

ارزیابی و تعیین کیفی آب‌های زیرزمینی (مطالعه موردی: علی‌آبادکتول)

قاسم رجایی¹، علیرضا پورخباز^{2*}، اصغر نعیمی³، حمیدرضا پورخباز⁴

1 دانشجوی کارشناسی ارشد محیط‌زیست دانشگاه بیرجند

2 استادیار گروه محیط‌زیست دانشگاه بیرجند

3 مربی گروه شیلات دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

4 استادیار گروه محیط‌زیست دانشگاه صنعتی بهبهان

(تاریخ دریافت: 1390/3/16؛ تاریخ تصویب: 1391/10/4)

چکیده

آب‌های زیرزمینی از مهمترین منابع آبی برای تأمین آب شرب شهرها، روستاها و آبیاری کشاورزی در ایران محسوب می‌شوند. آب تهیه شده از این منابع باید از نظر بهداشتی کاملاً خالص و مواد محلول و عناصر آن کم باشد. هدف از این بررسی تعیین کیفیت فیزیکی-شیمیایی و غلظت فلزات سنگین و مقایسه آن با استانداردهای ملی و بین‌المللی است. برای بررسی وضعیت مشخصه‌های فیزیکی-شیمیایی از دوازده حلقه چاه عمیق و برای تعیین غلظت فلزات سنگین از 6 حلقه چاه عمیق در پاییز و بهار نمونه‌برداری صورت گرفت. نتایج نشان می‌دهد که اختلاف آماری معنی‌داری بین مشخصه‌های فیزیکی شیمیایی و فلزات سنگین با مقادیر استاندارد ملی و جهانی وجود ندارد، با وجود این میزان نیترات منطقه در گروه آب‌هایی با آلودگی کم قرار می‌گیرد. براساس نمودار پایپر، نوع آب غالب در منطقه بی‌کربنات کلسیم (Ca-HCO_3) مشخص شد. بر اساس نمودار ویلکوکس، میانگین نسبت جذب سدیم و درصد سدیم آب‌های منطقه نشان می‌دهد که به استثنای یک چاه در سایر چاه‌ها مشکلی برای آبیاری وجود ندارد.

کلیدواژه‌ها: آب‌های زیرزمینی، فلزات سنگین، مشخصه‌های فیزیکی-شیمیایی، علی‌آبادکتول

سرآغاز

آب به اندازه کافی و با کیفیت مطلوب برای ادامه حیات بشر ضروری است (هواردپی، ۱۳۸۲). از آغاز تمدن بشری انسان همواره در ساحل رودخانه‌ها، کنار دریاچه‌ها، یا چشمه‌های طبیعی ساکن شده‌اند. در پیشگیری بسیاری از بیماری‌ها مانند اسهال، وبا و غیره، آب سالم و بهداشتی حایز اهمیت بالایی است (نانبخش، ۱۳۸۱). به همین دلیل توسعه بهداشت و حفاظت از محیط‌زیست همواره به تأمین آب‌سالم وابسته است (منزوی، ۱۳۸۳). تازمانی که علوم بیولوژیکی، شیمیایی و پزشکی توسعه نیافته بودند، روش‌هایی برای تعیین کیفیت آب و آگاهی از آثار آن بر روی سلامت بشر ابداع نشده بود (هواردپی، ۱۳۸۲). امروزه بررسی کیفی آب دامنه گسترده‌تری پیدا کرده که مسائل مربوط به آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی را توأمأً شامل می‌شود. آب‌های زیرزمینی یکی از مهمترین منابع تأمین‌کننده آب شرب و آبیاری در بسیاری از نقاط جهان است.

وجود آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی بیشتر از طریق مداخله انسانی حاصل می‌شود که می‌تواند برای انسان و محیط‌زیست بسیار خطرناک باشد. بنابراین پایش آب‌های زیرزمینی و جلوگیری از آلودگی این منابع بسیار ارزشمند و حیاتی، ضروری به نظر می‌رسد (پورمقدس، ۱۳۸۱). فعالیت‌های صنعتی متمرکز، فعالیت‌های کشاورزی، ورود کودها همراه آب آبیاری به زمین، انتقال پساب‌های صنعتی و شهری به آب‌های زیرزمینی از مهمترین منابع آلودگی آب‌های زیرزمینی بوده که در بسیاری از کشورها مشکل جدی است (Stites and Kraft, 2001). وجود برخی از املاح در آب برای سلامتی انسان ضروری است و این در حالی است که مقدار بیش از حد مجاز آن سلامتی انسان را به خطر خواهد انداخت. از مهمترین مشخصه‌هایی که باعث آلودگی آب می‌شوند، کودهای شیمیایی و فلزات سنگین هستند.

نیتрат از جمله فاکتورهای شیمیایی است که غلظت مجاز آن در آب شرب ۴۵ mg/L است. این یون کاملاً متحرک بوده و افزایش آن می‌تواند سبب آلودگی آب‌های زیرزمینی شود (Jiang, et al., 2006; Nikolaidis, et al., 2007). غلظت نیترات و سولفات و افزایش چشمگیر آن به دلیل استفاده مقدار زیاد کودهای شیمیایی و حشره‌کش‌هاست (Libra, et al., 1986, 1987; Aravena et al., 1999; Fialho et al., 1999).

فلزات سنگین آثاری روی زنجیره غذایی و مشکلات سلامتی

برای انسان و حیوانات به‌وجود می‌آورند (El-Khalil et al., 2008). استفاده از کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی برای تولید محصول، از مهمترین منابع آلودگی آب‌ها به فلزات سنگین است. مطالعات زیادی در مورد آلودگی آب‌های زیرزمینی در نقاط مختلف دنیا ارائه شده است، برای نمونه می‌توان به (Aksoy and Scheytt, 2007; Nikolaidis et al., 2007; Bhaskar et al., 2009; Reddy et al., 2009; Orhan et al., 2010) اشاره کرد.

هدف عمده این تحقیق ارزیابی آثار فعالیت‌های انسانی و کشاورزی روی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه علی‌آبادکتول است. همچنین کلاسه‌بندی آب‌های زیرزمینی، برای استفاده آبیاری و کشاورزی از دیگر اهداف این مطالعه است.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری آب از چاه‌های عمیق در فاصله زمانی پاییز ۱۳۸۸ و بهار ۱۳۸۹ به صورت مرکب انجام گرفت. در طول مدت تحقیق جمعاً حدود ۷۲ نمونه از ۱۲ حلقه چاه عمیق، در هر ماه برداشت شد. برای تعیین خصوصیات فیزیکی- شیمیایی نمونه‌برداری از ظروف پلاستیکی یک لیتری استفاده شد که بطری‌های جمع‌آوری قبل از نمونه‌برداری با اسید استیک شسته شدند. قبل از اقدام به نمونه‌برداری از آب‌چاه‌ها، در حدود یک ساعت آب چاه‌ها پمپاژ و سپس شست‌وشوی ظروف با آب‌چاه مربوط صورت گرفت. نمونه‌برداری آب برای اندازه‌گیری فلزات سنگین از ۶ حلقه چاه عمیق که کل منطقه مورد مطالعه را پوشش می‌دهد، انجام شد. به‌طور کلی آزمایش‌ها در دو دسته آزمایش‌های دستگاهی و آزمایش‌های تیتریمتری در آزمایشگاه براساس مرجع استاندارد روش (APHA, 1998) صورت گرفته است:

برای تعیین باقیمانده جامدات خشک (TDS)، ۱۰۰ میلی‌لیتر از نمونه آب را داخل بوتله‌چینی که از قبل وزن شده، ریخته و بوتله‌چینی بر روی حمام بخار قرار داده شد تا کاملاً آب تبخیر شود. وزن باقیمانده جامدات خشک، از وزن نهایی بوتله‌چینی بعد از سرد شدن در داخل دسیکاتور منهای وزن اولیه، محاسبه شد.

برای تعیین سختی کل و سختی کلسیم، ۱۰۰ میلی‌لیتر نمونه آب در ۲ ارلن مایر ۲۵۰ میلی‌لیتر جداگانه ریخته شد، سپس ۲ میلی‌لیتر تامپون (pH=10) و ۲ میلی‌لیتر سود (۱ نرمال) به ترتیب برای تعیین سختی کل و کلسیم به آنها اضافه شد. برای

سنجش قلیابیت به روش تیتراسیون با اسیدسولفوریک ۰/۰۲ نرمال انجام شد.

به‌منظور تعیین غلظت فلزات سنگین، ابتدا نمونه‌های آب از فیلترسلولزی ۰/۴۵ میکرومتر عبور داده شدند. سپس برای جلوگیری از هرگونه آلودگی تا زمان آزمایش نمونه‌های فیلتر شده با اسیدنیتریک ۶۵٪ به pH=2 رسانده شد. برای تعیین فلزات سنگین، سدیم و پتاسیم از دستگاه جذب اتمی شعله، مدل (Thermo Model 97 GFS) استفاده شد. به‌منظور صحت‌سنجی دستگاه از نمونه استاندارد و نمونه مجهول برای هر عنصر در سه تکرار انجام گرفت که این دقت به‌طور میانگین بین ۹۰ تا ۹۵ درصد بود. تمام مواد آزمایشگاهی استفاده شده برای ارزیابی کیفیت آب‌زیرزمینی (Merk- Germany) بوده است.

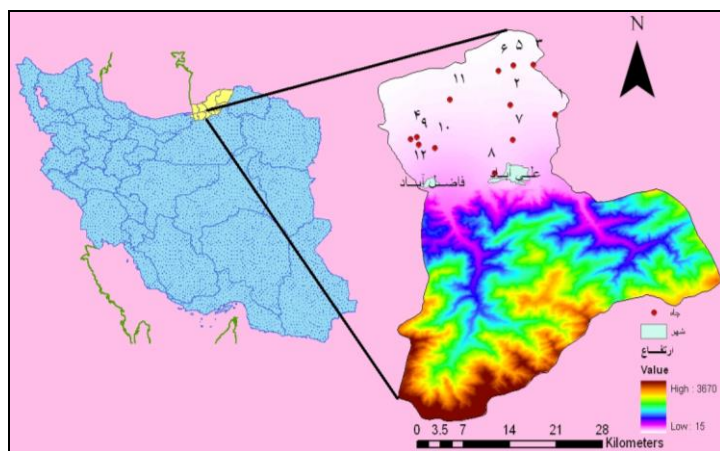
موقعیت منطقه مورد مطالعه

منطقه علی‌آبادکتول در حوزه گرگان‌رود قرار دارد و مساحتی در حدود ۱۲۰۰۰۰ هکتار از خاک استان را شامل می‌شود. منطقه مورد مطالعه در طول جغرافیایی ۵۴ درجه و ۵۲ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۵۴ دقیقه و ارتفاع ۱۴۰ متری از سطح دریا قرار دارد. اقلیم منطقه مانند سایر قسمت‌های کرانه دریای خزر، مشابه آب و هوای اروپای مرکزی و نسبتاً مدیترانه‌ای است. موقعیت جغرافیایی منطقه در شکل (۱) نشان داده شده است.

تعیین سختی کل، ۲ قطره معرف اریوکروم بلکتی به ظرف آب حاوی تامپون اضافه شد تا قرمز رنگ شود؛ سپس با EDTA (۱ نرمال) تیتراژ شد تا آبی‌رنگ شوند. برای تعیین سختی کلسیم، ۲ قطره معرف مورکسید به ظرف آب حاوی سود (۱ نرمال) اضافه شد تا از صورتی به ارغوانی رنگ درآید. در انتها با EDTA (۱ نرمال) تیتراژ تا ارغوانی‌رنگ شوند از مابه‌التفاوت سختی کل و سختی کلسیم، سختی منیزیم به‌دست آمد؛ همچنین مشخص شد تعیین غلظت سولفات از طریق وزن‌سنجی بوده است.

در تعیین غلظت نیتراژ، ابتدا نمونه‌های آب در مرحله نمونه‌برداری با اسیدسولفوریک (۲ میلی‌لیتر اسید به ازای ۱ لیتر نمونه آب) ثابت شدند. سپس نمونه‌ها را با سود خنثی کرده، و ۵ میلی‌لیتر از این نمونه‌ها به داخل لوله آزمایش ریخته شدند. در مرحله بعد به نمونه‌ها ۱ میلی‌لیتر کلریدسدیم و ۵ میلی‌لیتر اسیدسولفوریک (۴:۱) اضافه شد. بعد از سرد شدن، به آنها ۰/۲۵ میلی‌لیتر معرف بروسین اضافه شد. در انتها به نمونه‌ها ۲۰ دقیقه حرارت داده و پس از خنک‌شدن (۱۰ دقیقه) با دستگاه اسپکتروفوتومتر Biochrom مدل (Libra, S12) ساخت انگلستان در طول موج ۴۱۰ نانومتر قرائت شدند.

سنجش کلرید با روش یدومتری و تیتراژ نقره انجام شد. بدین ترتیب که ۱ میلی‌لیتر کرومات‌پتاسیم ۱۰ درصد به ۱۰۰ میلی‌لیتر نمونه آب اضافه شد تا رنگ نمونه زرد شود سپس نمونه‌ها با نیتراژ نقره تیتراژ شدند تا به رنگ قرمز آجری درآید.



شکل (۱): موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه

ترکیبات شیمیایی آب‌های زیرزمینی با کاتیون‌ها و آنیون‌های عمده از قبیل سدیم، پتاسیم، کلسیم، منیزیم، کربنات، بی‌کربنات،

یافته‌ها

معنی‌داری را در میزان بی‌کربنات نشان می‌دهد ($p < 0.01$)، که علت غالب بودن بی‌کربنات ممکن است در ارتباط با انحلال صخره سنگی کربناته منطقه باشد که مناسب‌ترین شرایط از نظر آب‌دهی است.

میزان نیترات در فصل بهار نسبت به فصل پاییز افزایش معنی‌داری نشان داد، که این امر می‌تواند ناشی از مصرف کودهای نیتروژن‌دار در فصل کشت، پایین‌بودن بازده آبیاری محصولات کشاورزی و آب‌شویی باشد (Reddy et al., 2009; Xiamomin et al., 2009; Krishna Kumar et al., 2009). استاندارد ملی حد مجاز نیترات را ۵۰ میلی‌گرم در لیتر اعلام کرده است، که میزان نیترات در این مطالعه به‌طور چشمگیری پایین است.

نتایج حاصل از تجزیه واریانس بین ایستگاه‌ها نشان‌دهنده تفاوت معنی‌داری در میزان Na و Cl است ($p < 0.01$). مقدار بالای این عناصر در شمال منطقه نسبت به سایر جهات می‌تواند ناشی از قدرت بالای تبخیر، وجود پهنه‌های نمکی در سطح دشت و حاصل فروشویی لایه‌های خاک باشد که طی آن نمک‌های کلردار خاک در آب مورد استفاده برای آبیاری مزارع حل شده و به آب‌زیرزمینی نفوذ می‌کند. البته نتایج کلرید و سدیم در مقایسه با استانداردهای ملی و جهانی به‌طور معنی‌داری پایین‌تر است. به‌هرحال محاسبه میانگین غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها در (جدول ۵) نشان می‌دهد که نمونه‌های آب این مطالعه در محدوده مجاز استاندارد ملی (۱۰۵۳) و (WHO, 1971) برای اهداف نوشیدن قرار دارند.

فلزات سنگین

فلزات سنگین از جمله مهمترین آلاینده‌های معدنی‌اند که در آب‌های زیرزمینی مشاهده می‌شوند. تا سال‌های اخیر توجه چندانی به آلاینده‌های معدنی نشده است. شاید علت اصلی این امر قدرت پاکسازی خاک از طریق جذب عناصر سنگین باشد. چون اکثر خاک‌ها دارای توان تبادل یونی هستند و قسمت اعظم آلاینده‌های معدنی قبل از اینکه وارد آب‌های زیرزمینی شوند با مینرال‌های رسی مانند کلریت، ایلیت، اکسیدهای آهن و منگنز و همچنین مواد آلی موجود، جذب بافت خاک می‌شوند (عابدی‌کوپایی و باقری، ۱۳۸۰). غلظت عناصر سنگین اندازه‌گیری شده در تمام نمونه‌های آب در ایستگاه‌های مختلف

کلرید، نیترات، نیتریت و سولفات مشخص می‌شوند. بیان آماری داده‌های کیفی روش مناسبی برای معرفی مشخصات کیفی کاتیون‌ها و آنیون‌های آبخوان‌ها است. در این بررسی مقایسه داده‌های کیفی نمونه‌های آب‌زیرزمینی دشت علی‌آبادکتول در دو دوره نمونه‌برداری با محاسبه مشخصه‌های آماری پایه صورت گرفته است. مشخصه‌های آماری محاسبه شده مربوط به داده‌های هیدروشیمی نمونه‌های آب‌زیرزمینی دشت علی‌آبادکتول در ایستگاه‌های مختلف در جداول (۱، ۲ و ۳) ارائه شده است.

خصوصیات هیدروشیمی نمونه‌ها

اختلاف درجه حرارت در منطقه مورد مطالعه از ۱۵/۹ تا ۲۶/۱ درجه سانتی‌گراد متغیر بود. رنگ برخی از نمونه‌های آب تاحدی کدر بود، که علت آن می‌تواند تا حدودی به‌دلیل وجود مواد معلق در آب‌های زیرزمینی باشد. کل مواد معلق در آب‌های زیرزمینی از ۳۴۲ تا ۹۲۰ با میانگین ۶۱۳/۷ میلی‌گرم در لیتر (جدول ۱ و ۲) متغیر است، که میزان آن از حد استاندارد ملی پایین‌تر و از استاندارد جهانی WHO بالاتر است. به‌عبارت دیگر نمونه‌های آب این مطالعه در حد مطلوب ($TDS < 1000 \text{ mg/L}$) است (Kumar, et al., 2009). pH آب‌های زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه در محدوده ۶/۹ - ۷/۸ با میانگین ۷/۴ است که در محدوده مجاز پیشنهادی با استاندارد ملی (۱۰۵۳) و (WHO, 1971) قرار دارد. میانگین هدایت‌الکتریکی برای فصول پاییز (۱۰۸۹/۷) (جدول ۱) و بهار (۹۴۸/۸) (جدول ۲) میکروموس بر سانتی‌متر بود.

یون‌های عمده شیمی

فراوانی غلظت عمده‌ترین کاتیون‌ها در نمونه‌های آب به‌ترتیب شامل $\text{Ca}^{2+} > \text{Na}^{+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^{+}$ است. غلظت کلسیم و منیزیم منطقه به ترتیب در محدوده ۴۳/۶ تا ۱۵۷/۱ و ۱۳/۹۲ تا ۷۰/۰۸ با میانگین ۹۲/۹۳ و ۳۶/۶۶ میلی‌گرم بر لیتر است که حداکثر میانگین این دو عنصر مربوط به چاه (W9) است (جدول ۱ و ۲). البته غلظت تقریباً بالای کلسیم، منیزیم در آب‌های زیرزمینی منطقه به‌دلیل ویژگی ساختاری زمین‌شناسی (مواد معدنی رسی مانند ایلیت و کلریت) می‌تواند باشد (Carrels, 1976). همچنین حداکثر غلظت آنیونی در هر دو فصل مربوط به بی‌کربنات بود. به‌طورکلی نتایج بین ایستگاهی تفاوت

فلزات سنگین در فصل پاییز نشان می‌دهد که روی فراوان‌ترین فلز و بعد از آن به ترتیب فلزات سرب، کروم و آرسنیک قرار می‌گیرند (روی < سرب < کروم < آرسنیک). در حالی که در فصل بهار این

در (جدول ۳) نشان داده شده است. غلظت سرب از ۳/۱۶ در فصل پاییز تا ۸/۰۶ میکروگرم در لیتر در فصل بهار متغیر است. میانگین آرسنیک بین ۰/۰۰ در فصل بهار تا ۲/۸۳ در فصل پاییز متغیر است، این میزان برای کروم و روی به ترتیب ۰/۷ تا ۳/۱ و ۱۸/۷ در نمونه‌ها نشان داده شد. فراوانی غلظت

جدول (۱): میانگین نتایج سنجش هیدروشیمی نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه علی‌آبادکتول در پاییز ۱۳۸۸ (غلظت همه عناصر بر حسب میلی‌گرم بر لیتر به استثناء pH: EC میکروموس بر سانتی‌متر، بی‌کربنات، میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم).

ایستگاه	pH	Na	K	Ca	Mg	TH	TDS	EC	Cl	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
W ₁	۷/۴±۰/۲	۶۶/۱±۰	۲/۷±۰/۵	۹۴/۲±۶/۵	۱۶/۴±۲/۲	۱۱۰/۸±۴/۷	۵۴۷±۴۰/۳	۹۱۳±۵۲/۸	۹۲/۸±۴/۱	۲۶۱±۸/۸	-/۰	۴/۷۳±۲/۷
W _۲	۷/۱±۰/۱	۷۶/۳±۲/۲	۲/۷±۰/۵	۸۳/۷±۵/۲	۳۸/۴±۲/۵	۱۲۱/۶±۲/۴	۵۵۳±۳۹/۶	۹۲۰±۴۸/۴	۹۱/۷±۳/۴	۲۹۷±۶/۵	-/۰	۵/۷۶±۲/۹
W _۳	۷/۲±۰	۱۰۵/۶±۲/۸	۱/۶±۰/۵	۴۹/۶±۷/۳	۲۵/۶±۱/۵	۷۵/۲±۴/۸	۵۴۷±۳۸/۴	۹۱۰±۴۷/۵	۷۱/۹±۴/۴	۲۹۲/۳±۸	-/۰	۴/۷۳±۲/۸
W _۴	۷/۲±۰/۱	۳۷/۲±۲/۷	۲/۶±۰/۵	۱۰۱/۸±۳/۷	۴۶/۷±۲/۶	۱۴۸/۵±۲/۴	۶۰۰±۲۳/۱	۹۹۷±۴۴/۲	۱۷/۵±۱/۲	۲۳۷/۶±۱۰/۵	-/۰	۶/۱۵±۲/۶
W _۵	۷/۳±۰/۱	۹۳/۳±۳/۱	۱/۹±۰	۶۲/۹±۲/۶	۳۰/۷±۰/۹	۹۳/۶±۲/۹	۶۱۳±۲۳	۱۰۲۰±۳۰/۸	۶۵/۶±۱/۵	۳۰۵±۱۰/۷	-/۰	۴/۷۵±۲/۹
W _۶	۷/۳±۰/۱	۱۰۱±۲/۵	۱/۳±۰/۵	۶۵±۳	۳۹/۸±۱/۶	۱۰۴/۹±۳/۹	۶۲۱±۳۴/۶	۱۰۲۶±۴۱/۴	۶۰/۹±۲/۵	۳۱۱/۳±۱۱/۶	-/۰	۴/۷۶±۲/۲
W _۷	۷/۱±۰/۲	۶۳/۷±۲/۱	۲/۷±۰/۵	۹۳/۶±۶/۵	۳۱/۶±۲/۱	۱۲۵/۲±۴/۳	۷۶۲±۴۰	۱۲۶۳±۵۴/۸	۹۳/۹±۰/۵	۳۰۰/۶±۱۲/۹	-/۰	۳/۶۲±۱/۶
W _۸	۷/۲±۰/۱	۱۶/۴±۰/۷	۱/۶±۰/۵	۹۲±۳/۶	۲۶/۸±۱/۷	۱۱۸/۸±۳	۴۴۷±۴۱/۳	۷۳۳±۵۱/۶	۱۸/۲±۲/۵	۳۲۹/۳±۴/۱	-/۰	۶±۱/۹
W _۹	۷/۰±۰/۱	۳۶/۶±۱/۹	۲/۹±۰	۱۵۲/۲±۴/۸	۶۷±۳/۶	۲۱۹/۳±۴/۱	۹۳۳±۴۴/۸	۱۵۵۳±۵۸/۳	۴۷/۵±۵/۵	۳۶۶±۱۱/۱	-/۰	۹/۹۴±۲/۵
W _{۱۰}	۷/۲±۰	۲۸/۹±۲/۹	۲/۷±۰/۵	۱۱۵/۲±۴/۲	۳۹/۷±۲/۴	۱۵۴/۴±۲/۳	۸۲۱±۳۴/۶	۱۳۳۷±۴۵/۹	۲۰/۹±۰	۲۸۲±۹/۵	-/۰	۴/۷۸±۱/۹
W _{۱۱}	۷/۲±۰/۱	۳۸/۷±۲/۸	۲/۶±۰/۵	۱۰۳/۷±۱/۶	۴۰/۷±۲/۱	۱۴۴±۰/۵	۸۰۲±۲۰	۱۳۳۰±۲۹/۳	۱۷/۴±۲/۲	۳۷۳±۱۰/۴	-/۰	۳/۵۲±۲/۲
W _{۱۲}	۷/۲±۰/۱	۳۳/۷±۲/۹	۲/۷±۰/۵	۱۰۴/۸±۶/۴	۴۰/۸±۲/۴	۱۳۵/۶±۴/۴	۶۲۳±۳۴/۶	۱۰۳۳±۴۲/۴	۱۷/۶±۰/۲	۲۳۴/۶±۱۰/۲	-/۰	۴/۸۶±۲/۱
میانگین کل	۷/۲±۰/۱۷	۵۲/۴±۳۲/۲	۲/۷±۰/۵۸	۹۳/۷±۲۷/۲	۳۶/۹±۱۲/۷	۱۳۰/۱±۳۶/۹	۶۵۵±۱۴۴/۷	۱۰۸۹/۷±۶۷/۴	۵۱/۴۴±۳۲/۳	۲۹۷/۱۶±۳۰/۱	-/۰±۰	۵/۷۳±۱/۹
Min	۶/۹	۱۶/۱	۰/۹۷	۴۴	۱۶/۳	۶۷/۶۸	۴۰۱	۶۶۰	۱۵/۲۶	۲۵۴	-/۰	۱/۰۸
Max	۷/۸	۱۱۰/۴	۲/۹۲	۱۵۷/۶	۷۰/۰	۲۲۵/۴	۱۰۱۲	۱۶۶۲	۹۶/۵	۳۷۸	-/۰	۱۴/۲
%CV	-/۰۲	-/۵۷	-/۳۷	-/۲۹	-/۳۴	-/۲۸	-/۲۲	-/۰۶	-/۶۲	-/۱۰	-/۰	-/۳۶
استاندارد ملی	۶/۵-۹	۴۰۰	-	۲۵۰	۱۵۰	۵۰۰	۱۵۰۰	۲۰۰۰	۴۰۰	-	-/۳	۵۰
استاندارد WHO	۶/۵-۸/۵	۲۰۰	۱۲	۷۵	۱۵۰	۱۰۰	۵۰۰	۱۵۰۰	۲۰۰	-	>/۱	۴۵

جدول (۲): میانگین نتایج سنجش هیدروشیمی نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه علی‌آبادکتول در بهار ۱۳۸۹ (غلظت همه عناصر بر حسب میلی‌گرم بر لیتر به استثناء pH: EC میکروموس بر سانتی‌متر، بی‌کربنات، میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم).

ایستگاه	pH	Na	K	Ca	Mg	TH	TDS	EC	Cl	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻
W ₁	۷/۵±۰/۱	۶۵±۱/۵	۲/۹±۰	۹۷±۲/۸	۱۶/۸±۰/۴	۱۱۲/۸±۳	۵۶±۲۰/۵	۹۳±۲۴/۳	۱۰۱±۲/۱	۲۴۹/۳±۲/۵	۹۷/۹±۱/۴	-/۰±۰	۱۱/۹±۱
W _۲	۷/۳±۰	۷۲/۴±۲/۵	۲/۲±۰/۵	۷۴/۶±۱/۷	۲۴/۵±۰/۴	۱۰۹/۲±۱/۸	۵۸±۲۰	۹۶±۳۳/۲	۸۲/۹±۱	۲۸۲/۶±۳/۵	۹۷/۴±۱/۷	-/۰±۰	۱۱/۸±۰/۱
W _۳	۷/۷±۰	۱۱۴/۳±۱	۱/۶±۰/۵	۴۶/۹±۲/۸	۲۶/۲±۱/۶	۷۳/۱±۴	۵۵±۲۷/۴	۹۲±۴۵/۵	۷۲/۲±۱/۶	۲۸۶±۳/۶	۷۷/۹±۲/۱	-/۰±۰	۱۱/۳±۱/۹
W _۴	۷/۵±۰/۱	۲۲/۸±۱/۲	۲/۲±۰/۵	۱۰۰/۸±۲/۴	۴۶±۰/۲	۱۴۶/۸±۲/۱	۵۵±۱۸/۸	۹۲±۳۱	۱۷/۲±۰/۲	۲۵۹±۳/۰	۶۵/۸±۲/۳	-/۰±۰	۱۲/۱±۰/۶
W _۵	۷/۷±۰	۷۹/۸±۳/۸	۱/۶±۰/۵	۶۲/۴±۲/۱	۲۴/۴±۰/۴	۸۶/۸±۲/۲	۵۵±۱۷/۷	۹۳±۲۹/۴	۶۲/۴±۱/۵	۲۸۷±۵/۲	۶۴/۳±۱/۹	-/۰±۰	۱۰/۲±۰/۶
W _۶	۷/۶±۰	۱۰۲±۲/۳	۱/۶±۰/۵	۶۰/۸±۲/۹	۳۴/۴±۱/۵	۹۵/۲±۴	۵۶±۲۰/۸	۹۳±۳۴/۷	۶۰/۴±۱/۶	۲۸۷/۲±۵/۱	۷۳/۷±۱/۵	-/۰±۰	۱۰/۲±۰/۵
W _۷	۷/۴±۰/۱	۶۱±۴/۷	۲/۲±۰/۵	۹۳/۳±۳/۱	۲۹/۹±۱/۵	۱۲۲/۲±۴/۱	۵۲±۲۰/۴	۸۷±۳۳/۸	۹۱/۱±۰/۶	۲۸۲/۶±۵/۱	۴۶/۸±۰/۹	-/۰±۰	۱۱/۳±۱/۳
W _۸	۷/۲±۰/۱	۱۷/۲±۰/۹	۱/۶±۰/۵	۹۴/۱±۱/۷	۲۷/۸±۰/۹	۱۲۱/۹±۲/۶	۳۲±۲۲/۸	۵۷±۳۳/۲	۲۱/۹±۱/۳	۳۱۲/۴±۳/۸	۴۵/۶±۲/۶	-/۰±۰	۱۴/۱±۲
W _۹	۷/۲±۰/۲	۳۴/۳±۲/۲	۲/۶±۰/۵	۱۵۶/۲±۱/۷	۶۹/۱±۱/۲	۲۲۵/۲±۲/۹	۹۲±۳۶/۵	۱۵۳±۶۱	۵۰/۶±۰/۵	۳۷۱/۳±۳/۷	۷۹±۷/۵	-/۰±۰	۱۵/۱±۱/۸
W _{۱۰}	۷/۴±۰	۲۲/۲±۱/۶	۲/۲±۰/۵	۱۱۲/۴±۱/۷	۴۱/۴±۱	۱۵۴/۷±۷/۳	۵۵±۱۲/۷	۹۲±۲۰/۹	۱۹/۶±۰/۵	۲۵۶±۳/۶	۱۸۸±۲/۹	-/۰±۰	۱۲/۳±۰/۸
W _{۱۱}	۷/۴±۰/۱	۳۷/۸±۱/۴	۲/۲±۰/۵	۱۰۵/۳±۲/۴	۴۴/۴±۰/۲	۱۴۹/۸±۲/۶	۵۸±۱۳/۶	۹۶±۲۲/۷	۱۷/۲±۰/۲	۲۵۹/۳±۳/۵	۱۴۳±۱/۴	-/۰±۰	۱۱/۹±۲/۱
W _{۱۲}	۷/۳±۰/۱	۲۲/۹±۱/۲	۱/۹±۰	۱۰۶/۶±۲/۸	۴۰/۹±۰/۵	۱۴۷/۶±۳/۲	۵۲±۳۱/۲	۸۹±۳۲/۵	۱۷/۹±۰/۵	۲۷۲/۳±۳/۲	۸۶±۱/۲	-/۰±۰	۱۲/۴±۰/۷
میانگین کل	۷/۴±۰/۱۲	۵۴/۵±۳۳/۲	۲/۱±۰/۵	۹۲/۶±۲۹/۱	۳۶/۳±۱۳	۱۲۸/۸±۴۰/۲	۵۷۲/۴±۱۳۴	۹۴۸/۷±۳۳/۵	۵۴/۳±۳۱/۳	۲۸۴/۸±۳۴/۳	۸۸/۲±۱۶/۵	-/۰±۰/۰۰۲	۱۲/۰±۱/۶
Min	۷/۰	۱۶/۵	-/۹۷	۴۳/۲	۱۳/۹	۶۸/۴	۳۲۱	۵۵۱	۱۷	۲۷۴	۳۳/۹	-/۰±۰	۹/۷
Max	۷/۸	۱۱۵/۴	۲/۹۲	۱۵۶/۸	۶۹/۶	۲۲۷/۶	۹۴۵	۱۵۷۵	۱۰۳/۳	۳۷۴	۱۹۲/۲	-/۰±۰	۱۶/۲
%CV	-/۰	-/۵۷	-/۲۷	-/۳۱۴	-/۲۵	-/۲۱	-/۲۳	-/۰۲	-/۵۷	-/۱۲	۲/۱۷	-/۲	-/۱۳
استاندارد ملی	۶/۵-۹	۴۰۰	-	۲۵۰	۱۵۰	۵۰۰	۱۵۰۰	۲۰۰۰	۴۰۰	-	۴۰۰	-/۳	۵۰
استاندارد WHO	۶/۵-۸/۵	۲۰۰	۱۲	۷۵	۱۵۰	۱۰۰	۵۰۰	۱۵۰۰	۲۰۰	-	۲۰۰	>/۱	۴۵

نسبت‌ها تغییر کرده و سرب فراوان‌ترین فلز و آرسنیک کمترین غلظت فلزات را به خود اختصاص داده‌اند (سرب < روی < کروم < آرسنیک).

نتایج حاصل از آزمون T-test نشان می‌دهد که اختلاف معنی‌داری بین فصول در میزان آرسنیک و روی وجود دارد (p < ۰/۰۵)؛ اما میزان همه عناصر Zn, Cr, Pb, As در مقایسه

جدول (۳): میانگین نتایج فلزات سنگین در پاییز ۱۳۸۸ و بهار ۱۳۸۹ (بر حسب میکروگرم بر لیتر)

ایستگاه	پاییز ۱۳۸۸				بهار ۱۳۸۹			
	Zn	Cr	Pb	As	Zn	Cr	Pb	As
W ₁	16/4±18/7	3/5±3/1	2/2±6/6	2/8±3/3	0±0	0/6±1/6	2/8±6/8	0±0
W ₅	11/7±14/7	1/8±1/6	1/7±6/6	0/4±0/4	0/2±9/8	0/6±0/7	4/2±4/8	2/2±1/2
W ₇	10/7±16/8	1/2±2/0	0/8±6/8	3/2±4/7	3/2±5/3	0/5±2/0	3/8±7/6	1/2±0/7
W ₈	10/1±11/4	0/4±3/5	1/3±3/1	1/7±1/5	1/9±10/3	0/5±2/9	2/2±4/4	1/2±1/4
W ₉	9/4±10/1	2/1±2/9	1/2±6/4	0/8±0/86	0±0	0/5±1/7	2±8/0	0/8±1/8
W ₁₁	9/8±14/7	2/1±2/3	2±6/9	1/9±2/8	2/9±4/5	3/7±5/1	2±7/8	1±0/6
میانگین کل	8/61±14/43	1/25±2/61	1/96±6/11	1/82±2/28	5/07±5/00	1/96±2/35	1/78±6/61	1/27±0/97
Min	0/00	0/1	1/9	0/00	0/00	0/00	0/00	0/00
Max	37	7/2	9/3	7/6	12/4	8	10	3/87
CV%	0/59	0/48	0/32	0/79	1/01	0/83	0/27	1/31
استاندارد ملی	15000	50	50	50	15000	50	50	50
استاندارد WHO	3000	5	10	10	3000	5	10	10

هیدروشیمیایی و مسیرهای تکامل ژئوشیمیایی تهیه می‌شوند. هر چند تعیین مسیرهای تکامل ژئوشیمیایی در آبخوان‌ها با استفاده از نمودار پایپر همانند اکثر مباحث مطالعات کیفی آب‌های زیرزمینی با قطعیت کامل همراه نیست (Stober and Bucher, 1999; Logan et al., 1999)، ولی با این حال از نمودار پایپر به منظور تعیین مسیرهای تکامل ژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی استفاده کرده‌اند. نمودار پایپر در فصول نمونه‌برداری نشان می‌دهد که خصوصیات شیمیایی نمونه‌ها آنیون‌غالب در منطقه اسیدضعیف بی‌کربنات (۶۰ تا ۸۰٪) و کاتیون قلیایی غالب کلسیم (۴۰ تا ۶۰٪) است. بنابراین آب‌های زیرزمینی منطقه دارای رخساره هیدروشیمی بی‌کربناته کلسیک (Ca-HCO_3) است (شکل ۲). برای طبقه‌بندی وضعیت شیمیایی منابع آب زیرزمینی منطقه، برای آبیاری از دیاگرام ویلکوکس، درصد سدیم (Eaton, 1950) و نسبت جذب سدیم (Richards, 1954) نیز استفاده شد. دیاگرام ویلکوکس نشان می‌دهد که چاه شماره W_3 در کلاس C_3S_4 قرار گرفته و دارای نامناسب‌ترین کیفیت آب برای آبیاری است و مصرف آب آن برای آبیاری اشکال دارد. در مقایسه چاه W_8 واقع در کلاس C_2S_1 بهترین کیفیت را برای آبیاری داراست (شکل ۳). به‌طور کلی، این نمودار نشان می‌دهد که سایر چاه‌های مورد مطالعه در محدوده شوری بالا (C_3) و قلیابیت پایین تا متوسط (S_1, S_2) قرار دارند و می‌توانند در اکثر

با استاندارد ملی و جهانی کمتر است (جدول ۴) و از این نظر مشکلی برای مصرف‌کنندگان وجود ندارد. به هر حال غلظت عناصر سنگین در ایستگاه‌های مختلف در زمان‌های متفاوت متغیر بوده است؛ اما اختلاف معنی‌داری بین ایستگاه‌ها وجود ندارد.

ضریب همبستگی

جدول (۴) ماتریس همبستگی مشخصه‌های مختلف نشان می‌دهد که بین pH با متغیرهای سدیم و نترات همبستگی مثبت و با متغیرهای کلسیم، منیزیم، بی‌کربنات و TDS همبستگی منفی وجود دارد. همچنین نتایج بیان می‌کند که سدیم همبستگی بالایی با کلرید و همبستگی منفی با کلسیم و منیزیم دارد. همچنین همبستگی منفی بین کلرید با کلسیم و منیزیم وجود دارد. نتایج همبستگی در مورد فلزات سنگین نشان می‌دهد که بین سرب با TDS همبستگی منفی و بین روی و آرسنیک همبستگی مثبتی وجود دارد. ارتباط ضعیفی بین pH و غلظت فلزات وجود دارد. چنین نتیجه‌ایی در آب‌های زیرزمینی کابونگ (Woo and Choi, 2001) و سنگان (Naserabadi et al., 2009) نیز مشاهده شده است.

کلاسه‌بندی آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

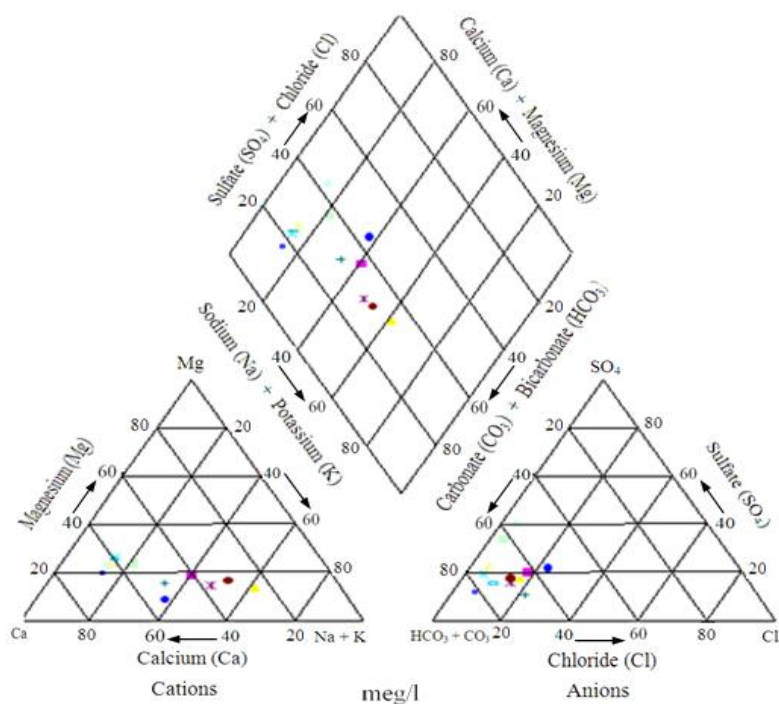
نمودارهای پایپر بیشتر برای تعیین نوع آب‌ها، رخساره‌های

جدول (۴): ضریب همبستگی بین مشخصه‌ها در سال ۱۳۸۸ تا ۱۳۸۹

مشخصه	pH	Na	Ca	Mg	HCO ₃	Cl	TDS	NO ₃	As	Pb	Zn
pH	1/00										
Na	0/30**	1/00									
Ca	-/44**	-0/76**	1/00								
Mg	-0/34**	-0/41**	0/7**	1/00							
HCO ₃	-0/42**	-0/00	0/32**	0/5**	1/00						
Cl	0/12	0/71**	-0/38**	-0/43**	0/03	1/00					
TDS	-0/39**	-0/1	0/57**	0/65**	/43** 0	0/03	1/00				
NO ₃	0/36**	-0/21	0/25*	0/22	0/04	0/08	-0/14	1/00			
As	0/09	0/29	-0/3	-0/23	0/06	0/19	-0/21	-0/27	1/00		
Pb	-0/18	0/1	-0/21	-0/25	-0/20	0/11	0/33*	0/34*	0/00	1/00	

Zn	0/01	0/16	-0/13	-0/02	-0/14	0/04	-0/11	-0/21	/42*	0/03	/00
						-			0	-	1

* ارتباط معنی داری در سطح ۵٪
** ارتباط معنی داری در سطح ۱٪



شکل (۲): نمودار پایپر ترکیبات شیمیایی آب‌های زیرزمینی

همچنان که در نمودار پایپر نشان داده شده است (شکل ۲)، در اکثر چاه‌ها اسیدهای قلیایی ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) بر اسیدهای قوی ($\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$) غالب است که ناشی از سنگ بستر آن است. با وجود رشد تصاعدی مصرف کودهای شیمیایی

خاک‌ها برای آبیاری همراه با خطرهای کم ناشی از مبادلات سدیم (Satyanarayanan, et al., 2007) استفاده شوند (شکل ۳). نتایج نسبت جذب سدیم و درصد سدیم نیز نشان می‌دهد که چاه W_3 برای آبیاری مناسب نیست (جدول ۵).

بحث و نتیجه‌گیری

جدول (۵): بررسی غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها بر حسب (mg/l)، نسبت جذب سدیم (SAR) و درصد سدیم بر حسب (meq/l) در فصول پاییز و بهار

بهار ۱۳۸۹				پاییز ۱۳۸۸				ایستگاه
SAR	%NA	آنیون	کاتیون	SAR	%NA	آنیون	کاتیون	
۸/۶۱	۳۷/۴	۴۶۰/۲	۱۸۱/۸	۸/۸۹	۳۸/۲	۳۵۹/۵	۱۷۹/۳	W ₁
۹/۹۳	۴۰/۹	۴۶۸/۲	۱۸۴/۹	۹/۷۹	۳۹/۳	۳۹۳/۹	۲۰۰/۲	W ₂
۱۸/۹	۶۱/۴	۴۴۷/۵	۱۸۹/۵	۱۷/۲۲	۵۸/۸	۳۶۶/۹	۱۸۲/۴	W ₃
۲/۶۶	۱۴/۶	۳۵۴/۲	۱۷۱/۹	۳/۱۵	۱۶/۷	۲۹۷/۲	۱۷۸/۴	W ₄
۱۲/۱	۴۸/۴	۴۲۵/۲	۱۶۸/۳	۱۳/۶	۵۰/۴	۳۷۵/۳	۱۸۸/۹	W ₅
۱۴/۸	۵۲/۳	۴۳۱/۸	۱۹۹/۶	۱۳/۹	۴۹/۴	۳۷۶/۵	۲۰۷/۲	W ₆
۷/۷۷	۳۳/۹	۴۳۲	۱۸۶/۵	۸/۰۵	۳۴/۵	۳۹۸/۲	۱۹۱/۳	W ₇
۲/۲۲	۱۳/۵	۳۹۴	۱۴۰/۹	۲/۱۳	۱۳/۲	۳۵۳/۵	۱۳۶/۹	W ₈
۳/۲۳	۱۴/۱	۵۱۶/۱	۲۶۲/۳	۳/۴۹	۱۵/۳	۴۲۳/۴	۲۵۸/۸	W ₉
۲/۶۳	۱۴/۱	۴۷۶	۱۸۰/۲	۳/۲۹	۱۶/۸	۳۰۷/۶	۱۸۵/۶	W ₁₀
۴/۳۷	۲۱/۱	۴۳۱/۸	۱۸۹/۹	۴/۵۶	۲۲/۳	۲۹۳/۹	۱۸۵/۳	W ₁₁
۲/۶۷	۱۴/۴	۳۸۸/۷	۱۷۲/۵	۲/۷۰	۱۴/۸	۲۹۷/۱	۱۷۰/۹	W ₁₂

آنیون‌ها اندازه‌گیری شده در چاه‌های مختلف در مقایسه با استاندارد ملی به‌طور کلی در هیچ کدام از زمان‌های مختلف از حد مجاز فراتر نیست و از نظر شرب مشکلی ندارند. که این موضوع در مورد فلزات سمی نیز صدق می‌کند.

از روش‌های پیشنهادی برای جلوگیری از آلودگی‌های آب‌های زیرزمینی دشت علی‌آبادکتول می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

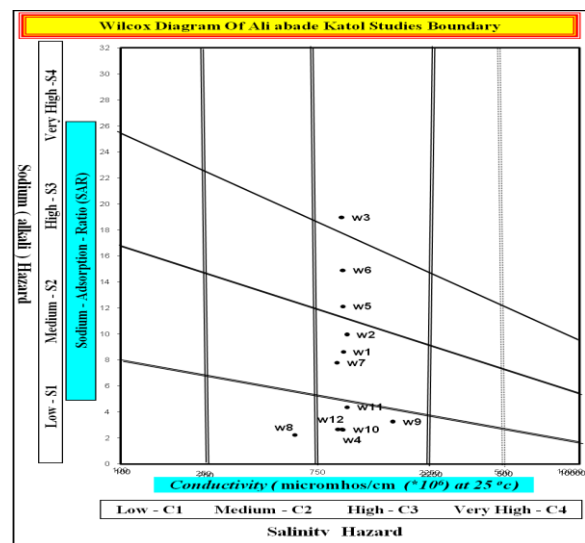
۱. با توجه به اهمیت آلودگی نیترات و سایر مشخصه‌های فیزیکی- شیمیایی پیشنهاد می‌شود غلظت مشخصه‌ها در آب‌های زیرزمینی به‌طور مداوم پایش شود.

۲. در مناطق کشاورزی، با دادن آگاهی به کشاورزان در زمینه آلودگی آب‌های زیرزمینی در اثر استفاده بیش از حد کودهای شیمیایی از آلوده شدن این منابع جلوگیری شود.

۳. با توجه به آلودگی آب‌های زیرزمینی پیشنهاد می‌شود که آلودگی آب‌های زیرزمینی به آفت‌کش‌ها با به‌ویژه در مناطق کشاورزی مورد بررسی قرار گیرد.

سیاسگزاری

بدین‌وسیله از شرکت آب و فاضلاب روستایی استان گلستان به دلیل تأمین بودجه و امکانات اجرایی این تحقیق تشکر و قدردانی می‌شود.



شکل (۳): نمودار ویلکوکس ایستگاه‌های نمونه برداری

شده در سال ۱۳۸۹-۱۳۸۸

در منطقه و همچنین افزایش برداشت از منابع آب زیرزمینی از نظر تعداد و دبی آب‌ها، خوشبختانه تاکنون کیفیت شیمیایی منابع آب‌های زیرزمینی دچار آلودگی نشده‌اند. (Peradeep et al., 2008) گزارش دادند که چاه‌های با عمق زیاد به دلیل تصفیه زمینی از نظر آشامیدنی مشکل (کاتیون‌ها و آنیون‌های) کمتری دارند. همان‌طور که جدول (۱ و ۲) نشان می‌دهد کاتیون‌ها و

فهرست منابع

- باقری، م. ۱۳۸۰. اثرات پساب و سیستم‌های آبیاری در برخی خواص فیزیکی، شیمیایی و آلودگی خاک تحت کشت چند محصول زراعی، پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۶۶ ص.
- پورمقدس، ح. ۱۳۸۱. بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه لنجان اصفهان، مجله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی دانشگاه علوم پزشکی تهران، دوره اول، شماره چهارم: ۳۲.
- عابدی کوپایی، ج. ۱۳۸۰. تاثیر لندفیل مشهد بر آلودگی منابع آب زیرزمینی، مجموعه مقالات چهارمین همایش کشوری بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی و خدمات درمانی شهید صدوقی یزد، جلد اول: ۹۷-۸۷.
- منزوی، م. ت. ۱۳۸۳. آبرسانی شهری، چاپ دوم، تهران، دانشگاه تهران.
- نانبخش، ح. ۱۳۸۱. بررسی کیفیت شیمیایی و میکروبی منابع آب زیرزمینی قابل شرب شهر ارومیه، مجله پزشکی ارومیه، سال سیزدهم، شماره اول: ۵۱-۴۰.
- هوارد پی. ۱۳۸۲. مهندسی محیط‌زیست، چاپ دوم، ترجمه محمدعلی کی نژاد و سیروس ابراهیمی، تبریز، سهند.
- Aksoy, A. O. & Scheytt, T. 2007. Assessment of groundwater pollution around Torbali, Izmir, Turkey. *Environmental Geology*, 53: 19- 25.
- American Public Health Association. 1998. Standard method for the examination of water and wastewater. 17th edn. (Washington, DC).
- Aravena, R.; Auge, M. & Bucich, N. 1999. Evaluation of the origin of groundwater nitrate in the city La Plata-Argentina, using isotope techniques. *Hydrogeology and Land Use Management*: 323- 327.
- Bhaskar, D.; Mohammad, M. R.; Bishwajit, N.; Arup, P.; Uttam, K. C.; Subhas, C. M.; Khitish, C. S.; Shyamapada, P.; Quazi, Q. & Diapankar, C. 2009. Groundwater arsenic contamination, its health effects and approach for mitigation in West Bengal, India and Bangladesh. *Journal of Water Quality, Exposure and Health*, 1: 5- 21.
- Carrels, R. M. 1976. A Survey of low temperature water mineral relations, in interpretation of environmental isotope and hydrogeochemical data in groundwater hydrology: Vienna. International Atomic Energy Agency, 65- 84.
- Eaton, F. M. 1950. Significance of carbonate in irrigation water, *Soil Sciences*, vol 69.
- El Khalil, H.; El Hamiani, O.; Bitton, G.; Ouazzani, N. & Boularbah, A. 2008. Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco, Monitoring metal content and toxicity of soil run off and groundwater. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136: 147- 160.
- Fialho, A.; Chambel, A. & Duque, J. 1999. Relation between geomorphology, land use and water management in the gneissic and migmatitic aquifer system of Evora (south Portugal). *Journal of Hydrology and Land Use Management*: 159- 163.
- Jiang, Y.; Yuan, D.; Xie, S.; Li, L.; Zhang, G. & He, R. 2006. Groundwater quality and land use changes in a typical karest agricultural regeion: a case study of Xiaojiang watershed, Yunnan. *Journal of Geographical sciences*, 16: 405- 414.
- Krishna Kumar, S.; Rammohan, V.; Dajkumar, S. J. & Jeevanandam, M. 2009. Asseessment of groundwater quality and hydrogeochemistry of Manimuktha River basin, Tamil Nadu, India. *Environmental Monitorinig and Assessment*, 159: 341- 351.

- Kumar, S.; Vishnu, P.; Shrestha, S.; Nakamura, T. & Kazama, F. 2009. Assessment of deep groundwater quality in Kathmandu Valley using multivariate statistical techniques. *Water Air Soil Pollution*, DOI:1007/s11270-009s-0249-8.
- Libra, R. D.; Hallberg, G. R. & Hoyer, B. E. 1986. Agricultural impacts on groundwater quality: the big spring basin study, Iowa. In: *Agricultural impacts on groundwater*, national water well association. Worthington OH: 253- 273.
- Libra, R. D.; Hallberg, G. R. & Hoyer, B. E. 1987. Impacts of agricultural chemicals on groundwater quality in Iowa. In: Fairchild D M (ed), *Groundwater quality and agricultural practices*. Chelsea: Lewis Publishers: 185- 217.
- Logan, W. S.; Auge, M. P. & Panarello, H. Q. 1999. Bicarbonate, sulfat, and chloride water in shallow, classic dominate coastal flow system, Argentina. *Groundwater*, 37: 287-295.
- Naserabadi, T.; Nabi Bidhendi, G. R.; Karbassi, A. R.; Hoveidi, H. I.; Nasrabadi, I.; Pezeshk, H. & Rashidinejad, F. 2009. Influence of sungun copper mine on groundwater quality, NW Iran. *Environmental Geology*, 58: 693- 700.
- Nikolaidis, C.; Mandalos, P. & Vantarakis, A. 2007. Impact of intensive agricultural practices on drinking water quality in the evros region (NE GREECE) by GIS analysis. *Environmental Monitoring and Assessment*, 143: 43- 50.
- Orhan, G.; Celalettin, S. & Altug, H. 2010. Arsenic pollution in the groundwater of Simav plain, Turkey. Its impact on water quality and human health. *Water Air Soil Pollution*, 205: 43- 62.
- Pradeep, K.; Naik Jives, A.; Tambe Biranchi, N.; Dehury Arun, N. & Tiwari. 2008. Impact of urbanization on the groundwater regime in a fast growing city in central India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 146: 339- 373.
- Reddy, A. G. S.; Niran Kumar, K.; Subba Rao, D. & Sambashiva, R. S. 2009. Assessment of nitrat contamination due to groundwater pollution in north eastern part of Anapapur Distric, A. P. India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148: 463- 476.
- Richards, L. A. 1954. *Diagnosis and improvement of saline alkali soils*. US Department of Agriculture, Hand Book 60, 160 pp.
- Satyanarayanan, M.; Balaram, V.; Al Hussin, M. S.; Al Jemali, M. A. R.; Rao, T. G.; Mathur, R.; Dasaram, B. & Ramesh, S. L. 2007. Assessment of groundwater quality in a structurally deformed granitic terrain in Hyderabad, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 131: 117-127.
- Stites, W. & Kraft, G. J. 2001. Groundwater quality beneath irrigated vegetable fields in a north- central U. S. sand plain. *Journal of Environmental Quality*, 29: 1509-1517.
- Stober, I. & Bucher, K. 1999. Deep groundwater in the crystalline basement of the Black Forest region. *Applied Geochemistry*, 14: 237- 254.
- Woo, N. C. & Choi, M. J. 2001. Arsenic and metal contamination of water resources from mining wastes in Korea. *Environmental Geology*, 40: 305- 311.
- Xiaomin, C.; Fei, W.; Can, C. & Kun, F. 2009. Seasonal changes in the concentration of nitrogen and phosphorus in farmland drainage and groundwater of the Taihu Lake region of China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 169: 159- 68.