7.453	8.625	24.476	3.093	9.278	10.417	30.837	2.538	3.553	5.109	14.571
D.W4	1800	2.934	2.644	6.007	6.110	4.322	8.187	9.944	21.802	5.263	11.842	12.821	33.981	4.274	5.109	9.459	23.364
D.W6	1600	3.098	2.926	5.660	6.422	3.267	6.695	6.962	15.983	2.069	7.692	7.463	15.119	1.458	2.724	4.795	10.288
D.W7	1600	2.934	3.324	6.417	6.422	2.980	6.371	7.440	18.881	2.128	7.692	6.667	18.617	1.684	3.226	3.867	13.349
E.S 3	750	3.735	3.986	9.835	10.806	4.968	9.272	11.670	26.449	2.970	9.278	8.772	24.476	3.592	5.983	8.140	26.840

جدول ۶- متغیرها و عناصر بیش از حد مجاز در پساب گروه شیمیایی

	استاندارد خروجی فاضلاب سازمان حفاظت محیط زیست ایران				آبیاری	FAO (آبیاری)	FAO (شرب دام)
	تخلیه به آب‌های سطحی		تخلیه به چاه جاذب				
Mn (mg/L)	CS.1	—	—	—	—	—	*
	CS.2	—	—	—	—	—	*
TDS (mg/L)	CS.1	*	*	*	*	*	*
	CS.2	*	*	*	*	*	*
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	CS.1	—	—	—	—	—	*
	CS.2	—	—	—	—	—	*
Mg (mg/L)	CS.1	*	*	*	*	*	x
	CS.2	*	*	*	*	*	*
Ca (mg/L)	CS.1	*	*	*	*	*	*
	CS.2	*	*	*	*	*	*
COD (mg/L)	CS.1	*	*	*	*	*	*
	CS.2	*	*	*	*	*	*
SAR (meq/L)	CS.1	—	—	—	—	—	*
	CS.2	—	—	—	—	—	*

* Greater than MCL
 — Lower than MCL
 x Maximum Concentration Level (MCL)
 Close to MCL
 Not Guideline Value

جدول ۷- متغیرها و عناصر بیش از حد مجاز در پساب مجتمع فولاد مبارکه

		استاندارد خروجی فاضلاب سازمان حفاظت محیط زیست ایران				FAO (آبیاری)	FAO (شرب دام)
		تخلیه به آب‌های سطحی	تخلیه به چاه جاذب	آبیاری			
NO ₃ (mg/L)	Spring	—	*	—	—	—	
	Summer	—	*	—	—	—	
	Autumn	—	*	—	—	—	
	Winter	—	x	—	—	—	
SO ₃ (mg/L)	Spring	—	—	—	—	—	
	Summer	*	*	*	—	—	
	Autumn	—	—	—	—	—	
	Winter	—	—	—	—	—	
pH	Spring	*	—	*	*	—	
	Summer	—	—	—	—	—	
	Autumn	*	*	*	*	—	
	Winter	—	—	—	—	—	
Ca (mg/L)	Spring	*	—	—	—	—	
	Summer	*	—	—	—	—	
	Autumn	*	—	—	—	—	
	Winter	*	—	—	—	—	
Total Coli. (MPN)	Spring	*	*	*	—	—	
	Summer	—	—	—	—	—	
	Autumn	*	*	*	—	—	
	Winter	—	—	—	—	—	
F (mg/L)	Spring	—	—	—	—	—	
	Summer	—	—	—	*	—	
	Autumn	—	—	—	—	—	
	Winter	—	—	—	x	—	
*	Greater than MCL	x	Close to MCL				
—	Lower than MCL		Not Guideline Value				

Maximum Concentration Level (MCL)

کتابنگاری

- آقاباتی، ع.، ۱۳۸۴- زمین شناسی ایران، انتشارات سازمان زمین شناسی کشور.
- ایرانمنش، م. ح.، ۱۳۴۵- گزارش هیدروژئولوژی مربوط به محل احداث کارخانه ذوب آهن، سازمان زمین شناسی کشور.
- پارساب سپاهان اندیش، ۱۳۸۷- طرح مطالعات جامع شناخت آلاینده‌ها در محدوده قانونی زمین شهر و ارائه راه کارهای کاهش و کنترل آلودگی‌ها، سیزده جلد، شهرداری زرین شهر.
- پورمقدس، ح. و پرویزیان، ف.، ۱۳۷۹- گزارش نهایی بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب در مناطق مبارکه و نجف آباد، اداره کل محیط زیست استان اصفهان.
- پورمقدس، ح.، ۱۳۷۷- گزارش نهایی پروژه بررسی و مدیریت زیست محیطی منابع آب، اداره کل محیط زیست استان اصفهان.
- دهکردی، پ.، ۱۳۸۳- بررسی اثرات احتمالی لاگون‌های دفع فاضلاب صنعتی ذوب آهن بر کیفیت شیمیایی آب‌های زیرزمینی اطراف آن در سال ۱۳۸۳، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی اصفهان.
- جعفریان، م. ع.، ۱۳۶۴- مطالعات طرح تغییر محور مجتمع فولاد مبارکه، جلد هشتم، مطالعات خاک، دفتر دانشگاه اصفهان.
- رحمانی، ح. ر.، ۱۳۸۲- استفاده بهینه از پساب‌های صنعتی در کشاورزی (شرکت ذوب آهن، مجتمع فولاد مبارکه، شرکت پلی اکریل، کارخانه رنگرزی زهره)، سازمان جهاد کشاورزی استان اصفهان
- سازمان آب منطقه ای اصفهان، ۱۳۷۰- گزارش حفاری‌های اکتشافی و پی‌زومتر آبرفتی حوضه عملکردی سازمان آب منطقه‌ای اصفهان، امور مطالعات منابع آب.
- سازمان جهاد کشاورزی استان اصفهان، ۱۳۸۸- گردش موجودی انبار خدمات حمایتی کشاورزی.
- سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۷۳- استانداردهای خروجی فاضلاب.
- کلباسی، م.، ۱۳۷۶- گزارش نهایی مدیریت زیست محیطی منابع آب، اداره کل محیط زیست استان اصفهان.

- مهاجری، آ.، ۱۳۸۴- بررسی رفتار و نحوه انتشار سیانور و فلزات سنگین در آب‌های زیرزمینی (مطالعه موردی: دشت اطراف کارخانه فولاد مبارکه اصفهان)، پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی اصفهان.
- مؤسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۶۳- استاندارد شماره ۱۰۵۳، ویژگی‌های آب آشامیدنی، چاپ چهارم.
- موسوی، ف.، ۱۳۷۵- گزارش نهایی بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب، اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان.
- نجفی، پ.، ۱۳۸۵- مطالعه شیمیایی آب‌های زیرزمینی مناطق اطراف ذوب‌آهن اصفهان در رابطه با حفظ محیط زیست (بهره‌برداری از پساب اماکن و صنعتی غیرسمی ذوب‌آهن اصفهان)، طرح تحقیقاتی شرکت سهامی ذوب آهن اصفهان.
- نوروزی، س.، ۱۳۸۵- اثرات زیست محیطی مجتمع فولاد مبارکه بر محیط زیست اطراف با استفاده از مطالعات ژئوشیمی نهشته‌های رسوبی، پایان‌نامه دکتری رسوب‌شناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران.
- وزارت نیرو، ۱۳۶۴- گزارش مطالعات ژئوفیزیک منطقه مبارکه، طالخونچه (اصفهان) به طریقه الکترونیک، دفتر بررسی‌های منابع آب، بخش آب‌های زیرزمینی.

References

- APHA, 2005- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) & Water Environment Federation (WEF), 21st Edition, 1368 p.
- Edmunds, W. M. & Shand, P., 2008- Natural Groundwater Quality, Blackwell Publishing, 469 p.
- FAO, 1994- Water Quality for Agriculture, by Ayers, R.S., Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Farnham, I. M., Singh, A. K., Stetzenbach, K. J. & Johannesson, K. H., 2002- Treatment of nondetects in multivariate analysis of groundwater geochemistry data, *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 60: 265– 281.
- Fisher, R. S. & Mullican, W. F., 1997- Hydrochemical evolution of sodium-sulfate and sodium-chloride groundwater beneath the northern Chihuahuan Desert, Trans-Pecos, Texas, USA. *Hydrogeology Journal*, 5: 4–16
- Forstner, U., 1983- Applied Environmental Geochemistry, Academic Press, London, 395 p.
- Geological Survey of Iran (GSI), 1976- Geological Map of Iran 1:100000 Series, Sheet 6254 RIZ-E-LENJAN, Ministry of Industry and Mines
- Gibbons, R. D., 1994- Statistical Methods for Groundwater Monitoring, JohnWiley&Sons, INC., 286 p.
- Hosono, T., Ikawa, R., Shimada, J., Nakano, T., Saito, M., Onodera, S., Lee, K. & Taniguchi, M., 2009- Human impacts on groundwater flow and contamination deduced by multiple isotopes in Seoul City, South Korea, *Science of The Total Environment*, 407: 3189–3197.
- Hounslow, A. W., 1995- Water Quality Data, Analysis and Interpretation, LEWIS Publication, 397 p.
- Jiang, Y., Wue, Y., Groves, C., Yuan, D. & Kambesis, P., 2009- Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in the Nandong karst underground river system in Yunan, China, *Journal of Contaminant Hydrology*, 109: 49–61.
- Kumar, S. K., Rammohan, V., Sahayam, J. D. & Jeevanandam, M., 2009- Assessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India, *Environ. Monit. Assess*, 159: 341–351.
- Langmuir, D., 1997- Aqueous Environmental Geochemistry, Prentice-Hall, 600 p.
- Lorite-Herrera, M. & Jimenez-Espinosa, R., 2008- Impact of agricultural activity and geologic controls on groundwater quality of the alluvial aquifer of the Guadalquivir River (province of Jaén, Spain): a case study, *Environ. Geol.*, 54:1391–1402.
- Parkhurst, D. L. & Appelo C. A. J., 2002- PHREEQC (Version 2.15.02), A Hydrogeochemical Transport Model.
- Rouabhia, A., Fehdi, Ch., Baali, F., Djabri, L. & Rouabhi, R., 2009- Impact of human activities on quality and geochemistry of groundwater in the Merdja area, Tebessa, Algeria, *Environ. Geol.*, 56:1259–1268.
- USEPA, 2007- Groundwater Sampling SESDPROC-301-R1, SESD operating procedure for groundwater sampling, United State Environmental Protection Agency.
- USEPA, 2009- National Primary and ECondary Water Regulations, United State Environmental Protection Agency.
- USGS, 2006- Field Measurment, TWRI Book 9, Chapter 6, United State Geological Survey
- WHO, 2008- Guidelines for Drinking-Water Quality, Third Editio, Vol. 1, Recommendations, World Health Organization, Geneva.
- Yesilnacar, M. I. & Gulluoglu, M. S., 2008- Hydrochemical characteristics and the effects of irrigation on groundwater quality in Harran Plain, GAP Project, Turkey, *Environ. Geol.*, 54:183–196.