

مطالعه میزان آلاینده‌های آب زیرزمینی شهر اصفهان و ارزیابی آن با تأکید بر جنبه آب

شرب

سید حسن طباطبایی^۱، مسعود توسلی^۲، سید سعید اسلامیان^۳ و قدرت ا. احمدزاده^۴

چکیده

در این تحقیق عوامل موثر بر آلودگی آب زیرزمینی شهر اصفهان مورد بررسی قرار گرفته و شدت اثر هر عامل و منطقه تحت تأثیر آن تعیین شده است. با توجه به وضعیت خاص سفره، به دلیل وجود رودخانه در دشت، از آب رودخانه زاینده‌رود و ۲۱ حلقه چاه موجود با پراکندگی مناسب در منطقه و آب لوله کشی شهر بعنوان شاهد، در دو مرحله نمونه برداری شد و آزمایشات شیمیایی و میکروبی بر روی آن انجام گردید. نتایج حاصل از تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب حاکی از آن است که در آب زیرزمینی منطقه، چهار تیپ بی‌کربنات کلسیم، سولفات کلسیم، کلرور سدیم و سولفات سدیم وجود دارد. قسمت اعظم سفره از محور رودخانه تا دروازه تهران و خیابان رزمندگان تحت تأثیر آب رودخانه است. قسمت شمال سفره آب زیرزمینی تحت تأثیر سفره آبخوان قهاب می‌باشد. قسمت جنوب غرب سفره آب زیرزمینی تحت تأثیر رسوبات شیلی و بالا بودن سنگ کف، تیپ آب سولفات سدیم و سولفات کلسیم شده و جهت جریان باعث کاهش کیفی آب از سمت جنوب به سمت رودخانه می‌شود. آلودگی نترات بصورت موضعی در حواشی قبرستان تخت فولاد و میدان فیض با غلظت ۱۲۰ میلی‌گرم در لیتر تعیین شده است. به احتمال زیاد، دفن اموات، کودهای آلی فضای سبز و پراکنش آلودگی آن تا سطح سفره آب زیرزمینی از علل عمده می‌باشد. تعداد کلی فرم نمونه‌ها در ۱۰۰ میلی‌لیتر بین ۳/۶ تا ۴۶۰ بوده که آلودگی میکروبی شدیدی است. آب رودخانه زاینده‌رود بدلیل تخلیه پسابها به رودخانه و آب سفره زیرزمینی به دلیل نشت از شبکه زیرزمینی فاضلاب شهری از نظر میکروبی آلوده شده است. بررسی بر روی آلودگی آب زیرزمینی از نظر فلزات سنگین نیز صورت پذیرفت که در بعضی موارد نشانه‌هائی مشاهده گردید که باید به طور دقیق تر مطالعه گردد.

کلید واژه‌ها: آب زیرزمینی، اصفهان، کیفیت آب، زاینده‌رود، نترات، آلودگی میکروبی

مقدمه

نمونه‌گیری آب و تحلیل داده‌های آزمایشگاهی با دقت ممکن صورت پذیرد. به طور کلی کیفیت آب زیرزمینی به دو عامل بستگی دارد: منشأ آب زیرزمینی (آب رودخانه یا آب بارندگی) و واکنشهای شیمیایی بین آب و محیطی که آب در آن جریان دارد. معمولاً جهت تعیین مناسب بودن کیفیت آب زیرزمینی برای مصارف مختلف، پس از

کیفیت آب های زیرزمینی که بر اساس مقدار و نوع مواد تشکیل دهنده شیمیایی، بیولوژیکی، مواد رسوبی و درجه حرارت آن تعیین می‌گردد، از اهمیت ویژه‌ای در تعیین مناسب بودن آن جهت مصارف خاص (به خصوص در آب شرب شهری) برخوردار است (۳). از این رو باید سعی گردد تا

۱- استادیار گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی، دانشگاه

شهرکرد (Stbaei@hotmail.com)

۲- کارشناس ارشد هیدروژئولوژی، سازمان آب منطقه‌ای اصفهان

۳- دانشیار گروه مهندسی آب دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی

اصفهان

۴- مدیر تامین آب شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان

تاریخ دریافت: ۸۳/۶/۷

تاریخ پذیرش: ۸۴/۱۱/۱۷

نیز نباید باقیمانده تبخیر بیشتر از ۳۰۰ میلی گرم در لیتر باشد (۱). بدن انسان در برابر سختی آب حساسیت زیادی ندارد، به طوری که آب های سخت تا ۳۵۰ میلی گرم در لیتر را به راحتی و آب های با سختی ۵۰۰ میلی گرم در لیتر را نیز در صورت ضرورت برای مدت کوتاهی می توان به مصرف آشامیدن رسانید. آب آشامیدنی باید حداقل ۳۰ میلی گرم در لیتر سختی بر حسب کربنات کلسیم داشته باشد (۱۱). مناسب ترین درجه سختی برای آب آشامیدنی ۷۵ تا ۸۵ میلی گرم در لیتر بر حسب کربنات کلسیم است (۱۷).

به طور متوسط در آب های زیرزمینی ۱۰ تا ۲۰ میلی گرم در لیتر گاز کربنیک موجود است. گاهی این عدد به ۱۰۰ میلی گرم در لیتر نیز می رسد (۳). گاز کربنیک سبب افزایش درجه اسیدی آب می شود. تأثیر آب های اسیدی روی لوله های گالوانیزه سبب افزایش مقدار ترکیب های محلول فلزهای روی و سرب در آب می شوند که اثر مسموم کننده بر انسان دارند (۳). برای جلوگیری از خطرهای ناشی از وجود گاز کربنیک در آب باید مقدار آن در آب مصرفی شهر صفر گردد (۱۱) و (۱۷). حداکثر غلظت مجاز گاز کربنیک آزاد در آب آشامیدنی ۵ میلی گرم در لیتر می باشد (۱۷).

طبق استاندارد آب آشامیدنی، کادمیم از نظر سمیت فلزات سنگین در ردیف هفتم قرار گرفته است (۱۷). این فلز دارای خاصیت الکترون گاتیویته زیادی بوده و میل ترکیبی با گروه های آمینی و سولفیدریکی داشته و آنزیم ها را متلاشی کرده و قدرت آنها را کاهش می دهد و خود جزء مواد سرطان زا می باشد (۱۵). کادمیم در طبیعت کمیاب بوده و به شکل سولفید کادمیم در معادن سرب و روی به میزان کمتر از یک درصد یافت می شود (۶) و (۹). آب باران مقدار بسیار کمی کادمیم داشته و به ندرت در آبهای زیرزمینی با منشأ ژئوشیمیایی یافت می گردد. در آبهای سطحی در اثر تخلیه پسابهای

نمونه گیری، آزمایشات تجزیه شیمیایی روی نمونه ها انجام شده و با مقایسه نتایج با مقادیر استاندارد، کیفیت آب جهت هر نوع مصرف مشخص می گردد. استانداردهای متفاوتی برای بررسی کیفیت آب بویژه آب آشامیدنی وجود دارد که یکی از این استانداردها نمودار شولر^۱ می باشد (۵).

غلظت سولفات ها^۲ در صورتی که بیش از ۵۰ میلی گرم در لیتر باشد، مزه تلخی ایجاد کرده (۱۱) و در غلظت بالاتر از ۴۰۰ میلی گرم در لیتر در بدن سستی ایجاد می کند (۳).

حداکثر غلظت مجاز نیترات^۳ در آب شرب ۴۵ میلی گرم در لیتر می باشد (۱۱). این یون کاملاً متحرک بوده و توسط آب نفوذی می تواند از لایه های خاک شسته شود. در نواحی که از کودهای شیمیایی از ته استفاده می گردد، حدود ۱۰ تا ۳۰ درصد ازت به صورت نیترات توسط آب فرو نشت عمقی از منطقه ریشه خارج می شود (۳). وقتی مقدار نیترات از ۴۵ میلی گرم در لیتر بیشتر باشد، ممکن است بچه های کوچک (عموماً کمتر از ۴ ماه سن) از بیماری متموگلوبینمی^۴ (یرقان ارزق) بمیرند، به خاطر اینکه شیره روده چنین کودکانی فاقد اسیدیته کافی است و در نتیجه نیتريت جذب خون شده و با هموگلوبین خون ترکیب می گردد و تولید متموگلوبین^۵ می نماید که بعنوان حامل اکسیژن غیر موثر مطرح بوده و نتیجتاً سبب کمبود اکسیژن بافت ها شده و ایجاد خفگی می نماید (۳).

کل مواد جامد محلول^۶ مجاز برای آب های آشامیدنی ۵۰۰ میلی گرم در لیتر است (۱۱ و ۱۷). مقادیر بیشتر در پختن غذا تولید اشکال می نماید. برای شستشوی لباس و استفاده در دیگ های بخار

1- Schoeller diagram

2- SO-4

3- NO-3

4- Methemoglobinemia

5- Methemoglobin

6- Total dissolved solids (TDS)

آب جهت مصارفی چون شرب و صنعت نباید تنها به یک یا چند نمونه برداری در یک زمان خاص معطوف گردد، بلکه نمونه برداری مکرر و بررسی تغییرات آب در طول یک دوره توصیه می‌شود.

در سال های اخیر فعالیت هائی جهت مدل کردن آلودگی آب های زیرزمینی انجام شده است (۱۶) تا بدین وسیله بتوان رفتار سفره را تحت گزینه های مختلف احتمالی بررسی کرد. در این راستا می توان کاربرد روش هائی مانند کریجینگ^۳ (۲) جهت درون یابی متغیرهای مکانی مانند ضریب انتقال در آبخوان^۴ (۱۰) و روش تخمین پارامترها (۱۲) را می توان نام برد. همچنین از فنونی مانند تکنیک ردیابی نیز استفاده می شود (۱۳ و ۱۴).

هدف از این تحقیق بررسی گسترش آلاینده های شیمیائی و میکربی در سفره آب زیرزمینی شهر اصفهان و بررسی امکان استفاده از آبهای زیرزمینی منطقه در شبکه آب شرب می باشد.

مواد و روش ها

به منظور ارزیابی آلودگی های شیمیائی و میکربی سفره آب زیرزمینی دشت اصفهان، تحقیق حاضر در سال ۷۹-۱۳۷۸ انجام گرفت. منطقه مورد نظر بر اساس تقسیم بندی کشوری در استان و شهر اصفهان و از نظر حوزه آبریز، جز حوزه آبریز رودخانه زاینده رود (باتلاق گاوخونی) و بر اساس تقسیم بندی سازمان آب منطقه ای اصفهان قسمتی از زیرحوزه برخوار-اصفهان می باشد (شکل ۱). برای نقشه موقعیت شهری، از نقشه های سازمان جغرافیائی با مقیاس ۱/۱۲۷۰۰ و نقشه های سازمان زمین شناسی با مقیاس ۱/۲۵۰۰۰۰ استفاده گردید. موقعیت چاه ها نیز با استفاده از دوربین تئودولیت و

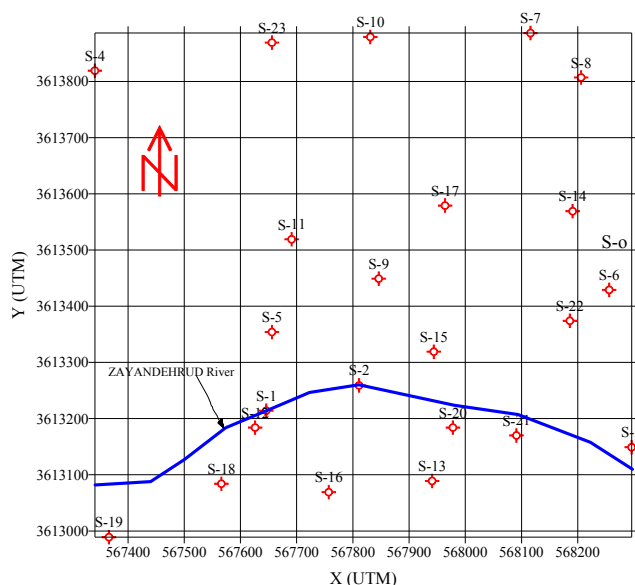
صنعتی مقدار کادمیم بیشتر است (۶). ده درصد کادمیم مصرفی صنایع، در پوشش داخلی لامپهای ویدیویی بکار می رود. بنابراین پساب این کارخانه ها دارای مقدار زیادی از این نوع ماده آلاینده می باشد (۱). مقدار کادمیم در آبهای شرب آمریکا ۶۰-۱۴ میکروگرم در لیتر گزارش شده است (۱۵). مقدار ناچیز کادمیم تغییراتی در حرکات شریانهای کلیوی انسان ایجاد می کند. این فلز با غلظت ۲۰ میکروگرم در لیتر برای زندگی ماهیها خطرناک است (۶).

از همه باکتری هایی که در آب یافت می شوند، تنها تعداد کمی برای سلامت انسان زیان آور می باشند. ممکن است آب هایی که با مدفوع انسان یا حیوان آلوده می گردند دارای باکتری هایی باشند که موجب بیماری های روده ای مانند اسهال خونی، تب روده و نظایر آن گردند (۱۱). این باکتری ها در برابر نور خورشید و حرکت آب و در نتیجه تصفیه طبیعی کم کم از میان می روند. معروفترین دسته بندی باکتری های موجود در مدفوع کلی فرمها^۱ و به خصوص اشرشیاکلی^۲ می باشد (۳). اشرشیاکلی بهترین نشانه آلودگی جدید با منشأ مدفوع است (۳). اگر در هر ۱۰۰ میلی لیتر آب بیشتر از یک اشرشیاکلی موجود باشد، آب برای مصرف شرب سالم نخواهد بود (۱۱). در حقیقت اشرشیاکلی خطرناک نیست، زیرا خود به خود بیماری زا نیست اما می تواند نشانه وجود میکروب های بیماری زا مانند باسیل ابرت و اسهال خونی باشد (۳).

به طور کلی میزان املاح آب های سطحی و زیرزمینی در طول زمان ثابت نیست و به مرور زمان تحت تأثیر عواملی چون میزان تغذیه، تخلیه، تبخیر، دما، واکنش های شیمیایی، میکربی و یا آلودگی های فصلی تغییر می نماید (۶). به همین لحاظ نتیجه گیری از آزمایش های تجزیه شیمیائی

3- Kriging
4- Aquifer

1- Coliform
2- E. Coli



شکل ۲- موقعیت و مختصات نقاط نمونه برداری جهت آنالیزهای شیمیایی و میکروبی



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه

جهت انجام آزمایش های شیمیایی، نمونه برداری از آب چاهها پس از سه ساعت پمپاژ انجام گردید و ظرف های استریل شیشه ای، حاوی نمونه های آزمایش های میکروبی سریعاً به آزمایشگاه ارسال گردید. نمونه برداری برای تجزیه شیمیایی در دو نوبت با فاصله شش ماه (آبان ۷۸ و اردیبهشت ۷۹) انجام گرفت. این دو نوبت در بر گیرنده یک دوره تر و یک دوره خشک در یک سال می باشد.

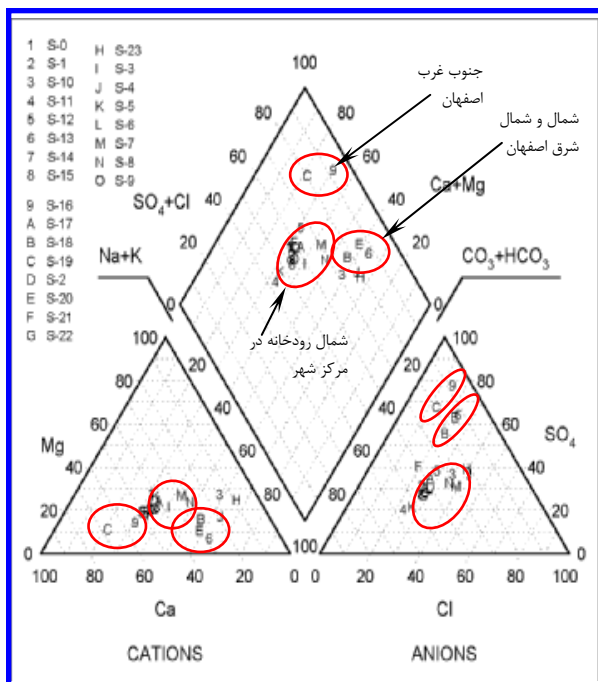
در این تحقیق پ-هاش با استفاده از دستگاه pH متر و هدایت الکتریکی با استفاده از دستگاه EC متر، کاتیونهای کلسیم و منیزیم محلول و سختی به روش تیتراسیون با EDTA سدیم و پتاسیم محلول با روش شعله سنجی^۲، کلر با روش تیتراسیون با نیترات نقره، نیترات با استفاده از روش فنل دی سولفونیک اسید، سولفات با روش وزن سنجی، کربنات با روش تیتراسیون با اسید سولفوریک، فلزات سنگین با روش جذب اتمی^۳ و توسط دستگاه مدل Varian 220 FS اندازه

خریداری ۱۰ نقطه مبنای^۱ ارتفاعی سازمان جغرافیائی با دقت ۵ میلیمتر نقشه برداری شد. نقشه های هم عمق و ایزوپیز نیز بر همین مبنا تهیه شدند.

در منطقه مورد مطالعه به طور کلی دو منبع آب سطحی و زیرزمینی، به ترتیب رودخانه زاینده رود و چاه های موجود وجود دارند. در مرحله اول، ۶۰۰ چاه نمونه برداری تعیین شد که از بین آنها ۲۱ چاه با پراکندگی مناسب انتخاب گردید. برای شناخت کیفیت آب زیرزمینی، از دو نقطه رودخانه و ۲۱ حلقه چاه مذکور مطابق شکل ۲، در دو مقطع مختلف زمانی (آبان ۷۸ و اردیبهشت ۷۹)، نمونه برداری شد. نمونه های آب جهت انجام آزمایش های شیمیایی به آزمایشگاه شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان ارسال گردید. آزمایش های میکروبی بر روی نمونه های به دست آمده از چهار حلقه چاه (S-3, S-4, S-10, S-12) و یک نقطه از رودخانه (S-) انجام شد.

2- Falme photometer
3- Atomic adsorption

1- Base point



شکل ۳- نمودار پیپر برای چاه‌های مشاهده‌ای

در منطقه مورد مطالعه چهار نوع تیپ آب بیکربنات کلسیم^۱، سولفات کلسیم^۲، کلرور سدیم^۳ و سولفات سدیم^۴ قابل تشخیص است تیپ آب رودخانه زاینده‌رود بی‌کربنات کلسیم می‌باشد. این تیپ روی نمودار پیپر با اندیکس G و 2 نمایش داده شده است. تغذیه آبرفت شمال منطقه توسط آب رودخانه، آب زیرزمینی این منطقه را تحت تأثیر قرار داده است. تیپ آب این ناحیه تا قسمت‌های شمال شهر اصفهان (حدود دروازه تهران و خیابان رزمندگان) هم تیپ با آب رودخانه و از نوع بی‌کربنات کلسیم می‌باشد. این وضعیت با شرایط هیدرولوژی منطقه همخوانی دارد. همان گونه که در شکل تراز سطح آب (شکل ۴) منطقه دیده می‌شود، جهت جریان آب از طرف رودخانه زاینده‌رود و از سمت جنوب غرب به سمت شمال شرق

- 2- Calcium Bicarbonate
- 3- Calcium Sulfate
- 4- Sodium Chloride
- 5- Sodium Sulfate

گیری گردید. نمونه‌های آزمایش میکربی نیز با استفاده از روش کشت ۱۵ روزه اندازه‌گیری شد (۷ و ۱۸).

جهت تجزیه و تحلیل نتایج با استفاده از نرم‌افزارهای Surfer و Groundwater for windows، دیاگرام و شکل‌های مربوطه ترسیم گردید. جهت شناخت وضعیت کیفی آب زیرزمینی موجود منطقه مقادیر عناصر موجود در نمونه‌های آب جمع‌آوری شده با استانداردهای آب آمریکا و کانادا مقایسه گردیدند (۱۱ و ۱۸).

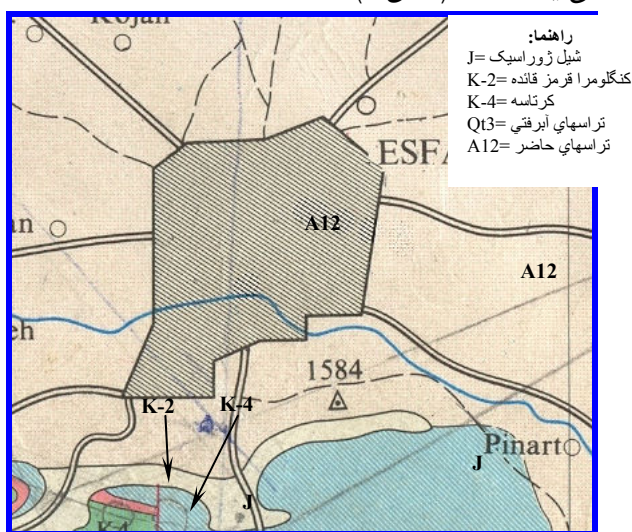
نتایج و بحث

نمونه برداری و آزمایشات در دو زمان (آبان ۷۸ و اردیبهشت ۷۹) انجام گرفت. نتایج بدست آمده نشان داد که در آبان ۷۸ به علت کاهش دبی رودخانه زاینده‌رود، میزان املاح مختلف آب سطحی و زیرزمینی به حداکثر رسیده است. به عنوان مثال در نمونه‌های رودخانه زاینده‌رود در محل پل وحید کلیه املاح و خصوصیات فیزیکی آب افزایش نشان می‌دهد. کل مواد جامد محلول از ۳۲۰ میلی‌گرم در لیتر به ۴۰۳ میلی‌گرم در لیتر افزایش یافته است. این افزایش تقریباً در کلیه نمونه آب چاهها نیز مشاهده می‌گردد. لذا نتایج نمونه برداری آبان ۷۸ به عنوان نتایج با ضریب اطمینان کیفی بالاتر مورد بررسی قرار گرفت و از نتایج نمونه برداری اردیبهشت ۷۹ صرفنظر گردید.

مطالعه ترکیب شیمیایی آب و تغییرات آنها می‌تواند در تعیین منبع یا منابع تغذیه کننده و همچنین مسیر آب‌های زیرزمینی موثر باشد. در این رابطه با بررسی تیپ آب‌های منطقه و استفاده از نمودار پیپر^۱ ارتباط وضعیت کیفی آب زیرزمینی و وضعیت هیدرولوژی منطقه مشخص گردیده است. (شکل ۳).

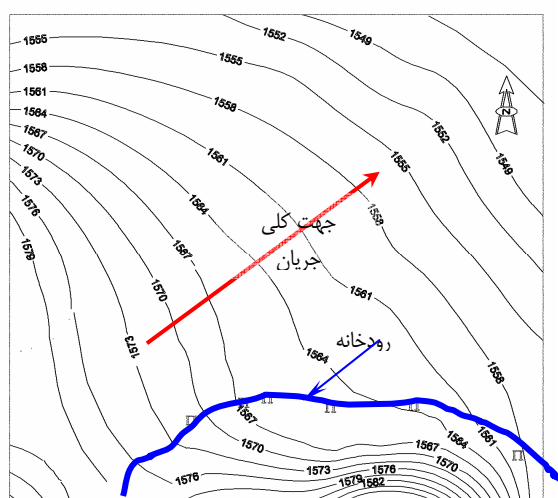
1- Piper Diagram

در قسمت جنوب غرب منطقه نیز کیفیت آب تنزل پیدا کرده و تیپ آب عموماً سولفات سدیم و سولفات کلسیم می باشد. در ناحیه جنوب و جنوب غرب اصفهان بعلت بالا بودن سنگ کف (شیل ژوراسیک) و حرکت آب زیرزمینی در رسوبات آب شیلی از سمت جنوب غرب (ارتفاعات آهکی جنوب غرب اصفهان) و واکنش های شیمیایی، کیفیت آب کاهش یافته است (شکل ۵).



شکل ۵- وضعیت زمین شناسی منطقه مورد مطالعه

می باشد. به عبارت دیگر آب زیرزمینی از این ناحیه تغذیه می شود. چاه های شماره S-17, S-22, S-5, S-6, S-9, S-11, S-15 در این ناحیه واقع می باشند (شکل ۲). وجود یک جبهه آب شور در شمال و شمال شرق آبخوان سبب تغییر در نوع تیپ آب چاه های این نواحی شده است. همان طور که در نمودار پیپر (شکل ۳) ملاحظه می شود تیپ آب در نمونه های این ناحیه، کلرید سدیم و سولفات سدیم می باشد.

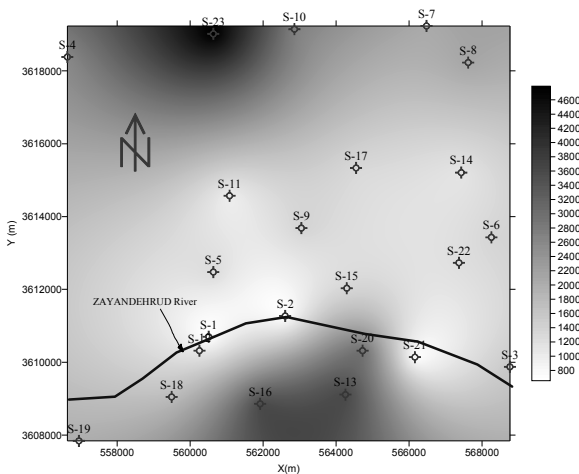


شکل ۴- خطوط تراز آب زیرزمینی منطقه تحقیق

چاه های شماره S-16 و S-19 را که در نمودار پیپر با اندکس C و 9 نمایش داده شده است را می توان از منابع مهم آب ناحیه نام برد. همان گونه که مشاهده می گردد به علت بالا بودن یون های کلسیم و منیزیم در آب این دو چاه، در نمودار از دیگر نمونه ها کاملاً متمایز می باشند. در نمودار پیپر نمونه های سه منطقه از هم جدا گردیده است (شکل ۳). نمونه هایی که با اندیکس E, B و 6 مشخص شده اند به ترتیب متعلق به چاه های شماره S-20, S-18 و S-13 می باشند که بخاطر اختلاط آب زیرزمینی جنوب غرب اصفهان با آب رودخانه، آب زیرزمینی کیفیت بهتری یافته و غلظت یونهای کلسیم (Ca) و منیزیم (Mg) کاهش یافته اند.

چاه های شماره S-4, S-8, S-10, S-23 از جمله چاه های مورد آزمایش این ناحیه می باشند. در آب چاه (S-23)، مقدار سدیم تا ۶۹۷ میلی گرم در لیتر می رسد و آب طعم تلخ دارد. لازم به ذکر است که در شمال آبخوان اصفهان، آبخوان قهاب قرار دارد که تا حدود شمال شرق اصفهان گسترش داشته و کیفیت آب آن نامطلوب می باشد. همچنین آبخوان قهاب دو سفره ای بوده که آب سفره اول دارای کیفیت نامناسب و آب سفره دوم دارای کیفیت مناسب است. لذا جهت بهره برداری در این منطقه، سفره اول را مسدود نموده اند و از سفره دوم استفاده می شود (چاه ورزشگاه قدس در خیابان هفتون S-8).

هدایت الکتریکی آب تا ۳۸۰۰ دسی زیمنس بر متر افزایش می‌یابد.



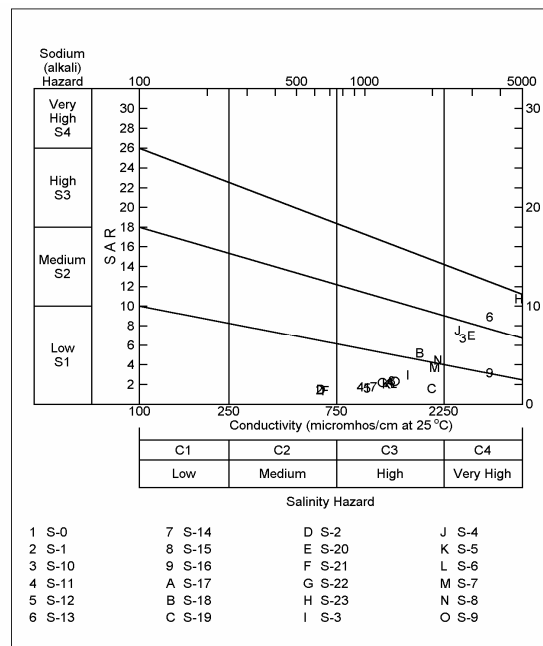
شکل ۷- گسترش هدایت الکتریکی در آبخوان (mg/l)

شکل ۸ وضعیت کلسیم آبهای زیرزمینی منطقه را نشان می‌دهد آب رودخانه زاینده‌رود و آب زیرزمینی محدوده ساحل رودخانه کمترین میزان کلسیم را دارا می‌باشند. بخاطر بالا بودن میزان این یون در سنگهای مارنی و شیلی جنوب غرب منطقه بالاترین میزان کلسیم در این منطقه مشاهده می‌شود. حدود تغییرات این یون از ۸۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد.

شکل ۹ تغییرات یون سولفات را در محدوده مورد مطالعه نشان می‌دهد. آبرفت شمال رودخانه که تحت تأثیر آب رودخانه است کمترین میزان یون سولفات را داراست ولی به سمت شمال و جنوب بر میزان این یون افزوده می‌شود. محدوده تغییرات این یون از حدود ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر تا ۹۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد.

شکل‌های ۱۰ و ۱۱ به ترتیب وضعیت یون های سدیم و پتاسیم آبهای زیرزمینی منطقه اصفهان را نشان می‌دهند.

شکل ۶ نتایج تجزیه شیمیایی آب منابع نمونه برداری شده را از نظر کشاورزی بر روی نمودار ویلکوکس^۱ نشان می‌دهد. همان طور که ملاحظه می‌گردد نمونه‌های آب شمال شرق و جنوب غرب اصفهان کیفیت پایین تری نسبت به دیگر نمونه‌ها جهت مصارف کشاورزی نشان می‌دهند.

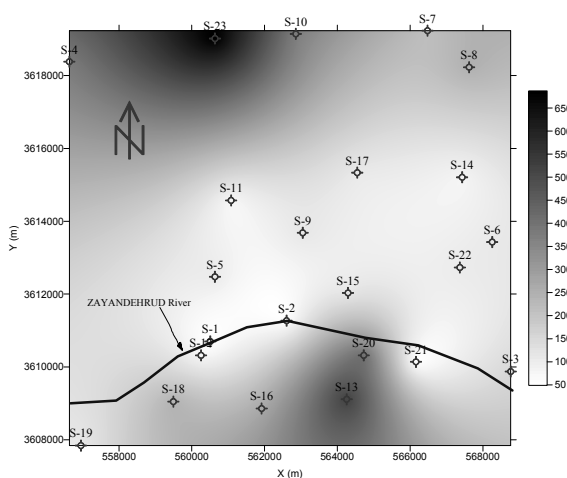


شکل ۶- نمودار ویلکوکس

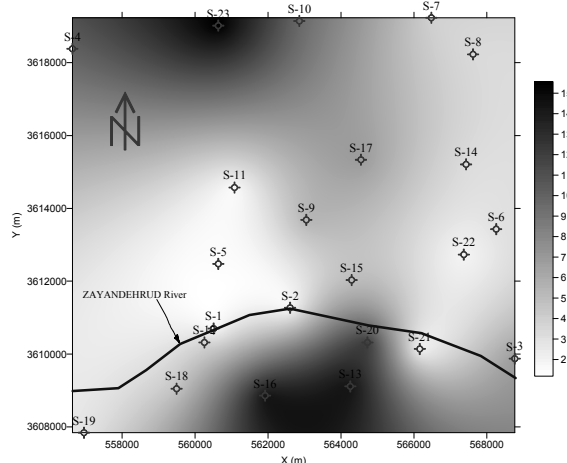
شکل ۷ وضعیت هدایت الکتریکی آب زیرزمینی محدوده مورد مطالعه نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌گردد هدایت الکتریکی در محدوده رودخانه زاینده‌رود به پایین ترین حد خود می‌رسد (حدود ۸۰۰ دسی زیمنس بر متر). به سمت شمال این مقدار افزایش یافته و تا حدود ۴۶۰۰ دسی زیمنس بر متر در شمال شهر (چاه شماره S-۳۳) می‌رسد که این افزایش بخاطر بالا رفتن میزان املاح آب زیرزمینی در این منطقه تحت تأثیر سفره آب شور شمال منطقه می‌باشد. در قسمت جنوب غرب منطقه نیز به واسطه وجود رسوبات شیلی

1- Wilcox Diagram

سنگ کف شیلی (شکل ۵) تحت تاثیر قرار گرفته و مقدار سدیم و پتاسیم در آن افزایش پیدا کرده است.

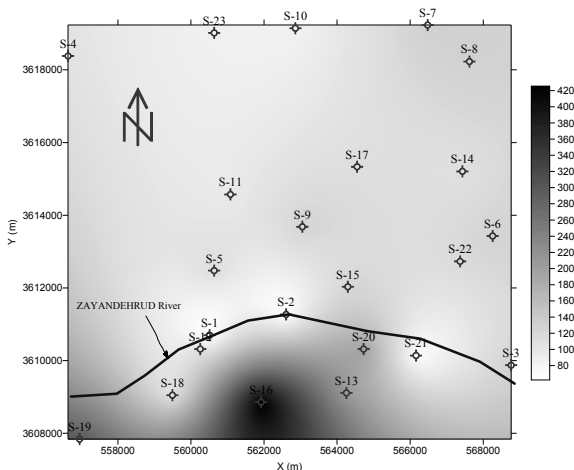


شکل ۱۰- گسترش آلودگی سدیم در آبخوان (mg/l)

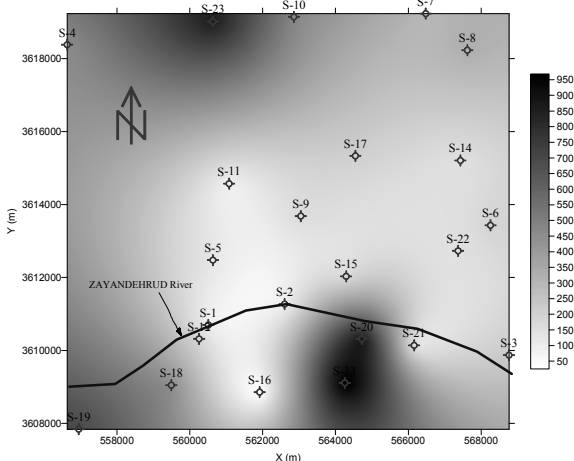


شکل ۱۱- گسترش آلودگی پتاسیم در آبخوان (mg/l)

وضعیت کلر آب زیرزمینی در شکل ۱۲ ارائه شده است. روند تغییرات کلر در شکل مذکور از روند تغییرات سدیم در شکل ۱۰ تبعیت می کند. در قسمت مرکزی شهر در حاشیه رودخانه کمترین میزان کلر (حدود ۱۰۰ میلی گرم در لیتر) و در شمال منطقه بیشترین غلظت این یون در آب زیرزمینی (حدود ۶۰۰ میلی گرم در لیتر) مشاهده می شود.

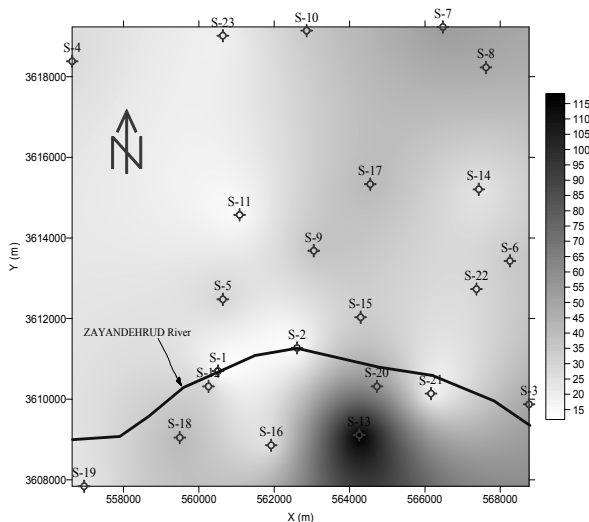


شکل ۸- گسترش آلودگی کلسیم در آبخوان (mg/l)



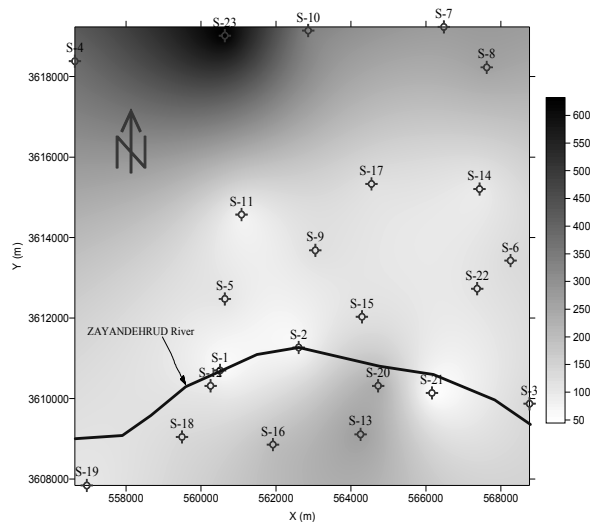
شکل ۹- گسترش آلودگی سولفات در آبخوان (mg/l)

آب زیرزمینی پیرامون ساحل رودخانه که تحت تاثیر آب رودخانه است کمترین میزان املاح مذکور را دارا می باشد. به سمت شمال و جنوب منطقه بر میزان این املاح افزوده می شود. در محدوده مورد مطالعه حدود تغییرات یون سدیم از ۱۰۰ تا ۶۰۰ میلی گرم در لیتر و یون پتاسیم از ۲ تا ۱۵ میلی گرم در لیتر تغییر می باشد. آب زیرزمینی شمال سفره مورد مطالعه تحت تاثیر آبخوان قهاب قرار گرفته و لذا مقدار سدیم و پتاسیم آن به لحاظ شوری آبخوان قهاب افزایش یافته است. همچنین قسمت جنوبی سفره مورد نظر به دلیل بالا بودن



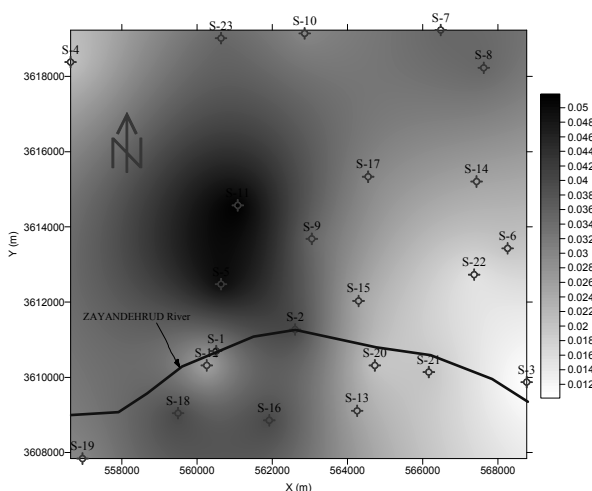
شکل ۱۳- گسترش آلودگی نیترات در آبخوان (mg/l)

شکل ۱۳ گسترش نیترات در آب زیرزمینی منطقه را نشان می‌دهد. این شکل بر خلاف دیگر شکل‌ها از سیستم خاصی تبعیت نمی‌کند و به صورت موضعی، افزایش یون نیترات را نشان می‌دهد. بیشترین مقدار یون نیترات در چاه S-13 واقع در محدوده قبرستان تخت فولاد (جنب مقبره آیت اله خراسانی) با غلظت ۱۲۰ میلی‌گرم در لیتر و فلکه فیض با غلظت ۵۷ میلی‌گرم در لیتر مشاهده می‌گردد. افزایش نیترات احتمالاً تحت تأثیر آلودگی ناشی از وجود قبرستان و همچنین آلودگی کودهای آلی مورد استفاده در فضای سبز منطقه است. بررسی نقشه‌های هم عمق سطح آب زیرزمینی نشان داد که عمق سطح آب در این نواحی بسیار کم (کمتر از ۵ متر) می‌باشد و به راحتی می‌تواند تحت تأثیر آلودگی‌های سطحی (آبیاری فضای سبز) یا آلودگی‌های زیرزمینی واقع شود.



شکل ۱۲- گسترش آلودگی کبر در آبخوان (mg/l)

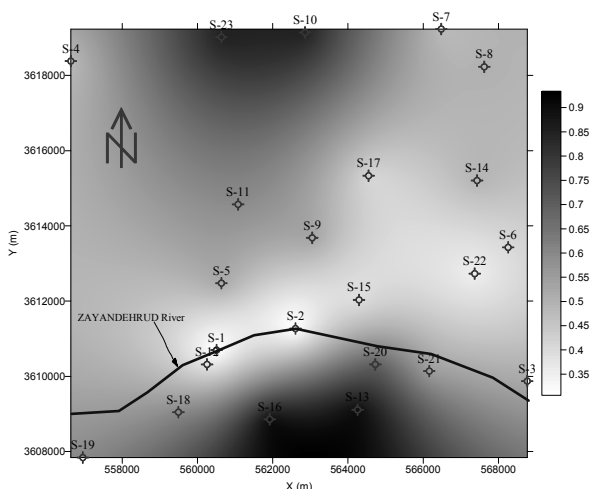
شکل ۱۲ گسترش آهن در آب زیرزمینی منطقه را نشان می‌دهد. حدود تغییرات این یون از اصفهان را نشان می‌دهد. حدود تغییرات این یون از



شکل ۱۴- گسترش آلودگی آهن در آبخوان (mg/l)

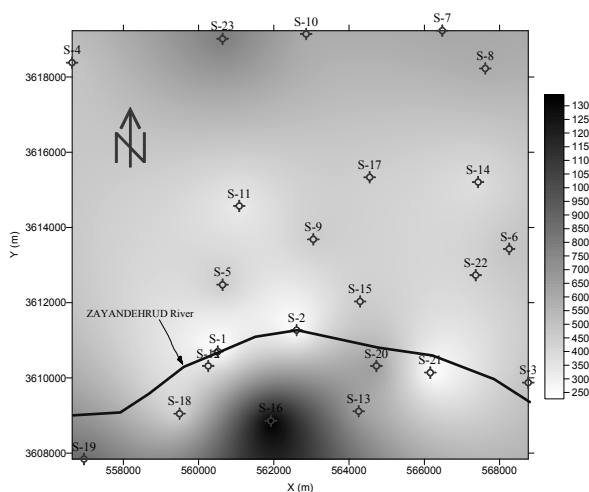
شکل ۱۴ وضعیت آهن در آب زیرزمینی دشت اصفهان را نشان می‌دهد. حدود تغییرات این یون از

1- Local (Point source)



شکل ۱۶- گسترش آلودگی فلئوئر در آبخوان (mg/l)

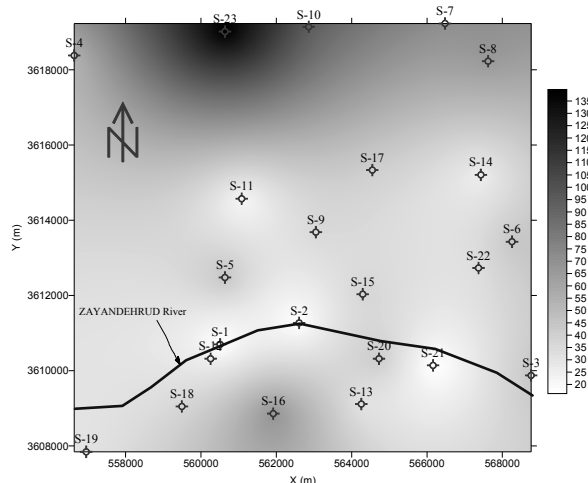
شکل ۱۷ وضعیت سختی آب زیرزمینی را نشان می‌دهد، این نمودار همانند نمودارهای کلسیم و منیزیم از سمت رودخانه افزایش میزان سختی را به سمت شمال و جنوب منطقه نشان می‌دهد. در محدوده خیابان حکیم نظامی بعلت تماس آب زیرزمینی با رسوبات شیلی ژوراسیک بالاترین سختی مشاهده می‌شود. حدود تغییرات سختی در منطقه از ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر در حاشیه رودخانه تا ۱۳۵۰ میلی‌گرم در لیتر در جنوب غرب می‌باشد.



شکل ۱۷- گسترش سختی در آبخوان (mg/l)

شکل ۱۵ میزان گسترش منیزیم در آب زیرزمینی منطقه را نشان می‌دهد. آب زیرزمینی شمال شرق منطقه بیشترین یون منیزیم را دارا می‌باشد. به دلیل تغذیه سفره از رودخانه، با حرکت به سمت رودخانه از غلظت این یون کاسته می‌شود و نهایتاً در حاشیه رودخانه به حداقل مقدار خود می‌رسد. از سمت رودخانه به سمت جنوب منطقه میزان این یون تحت تأثیر شیل‌های ژوراسیک افزایش می‌یابد. حدود تغییرات این یون از ۱۵ تا ۱۴۱ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد.

گسترش فلئوئر آب زیرزمینی در شکل ۱۶ ارائه شده است. آب رودخانه زاینده‌رود کمترین فلئوئر را در نمونه‌های آب منطقه دارا می‌باشد و در نتیجه چاه‌های نزدیک رودخانه نیز دارای فلئوئر پائین‌تری می‌باشند. از رودخانه به سمت شمال و جنوب میزان این یون افزایش می‌یابد و به حدود ۰/۰۸ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد. باید توجه داشت اگر چه وجود این یون در آب آشامیدنی مفید بوده و از پوسیدگی دندان جلوگیری می‌کند ولی مقادیر زیاد آن نیز باعث ایجاد خال (فلئوئورسئین) روی دندان می‌شود. حد مطلوب این یون در آب شرب ۰/۰۶ تا ۰/۰۷ میلی‌گرم در لیتر است (۱۷).



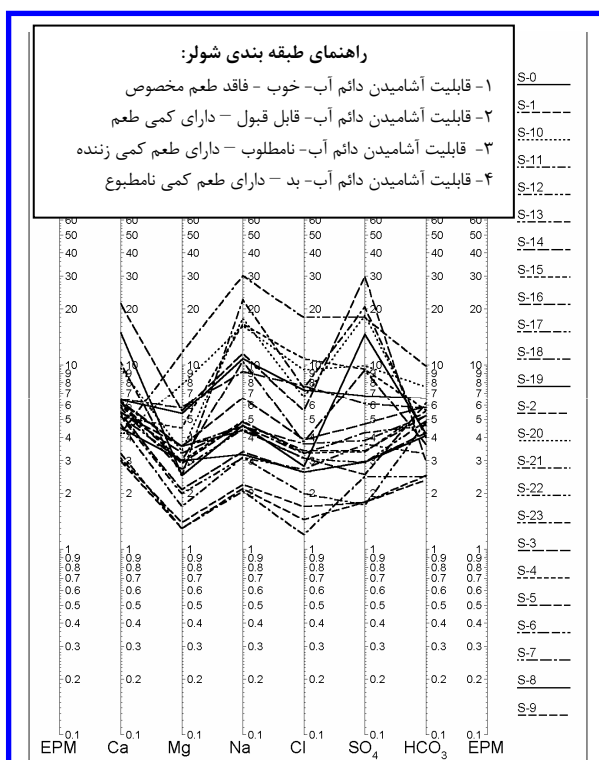
شکل ۱۵- گسترش آلودگی منیزیم در آبخوان (mg/l)

دارای املاح بیشتری نسبت به آب رودخانه است. این امر مؤید حرکت آبهای زیرزمینی جنوب رودخانه به سمت شمال و تغذیه رودخانه می‌باشد که با خطوط جریان آب زیرزمینی (شکل ۴) نیز مطابقت دارد.

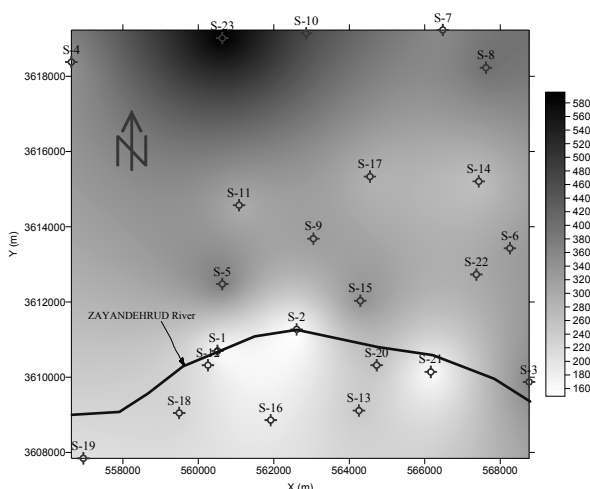
در شکل های ۱۹ و ۲۰ نتایج آزمایشهای تجزیه شیمیایی آب بر اساس طبقه بندی شولر نشان داده شده است. نمونه S-O برداشت شده از آب شرب شهر اصفهان (لوله آب شرب در محل خیابان بزرگمهر) می‌باشد و برای مقایسه کیفیت آب های زیرزمینی منطقه با آب موجود در شبکه شهری در کنار نتایج نمایش داده شده است. همانگونه که ملاحظه می‌گردد کیفیت آب (از نظر شرب) اکثر نمونه‌هایی که در قسمت مرکزی و حاشیه رودخانه زاینده‌رود است در حد مطلوب (ردیف یک و دو جدول طبقه بندی شولر) می‌باشد.

چگونگی تغییرات یون کربنات در آب زیرزمینی منطقه در شکل ۱۸ نشان داده شده است. مقدار این یون در شمال شهر حداکثر بوده و به بیش از ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد. در جهت جنوب مقدار این یون کاهش یافته به طوریکه در مجاورت رودخانه به حدود ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر و در جهت جنوب غرب غلظت به حدود ۲۲۰ میلی‌گرم در لیتر می‌رسد.

بررسی نمودار های هم یون (کلسیم، سدیم، پتاسیم و سولفات) آب زیرزمینی در منطقه نشان می‌دهد که بعلت تأثیر آب رودخانه با کیفیت خوب بر قسمت شمالی آبخوان (تا حدود خیابان جابر انصاری) کیفیت آب در این منطقه نسبتاً بهتر از نواحی دیگر بوده و سپس به سمت شمال و شمال شرق منطقه میزان املاح افزایش یافته و از کیفیت آب کاسته می‌شود.



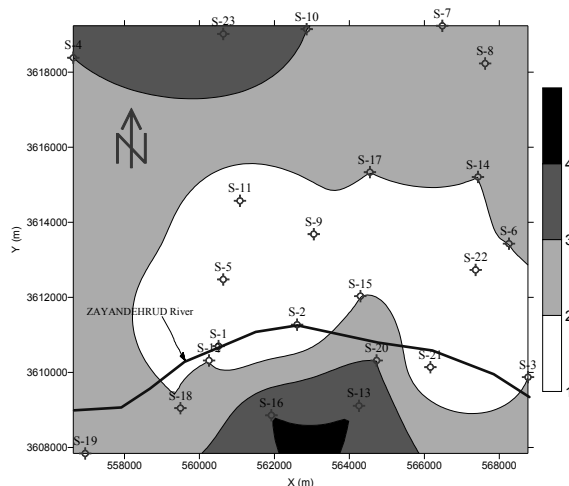
شکل ۱۹- دیاگرام شولر جهت تعیین کیفیت آب از نظر شرب



شکل ۱۸- گسترش کربنات در آبخوان (mg/l)

تغییرات مکانی کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود از پل وحید تا پل شهرستان نشان دهنده افزایش املاح و آلودگی در طول مسیر می‌باشد. افزایش یون های کلسیم، سدیم، پتاسیم، کلر و نیترات احتمالاً در اثر تغذیه آب رودخانه توسط آبهای زیرزمینی جنوب رودخانه زاینده رود می‌باشد که

نمودار شولر به تنهایی نمی تواند معرف کیفیت یک نمونه آب جهت مصارف شرب باشد بلکه ترکیبات شیمیایی دیگر همچون فلزات کمیاب، مواد رادیواکتیو و آلودگی میکروبی نیز باید مورد بررسی قرار گیرد. بدین منظور از ۵ نقطه اقدام به نمونه برداری آب جهت انجام آزمایشات میکروبیولوژی گردید (شکل ۲).



شکل ۲۰- گسترش شماره شولر در منطقه

نتایج نشان می دهد که تقریباً تمام نمونه های آب چاه ها و آب رودخانه زاینده رود دارای آلودگی میکروبی بوده و بدون ضد عفونی غیر قابل استفاده می باشد. تحقیقات نشان داده است که فاضلاب بعد از این که یک الی دو متر در خاک حرکت می نماید، کلیفرم روده ای و سایر میکروارگانیسمهای آن کاملاً از بین می روند (۸). با توجه به این مطلب به احتمال زیاد می توان نقش آلودگی میکروبی رودخانه بر روی آب چاهها را منتفی دانست. احتمالاً منشأ آلودگی آب چاهها، نشت فاضلاب از شبکه فاضلاب شهری و یا نشت آلودگی از سطح زمین می باشد.

نتایج نشان داد که گاز کربنیک آزاد در آبهای زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در اکثر نمونه ها بالا بوده و به ۸۸ میلی گرم در لیتر نیز می رسد و لذا باید با یکی از روشهای معمول مثل هوادهی، استفاده از صافی های آهک، دلمیت یا با آب آهک مقدار آنرا به حداقل رسانید.

جدول ۱، مقادیر فلزات سنگین نمونه هایی که از چاه های سطح شهر برداشت شده را نشان می دهد. از مقایسه اعداد جدول فوق با حدود استاندارد (۱۸) نتیجه گرفته می شود که تمامی عناصر در حد مجاز می باشند و تنها ممکن است کادمیم در نمونه های جمع آوری شده از منابع آب منطقه بیشتر از حد مجاز باشد. البته این مسئله باید توسط بررسی های کامل و اندازه گیری های دقیق تر تأیید گردد. غلظت مجاز کادمیم در آب یک میکروگرم در لیتر می باشد و حداکثر از ۰/۰۱ میلی گرم در لیتر نباید بیشتر باشد (۴ و ۱۱).

آلودگی سایر فلزات سنگین به خصوص سرب از پارامترهای دیگری است که باید به صورت کامل تحت بررسی قرار گیرد. به احتمال زیاد، آب رودخانه و آب زیرزمینی قسمت شمال رودخانه که تحت تأثیر رودخانه است، تحت تأثیر پساب کارخانه های بالا دست منطقه مورد مطالعه می باشد که پساب خود را به رودخانه تخلیه می نمایند. لذا شناخت و کنترل مواد آلوده کننده باید مد نظر قرار گیرد.

سپاسگزاری

بدینوسیله از شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان که هزینه این طرح را تأمین نموده و همچنین مهندسین مشاور طرح و توسعه مقیاس آفاق که خدمات اجرایی طرح را به عهده داشته کمال تشکر و تقدیر را می نماید.

۲- حداکثر کادمیم قابل اندازه گیری توسط دستگاه ۰/۰۴ میلی گرم در لیتر می باشد.

۱- این امر لزوم اعمال مناطق حفاظتی پیرامون چاههای آب شرب را ایجاب می کند.

جدول ۱- مقادیر فلزات سنگین در نمونه‌های برداشت شده (میلی گرم در لیتر)

Mn	Zn	Cr	Cd	Ni	Cu	
۰/۰۵	۵۱	۰/۰۵	۰/۰۱	-	۱	حد استاندارد ^۱
کمتر از ۰/۰۳	۰/۰۱	کمتر از ۰/۰۴	کمتر از ۰/۰۴	کمتر از ۰/۰۶	کمتر از ۰/۰۴	چاه رودخانه پل وحید
//	۰/۰۲	//	//	//	//	چاه میرزا کوچک خان
//	۰/۰۱	//	//	//	//	چاه دروازه تهران
//	۰/۰۱	//	//	//	//	چهار راه تختی
//	۰/۰۹	//	//	//	//	تالار

منابع

۱. بای بوردی، م.، ۱۳۷۲، فیزیک خاک، انتشارات دانشگاه تهران، ۶۷۱ ص.
۲. بای بوردی، م.، ۱۳۷۲، روابط آب و خاک، چاپ ششم، انتشارات دانشگاه تهران، ۶۹۲ ص.
۳. توسلی، م.، ۱۳۷۹، تامین آب شرب شهر اصفهان، شرکت آب و فاضلاب استان اصفهان، ۱۷۰ ص.
۴. سازمان برنامه و بودجه، ۱۳۷۱. استاندارد آب آشامیدنی، انتشارات سازمان برنامه و بودجه، شماره ۱۱۶، ۶ ص. طباطبائی، س.ح. م. م. پارساب، ۱۳۷۶، مطالعات آبهای زیرزمینی دشتهای فسا، چهرم، گربایگان و ایج، معاونت آبخیزداری وزارت جهاد سازندگی، ۲۴۰ ص.
۵. طباطبائی، س.ح. ۱۳۷۹، رفع آلودگی فلزات سنگین فاضلابهای شهری با استفاده از ژئولیتهای طبیعی ایران، سمینار دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران، ۳۵ صفحه.
۶. علیزاده، م.، ۱۳۸۲، معرفی روشهای آزمایشگاهی اندازه گیری آلودگی آب، انتشارات موج سبز، ۱۰۲ ص.
۷. منزوی، م. ت. ۱۳۷۵، فاضلاب و تصفیه فاضلاب، انتشارات دانشگاه تهران، ۲۶۶ ص.
۸. موسوی، س. ف. ۱۳۷۵. آلودگی آبهای زیرزمینی، انتشارات دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۰۸ ص.

۱- بر اساس استاندارد آژانس محیط زیست (EPA) ایالات متحده. آمریکا

9. Ahmed, S., 1993. Cokriged estimation for aquifer transmissivity as an indirect solution of the inverse problem. *Water Resources Research*, 2 (2): 521-530.
10. Canadian Health and Welfare, 1995. *Guideline for Canadian Drinking Water Quality*, 700 pp.
11. Condon, M. R., Traver, R. G., Fergusson, W. B., and Chadderton, R. A. 1993. Parameter estimates for a groundwater model, *Water Resource Bulletin*, 29 (1): 95-106.
12. IAHS, 2000. *Tracers and modelling in hydrogeology*. Proceeding of the Tram'2000 conference, Liege, Belgium, 256pp.
13. Mazor, E., 1991. *Applied Chemical and Isotopic Groundwater Hydrology*, John Wiley and Sons Incorporation, 400pp.
14. Pais, I., and Jones, J. B. 1997. *Handbook of trace elements*, Saint Louis Press, 223pp.
15. Wang, H. F., and Anderson, M. P. 1982. *Introduction to Groundwater Modeling*. W. H. Freeman and Company, 800pp.
16. U. S. Army Corps of engineers, 1999. *Design of small water systems*. Engineer manual 1110-2-503.83pp.
17. U.S. EPA, 2005, *Standard method for water chemical and biological analysis*, www.epa.gov