



Identification of Factors Affecting Nitrate Contamination in Ardabil Plain Aquifer Using Statistical Methods

Mona Nemati Attar¹ | Mahmoud Mohammad Rezapour Tabari² |
Seyed Abbas Hosseini³ | Saman Javadi⁴

1. Department of Civil Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran. E-mail: mona.nemati@srbiau.ac.ir
2. Department of Civil Engineering, Faculty of Technology and Engineering, University of Mazandaran, Mazandaran, Iran. E-mail: mrtabari@umz.ac.ir
3. Corresponding Author, Department of Civil Engineering, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran. E-mail: abbas_hosseini@srbiau.ac.ir
4. Department of Irrigation and Drainage, College of Abouraihan, University of Tehran, Iran. E-mail: javadis@ut.ac.ir

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:

Received: 23 May 2022
Received in revised form:
14 July 2022
Accepted: 1 September 2022
Published online: 2 July 2023

Keywords:

Anthropogenic,
Principal factor analysis,
Clustering,
Geogenic,
Nitrate.

ABSTRACT

Nitrate is one of the pollutants that affects groundwater in most aquifers of the country. In order to investigate the behavior of hydrogeochemical parameters of groundwater in the Ardabil plain aquifer, the results of qualitative data of 139 wells that were measured in both wet and dry seasons during the water year 2012-2011 were used. Using XLSTAT software, contamination was identified and samples were classified using principal factor analysis (PCA) and hierarchical clustering (HCA). Factor analysis method led to the extraction of five factors affecting groundwater quality with a total variance of 68.09 percent. Also, the results of factor analysis showed that the first, fourth and fifth factors are due to geogenic processes and the second and third factors are due to anthropogenic processes. The results of the hierarchical clustering method divided the samples into three groups, each group having two subsets. The set related to cluster one is spread in the northern, eastern, southern and parts of the center, west by mix(agriculture-garden), medium pasture and dry farming as well as urban areas. The set of the second cluster is often spread in the central, western and urban areas of the aquifer, with mix(agriculture-garden) and residential areas. The set of third cluster has been expanded to southwestern and urban areas. Generally, the existence of dissolution and ion exchange processes on the one hand, as well as leaching of fertilizers and incomplete development of the sewage system in the aquifer on the other hand has provided the groundwater pollution.

Cite this article: Nemati Attar, M., Mohammad Rezapour Tabari, M., Hosseini, S. A., & Javadi, S. (2023). Identification of Factors Affecting Nitrate Contamination in Ardabil Plain Aquifer Using Statistical Methods. *Journal of Water and Irrigation Management*, 13 (2), 527-550. DOI: <https://doi.org/10.22059/jwim.2022.343545.995>





شناسایی عوامل مؤثر بر آلودگی نیترات آبخوان دشت اردبیل با استفاده از روش‌های آماری

مونا نعمتی عطار^۱ | محمود محمدرضا پورطبری^۲ | سید عباس حسینی^۳ | سامان جوادی^۴۱. گروه مهندسی عمران، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران. رایانامه: mona.nemati@srbiau.ac.ir۲. گروه مهندسی عمران، دانشکده مهندسی و فناوری، دانشگاه مازندران، مازندران، ایران. رایانامه: mrtabari@umz.ac.ir۳. نویسنده مسئول، گروه مهندسی عمران، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران. رایانامه: abbas_hoseyni@srbiau.ac.ir۴. دانشکده آبیاری و زهکشی، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، تهران، ایران. رایانامه: javadis@ut.ac.ir

اطلاعات مقاله

چکیده

نوع مقاله: مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۱/۰۳/۰۲

تاریخ بازنگری: ۱۴۰۱/۰۴/۲۳

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۱/۰۶/۱۰

تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۰۴/۱۱

کلیدواژه‌ها:

انسان‌زاد،

تحلیل عاملی،

خوشه‌بندی،

زمین‌زاد،

نیترات.

نیترات یکی از آلاینده‌هایی است که در بیش‌تر آبخوان‌های کشور، آب زیرزمینی را تحت تأثیر قرار داده است. به‌منظور بررسی رفتار پارامترهای هیدروژئوشیمیایی آب زیرزمینی آبخوان دشت اردبیل از نتایج داده‌های کیفی ۱۳۹ چاه که دارای اندازه‌گیری در دو فصل تر و خشک بودند طی سال آبی ۱۳۹۱-۱۳۹۰ استفاده شد. با استفاده از نرم‌افزار XLSTAT به شناسایی آلودگی و طبقه‌بندی نمونه‌ها به کمک روش تحلیل عاملی (PCA) و خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی (HCA) پرداخته شد. روش تحلیل عاملی منجر به استخراج پنج عامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی با مجموع واریانس ۶۸/۰۹ درصد شد. هم‌چنین نتایج تحلیل عاملی نشان داد که عامل‌های اول، چهارم و پنجم ناشی از فرایندهای زمین‌زاد و عامل‌های دوم و سوم ناشی از فرایندهای انسان‌زاد است. نتایج روش خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی نمونه‌ها را در سه گروه که هر گروه دارای دو زیرمجموعه می‌باشد قرار داد. نمونه‌های مربوط به خوشه یک در بخش‌های شمال، شرق، جنوب و قسمت‌هایی از مرکز، غرب با کاربری اراضی-باغی، مرتع متوسط و مناطق دارای کشت دیم و هم‌چنین مناطق شهری گسترده شده است. نمونه‌های خوشه دوم اغلب در محدوده مرکزی، غرب و مناطق شهری آبخوان گسترده شده است که از لحاظ کاربری اراضی در مناطق با کاربری زراعی-باغی و مسکونی گسترده شده است. نمونه‌های خوشه سوم در نواحی جنوب‌غربی و مناطق شهری گسترش یافته است. به‌طور کلی وجود فرایندهای انحلال و تبادل یونی از یک طرف و هم‌چنین آبشویی کودهای کشاورزی و توسعه ناقص سیستم فاضلاب در آبخوان از طرف دیگر زمینه را برای آلودگی آبخوان فراهم کرده است.

استناد: نعمتی عطار، مونا؛ محمد رضا پورطبری، محمود؛ حسینی، سید عباس و جوادی، سامان (۱۴۰۲). شناسایی عوامل مؤثر بر آلودگی نیترات آبخوان دشت اردبیل با استفاده از روش‌های آماری. *نشریه مدیریت آب و آبیاری*، ۱۳ (۲)، ۵۲۷-۵۵۰.

DOI: <https://doi.org/10.22059/jwim.2022.343545.995>

۱. مقدمه

در عصر حاضر با افزایش سرعت صنعتی‌شدن و رشد جمعیت، نگرانی‌ها بر سر کیفیت آب پیش از پیش احساس می‌شود (Boyd, 2019). جمعیت رو به رشد از یک طرف و توسعه فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی از طرف دیگر، تقاضا برای آب به‌ویژه آب زیرزمینی را افزایش داده است. آب زیرزمینی اغلب برای مقاصد مختلف استفاده می‌شود (به‌عنوان مثال برای مصرف شهری، صنعتی و آبیاری کشاورزی) و به‌طور مستقیم با سلامت و ایمنی جمعیت در ارتباط است. کیفیت آب زیرزمینی بستگی به آلودگی و مشخصات ژئوشیمیایی محیط پیرامونش دارد و ممکن است به‌علت شرایط پدیدار شده در منابع آب، رویدادهای هیدرولوژیکی و عوامل انسانی دچار تغییر شود (Vasanthavigar *et al.*, 1963). به همین دلیل پایش کیفی آب برای مدیریت آب زیرزمینی ضروری می‌باشد. یکی از کم‌هزینه‌ترین و ساده‌ترین اقدامات برای مدیریت منابع آب زیرزمینی پایش آن می‌باشد که در نتیجه این امر شناخت فرایندهای حاکم هیدروژئوشیمیایی در آبخوان مورد مطالعه قرار می‌گیرد (Adepelumi *et al.*, 2009). بنابراین لازم است ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی و جنبه‌های کیفی آب و وجود پارامترهای زیان‌آور و همچنین آلودگی‌هایی مانند نیترات در آن مورد توجه قرار گیرند. عمده منشأ ترکیبات حاوی نیترات در آب زیرزمینی معمولاً یا به‌عنوان واکنش‌گر شیمیایی و صنعتی در کودهای شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی می‌باشد و یا ناشی از نفوذ فاضلاب‌های شهری و صنعتی به داخل آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌باشد. اگرچه عوامل طبیعی از جمله تجزیه و فرسایش سنگ‌های بستر و نهشت‌های طبیعی دارای ترکیبات نیترات‌دار و نیز فرایندهای طبیعی نیتراتی‌شدن نیز می‌تواند بر تولید و افزایش نیترات در آب زیرزمینی تأثیرگذار باشد که در هر صورت نسبت به عوامل انسانی بسیار ناچیز می‌باشد (WHO, 2017; Mahmoodi Nezhad, 2012). به‌طور کلی مقادیر بالای نیترات می‌تواند تأثیرات نامطلوبی نه‌تنها در منابع آب و سلامت انسان‌ها بلکه در اکوسیستم اطراف نیز داشته باشد. مدیریت و پایش مناسب این ماده شیمیایی در احجام بالای آب زیرزمینی برای کاهش مضرات و تأثیر نامناسب بر اکوسیستم آبی بی‌تردید ضرورت انکارناپذیری به‌شمار می‌رود. اغلب استانداردهای مختلفی برای تعیین بالاترین حد مجاز میزان نیترات در آب زیرزمینی وجود دارد که از آن جمله می‌توان به استانداردهای سازمان بهداشت جهانی، اروپایی، سازمان جهانی حفاظت محیط زیست اشاره کرد، اما مطابق استاندارد آب شرب ایران در صورتی که میزان غلظت نیترات در آب زیرزمینی از ۵۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش یابد، آبخوان آلوده در نظر گرفته می‌شود (EPA, 2006; IDWS, 2010; WHO, 2017).

استفاده از ابزارهای مختلفی مانند روش‌های گرافیکی از جمله رسم دیاگرام‌های دوروی بسط داده‌شده، پلات گیس، نمودار پایپر^۱ و استیف و همچنین استفاده از روش‌های گرافیکی در کنار روش‌های آماری مانند کریجینگ^۲ و کوکریجینگ^۳ (Alami *et al.*, 2016; Nadiri *et al.*, 2013) و یا روش‌های آماری (آمار توصیفی، تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی و تجزیه و تحلیل خوشه‌ای (Nag *et al.*, 2014) می‌تواند به‌عنوان ابزار قدرتمند طبقه‌بندی و تقسیم‌بندی نمونه‌های آب از نقطه نظر هیدروشیمیایی و توصیف عوامل ایجادکننده و سرمنشأ آلودگی‌هایی مانند نیترات به‌حساب آید. با وجود محبوبیت استفاده از روش‌های گرافیکی در شناسایی منشأ آلودگی آب‌های زیرزمینی غالباً این روش‌ها برای تفسیر پارامترهایی مانند نیترات، آرسینیک و سیلیس نمی‌توانند مورد استفاده قرار گیرند (Dalton, 1978; Oudouris *et al.*, 2000; Akbari *et al.*, 2022). در حالی که روش‌های آماری چندمتغیره می‌توانند با تعیین روابط همبستگی بین پارامترهای مختلف کیفی، ابزار مناسبی در تعیین منشأ آلاینده‌هایی مانند نیترات به‌شمار روند. لذا روش‌های آماری چندمتغیره مانند تحلیل عامل اصلی^۴ (PCA) و آنالیز خوشه‌ای سلسله مراتبی^۵ (HCA) قادر به حذف محدودیت‌های روش‌های گرافیکی در روند پیش‌بینی منشأ آلاینده نیترات می‌باشند.

در مقاله‌ای (Nadiri et al., 2016) به منظور بررسی هیدروژئولوژی و هیدروژئوشیمیایی منابع آب زیرزمینی آبخوان دشت هرزندات از تکنیک‌های آماری چندمتغیره در کنار روش‌های گرافیکی استفاده شد و در نهایت با استفاده از روش تحلیل عاملی، عوامل مؤثر بر هیدروشیمی آبخوان مورد مطالعه، شناسایی شدند (Nadiri et al., 2016). Everest et al. (2019) در مطالعه‌ای از آنالیز خوشه‌ای به منظور تعیین منشأ و خواص فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های آب زیرزمینی استفاده کردند. نتایج تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی (HCA) و غیر سلسله مراتبی (K-means) بر روی ۳۷ نمونه از چاه‌ها، پنج خوشه مجزا را نشان داده و رخساره‌های آب در هر خوشه با استفاده از نمودار پایپر مشخص شد و با استفاده از زمین‌شناسی منطقه، منشأ آن‌ها شناسایی شد (Everest et al., 2019). Ebrahimi Varzane et al. (2019) در پژوهشی با استفاده از تحلیل خوشه‌ای، ارتباط آب‌های سطحی و زیرزمینی در بخش غربی دشت دزفول-اندیشک را بررسی کردند. در این مطالعه از پارامترهای کیفی ۳۷ چاه آب زیرزمینی و سه ایستگاه هیدرومتری مربوط به سه رودخانه (شاوور، دز و کرخه) در سه دوره آماری نرمال، خشک و ترسالی استفاده شد، پارامترهای مورد بررسی EC، کاتیون‌های اصلی (Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، Na^+ ، K^+) و آنیون‌های اصلی (Cl^- ، HCO_3^- ، SO_4^{2-}) می‌باشند. با استفاده از تحلیل خوشه‌ای شباهت بین ایستگاه‌ها تعیین شد و در ادامه با نمونه‌برداری از رودخانه‌ها این نتیجه حاصل شد که نمونه آب زیرزمینی آبخوان ساحل راست دز و نمونه آب رودخانه شاوور و دز به لحاظ پارامتر کیفی شباهت بالایی دارند و کم‌ترین شباهت در ایستگاه کرخه و چاه‌های اطراف آن می‌باشد. در ادامه براساس نتایج تحلیل خوشه‌ای سه گروه متمایز برای مناطق مختلف دشت استخراج شد و شباهت منابع آب سطحی و زیرزمینی به دست آمد (Ebrahimi Varzane et al., 2019). Nguyen et al. (2020) در مطالعه‌ای با استفاده از دو روش ترکیبی تحلیل عامل اصلی-تحلیل عاملی (PCA/FA) به ارزیابی کیفیت تخصیص منابع آلاینده و اثرات فعالیت‌های انسان‌زاد در آب‌های زیرزمینی شهر چی‌مین، ویتنام با نمونه‌هایی از سال‌های ۲۰۱۵ و ۲۰۱۹ پرداختند. نتایج مطالعات نشان داد که ۹۹ درصد چاه‌ها pH کمتر از حد مجاز داشتند و ۲۹، ۲۰، ۱۵ و ۱۴ درصد چاه‌ها به ترتیب دارای غلظت NH_4^+ ، Fe، COD و کلیفرم بیش‌تر از حد مجاز بودند. روش پیشنهادی نشان داد که سه منبع آلودگی آب زیرزمینی به ترتیب اهمیت شامل فعالیت‌های کشاورزی، شهری و صنعتی بوده و منشأ آلودگی‌ها انسان‌زاد می‌باشد.

طی سال‌های اخیر مقالات مختلفی از وضعیت هیدروشیمیایی دشت اردبیل گزارش شده است. از آن جمله می‌توان پژوهش انجام‌یافته با آزمون ناپارامتری اسپیرمن که بر روی متغیرهای هیدروشیمیایی مانند سختی کل، هدایت الکتریکی، سدیم، سولفات، درصد سدیم، منیزیم، TDS، SAR، کلسیم، پتاسیم، کلر، بی‌کربنات انجام یافته و نشان داد که روند تغییرات غلظت تمام متغیرهای کیفی در ایستگاه‌ها افزایشی بوده و کیفیت آب زیرزمینی دشت اردبیل دارای افت شدیدی می‌باشد (Daneshvar et al., 2013). پژوهش انجام‌یافته در زمینه خوشه‌بندی در دشت اردبیل که توسط Alami et al. (2016) با استفاده از ابزار زمین‌آمار یا کوکریجینگ و نقشه‌های خودسازمانده به ترتیب به عنوان تخمین‌گر مکانی و خوشه‌بندی در کنار مدل شبکه عصبی-فازی انفیس برای پیش‌بینی زمانی پارامترهای کیفی هدایت الکتریکی و مقدار کل جامدات محلول در آب زیرزمینی دشت اردبیل انجام شد. هم‌چنین در ادامه اثر خوشه‌بندی مکانی در پیش‌بینی زمانی هدایت الکتریکی و مقدار کل جامدات محلول بررسی شد. در این پژوهش از سه گام مختلف برای پیش‌بینی پارامترهای کیفی هدایت الکتریکی و مقدار کل جامدات محلول استفاده شد. در گام اول مقدار متغیرهای کیفی در محل پیژومترها با استفاده از روش کوکریجینگ تخمین زده شد. در گام دوم پیژومترها با استفاده از روش نقشه‌های خودسازمانده، از نظر مکانی خوشه‌بندی شدند و در گام نهایی با استفاده از ابزار انفیس، مقدار پارامترهای کیفی در پیژومتر مرکزی هر خوشه برای یک گام زمانی جلوتر پیش‌بینی شد (Alami et al., 2016) و یا در پژوهشی Kord et al.

(2014) به منظور ارزیابی کیفیت آب آشامیدنی و طبقه‌بندی آب مصرفی در آبخوان دشت اردبیل از داده‌های ۵۸ حلقه چاه استفاده کردند. با استفاده از روش‌های افتباس شده بر پایه کربجینگ و منطق فازی، توزیع هر پارامتر کیفی تخمین زده شد. برای ارزیابی آب آشامیدنی از استانداردهای مختلفی بهره گرفته شد. خروجی‌های درون‌یابی به‌عنوان ورودی خوشه‌بندی - طبقه‌بندی فازی^۶ (FCM) مورد استفاده قرار گرفت و در نهایت در این مقاله طبقه‌بندی آب آشامیدنی به‌عنوان طبقه‌بندی فازی نمایش داده شد (Kord et al., 2014).

اگرچه نتیجه پژوهش‌های انجام‌یافته در دشت اردبیل نشان می‌دهد کیفیت آب زیرزمینی این دشت مطلوب نبوده و آلودگی پیشرونده آب زیرزمینی در صورت عدم توجه، به معضل محیط‌زیستی مبدل خواهد شد. با این وجود مطالعه جامعی که با استفاده از روش‌های آماری و اولویت قراردادن پارامتر نیترات به شناسایی منشأ آلودگی و همچنین طبقه‌بندی و تقسیم‌بندی نمونه‌های آب از نقطه‌نظر هیدروشیمیایی پرداخته شده باشد، مشاهده نشده است. همان‌طور که ذکر شد یکی از ابتدایی‌ترین اقدامات پایش کیفی آب زیرزمینی، شناسایی نوع آلودگی و منشأ ایجادکننده آن می‌باشد تا با أخذ تدابیر ویژه در پیشروی آلاینده به تصمیم‌گیران کمک نمود. لذا در این پژوهش با توجه به اهمیت جلوگیری از انتشار پیشرونده آلودگی آبخوان و کارایی روش‌های تحلیل عامل اصلی (PCA) و تحلیل سلسله‌مراتبی (HCA) در تجزیه و تحلیل پارامتر نیترات در آبخوان دشت اردبیل به تعیین منشأ انسان‌زاد و زمین‌زاد این آلاینده خواهیم پرداخت

یکی از مشکلات اولیه که در حین استفاده از مجموعه داده‌های بزرگ و پیچیده رخ می‌دهد، تفسیرپذیری آن است. نتایج به‌دست‌آمده از کاربرد ابزارهای مختلف آماری برای استخراج اطلاعات ارزشمند از مجموعه داده‌ها می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. روش‌های آماری چندمتغیره به‌ویژه خوشه‌بندی و تحلیل عاملی می‌تواند ابزاری جهت به‌دست‌آوردن اطلاعات از مجموعه داده‌های موجود بدون نقصان در اطلاعات باشد. روش‌های آماری متفاوتی برای تفسیر منابع آب وجود دارد. تجزیه و تحلیل خوشه‌بندی تکنیک آماری است که برای شناسایی گروه‌ها یا خوشه‌های مشابه را براساس شباهت‌های موجود در هر کلاس و یا عدم شباهت‌های بین کلاس‌های مختلف، به گروه‌ها و یا خوشه‌های کوچک‌تر تقسیم می‌کند (Kannel et al., 2007). بنابراین میزان هماهنگی و تشابه در داخل یک گروه از میزان تشابه بین گروه‌های مختلف بیش‌تر است. تحلیل‌های خوشه‌بندی یکی از روش‌های چندمتغیره آنالیز داده است که در آن دسته‌ای از اشیا را به داخل خوشه‌هایی که دارای شباهت‌هایی در اندازه‌گیری، فاصله و خصوصیات هستند، گروه‌بندی می‌کند (Driver et al., 1932). تحلیل عاملی روش آماری چندمتغیره است با استفاده از آرایش مجدد، پارامترهای اصلی را به عامل‌های کم‌تر کاهش داده و این عوامل کم‌تر برای تهیه بهترین الگوی بارگذاری تفسیرشده، مورد استفاده قرار می‌گیرد. مقادیر ویژه^۷ سهم هر عامل را از واریانس کل نشان می‌دهند، عامل‌ها براساس تحلیل مقادیر ویژه ماتریس همبستگی تهیه می‌شوند و عامل‌های بارگذاری شده^۸ و وزن عامل‌ها^۹ اندازه‌گیری‌های اصلی تحلیل عاملی می‌باشند. به‌طورکلی تحلیل عاملی روش آماری چندمتغیره‌ای است که هدف آن ساده‌کردن مجموعه‌های پیچیده بوده و یا شناخت سازوکارهای مؤثر می‌باشد و در تشخیص مجموعه شرایط هیدروژئولوژیکی و هیدروژئوشیمیایی تأثیرگذار در کیفیت آب زیرزمینی مورد استفاده قرار می‌گیرد. از این روش در تعیین سهم هر یک از عوامل و شرایط مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی استفاده می‌شود (Gharah mahmoudlou et al., 2007). یکی دیگر از روش‌ها نیز، تحلیل خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی (HCA) می‌باشد. HCA طبقه‌بندی چندمتغیره است که برای گروه‌بندی‌های طبیعی مورد استفاده قرار می‌گیرد. روش تحلیل خوشه‌ای ترکیبی از چند الگوریتم طبقه‌بندی متفاوت می‌باشد که هدف آن اتصال متغیرها در داخل خوشه‌های بزرگ‌تر است. تحلیل خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی (HCA) متغیرها یا پارامترها را بسته به شباهت‌های آن‌ها و یا

واریانس دسته‌بندی می‌کند در حالی که تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) (بخشی از تحلیل عامل) ابعاد مجموعه داده‌ها و وزن اختصاص یافته را کاهش می‌دهد (با عنوان بار عاملی و یا درجه جزء نامیده می‌شود) (Dash *et al.*, 2021). همان‌طور که ذکر شد، با وجود گزارش‌های متعدد در خصوص افت پیشرونده کیفیت آب زیرزمینی دشت اردبیل در طی سال‌ها و استفاده از روش‌های تکراری زمین‌آمار و گرافیکی در خصوص آلودگی آبخوان دشت اردبیل با پارامترهای هیدروشیمیایی به‌غیر از نیترات، مطالعه‌ای با محوریت پارامتر نیترات که به‌صورت جامع، منشأ و عوامل ایجادکننده این آلودگی را به‌صورت ریشه‌ای و با روش‌های آماری، با وجود محدودیت روش‌های گرافیکی، مورد بحث قرار داده باشد، در این آبخوان مشاهده نشده است. موارد انجام‌یافته نیز اغلب با روش‌های متداول به نتایج پژوهشی متفاوتی با این پژوهش ختم شده‌اند. با توجه به توسعه روزافزون فعالیت‌های کشاورزی حاکم بر منطقه مورد مطالعه و حساسیت محیط‌زیستی و تهدید سلامت انسانی توسط این آلاینده، تفکیک عوامل ایجادکننده و تأثیرگذار روی منشأ نیترات و ارتباط آن با سایر پارامترها می‌تواند نخستین گام در پایش کیفی آب زیرزمینی آبخوان آلوده باشد که با حذف روش‌های دارای محدودیت پارامتری و استفاده از روش‌های آماری کارآمد می‌تواند به‌عنوان روشی کم‌هزینه و با صرف اندک زمان به نمایش نتایج به‌دست‌آمده و رساندن مفهوم آلودگی به سیاست‌گذاران به‌شمار آید. لذا در این پژوهش کیفیت شیمیایی و هیدروژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی آبخوان دشت اردبیل از لحاظ آلودگی نیترات مورد بررسی و تفسیر کارشناسانه قرار گرفته است. به‌طور کلی با کمک روش‌های تحلیل آماری شامل تحلیل مؤلفه‌های اصلی (PCA) و تحلیل خوشه‌ای سلسله مراتبی (HCA) در کنار هم و به‌جهت اطمینان بیشتر و با استفاده از نرم‌افزار XLSTAT (نسخه ۲۰۱۶) ابتدا جدول همبستگی برای ۱۷ پارامتر که شامل یون‌های کلیفرم مدفوعی، کلراید، فلوراید، سولفات، بی‌کربنات، نیترات، فسفات، EC، pH، DO، BOD، COD، کلسیم، منیزیم، فسفات و سدیم بررسی شده و ارتباط سایر پارامترهای شیمیایی با نیترات به‌دست آمده و عوامل اصلی تأثیرگذار بر توزیع نیترات در آبخوان دشت اردبیل شناسایی شده است. ارائه گزارش جامع و کامل از روند آلودگی نیترات در آبخوان تحت مطالعه و تفسیر نتایج به‌دست‌آمده از روش‌های تحلیل آماری و نمایش و تفسیر روابط همبستگی حاکم بین آلاینده نیترات و طیف وسیعی از پارامترهای هیدروشیمیایی از نقاط قوت این پژوهش به‌شمار می‌رود.

۲. مواد و روش‌ها

۲-۱. محدوده مورد مطالعه

دشت اردبیل با مساحتی برابر با ۱۰۷۴ کیلومتر مربع و آبخوان آن با مساحت ۹۲۱،۵۴ کیلومتر مربع در شمال غرب ایران واقع شده است (شکل ۱). از منظر توپوگرافی اطراف منطقه، کوهستانی بوده و قسمت‌های مرکزی دشت آبرفتی می‌باشد. قله سبلان با ارتفاعی برابر ۴۸۱۰ متر از سطح دریا بیش‌ترین ارتفاع و ناحیه خروجی دشت با ارتفاع ۱۱۷۰ متر از سطح دریا دارای کم‌ترین ارتفاع می‌باشد (Kord, 2014). به‌طور کلی ضخامت رسوبات آبخوان دشت اردبیل از ۱۰ متر تا ۱۸۰ متر متغیر می‌باشد (Ardabil Regional Water Authority, 2013).

منطقه مورد مطالعه شامل آبخوان دشت اردبیل می‌باشد. شهرستان اردبیل در بخش باختری رشته‌کوه‌های البرز واقع شده و طبق تقسیم‌بندی زمین‌شناسی ایران بخشی از واحد زمین‌ساختی البرز غربی- آذربایجان به‌شمار می‌آید (Darvishzadeh, 2018).

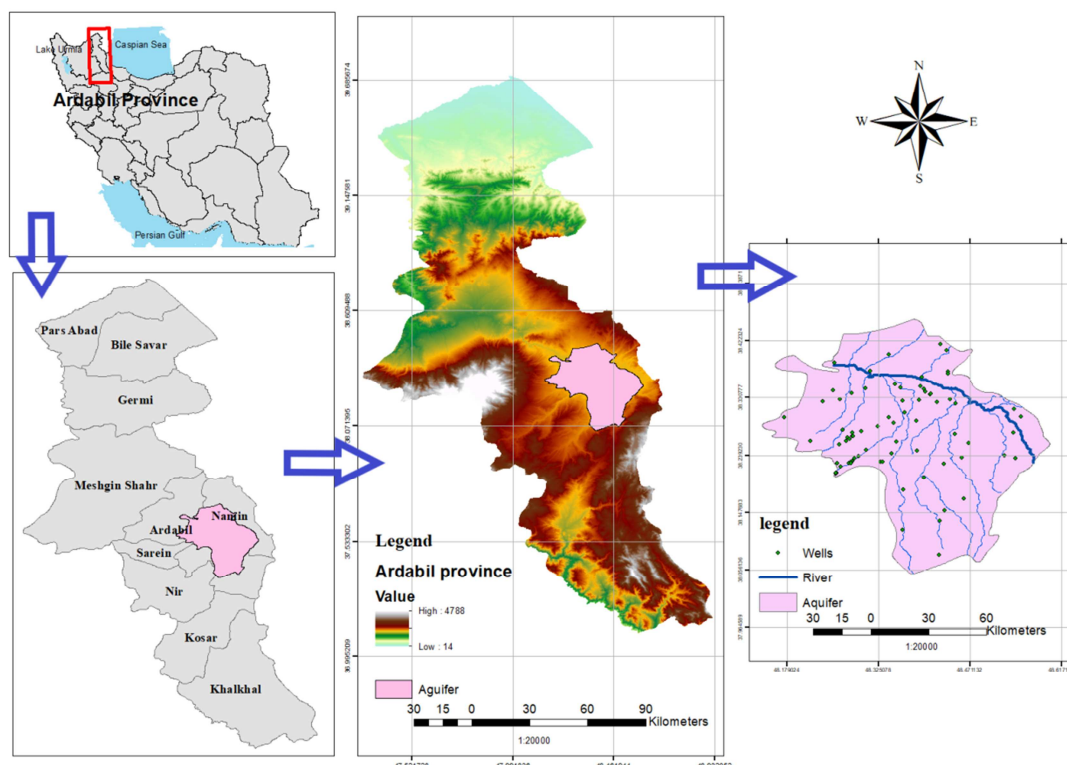


Figure 1. Geographical location of the study area

این آبخوان را می‌توان به صورت حوضه بسته‌ای که از رسوبات آبرفتی انباشته شده و به صورت کاسه‌ای در میان ارتفاعات سبلان، تالش و بزقوش واقع شده در نظر گرفت. این آبخوان در قسمت اعظم دشت، از یک لایه آبدار سطحی آزاد و چند لایه آبدار نیمه‌تحت فشار تشکیل شده است. به علت تنوع لایه‌ها و تغییرات نوع آن در نواحی مختلف، آبخوان دشت اردبیل، یک آبخوان آزاد به حساب می‌آید، چرا که ارتباط جانبی کامل بخش‌های مختلف آن در سراسر دشت وجود دارد و تنها مرز بالای آن در برخی نواحی محصور شده است. در بخش‌های مرکزی دشت شواهدی از حالت تحت فشار را نشان می‌دهد. لایه‌های با نفوذپذیری بالای این آبخوان با یکدیگر به صورت جانبی در ارتباط بوده و دارای ارتباط هیدرولیکی با همدیگر می‌باشند. لذا می‌توان مجموعه این لایه‌ها را از نظر بهره‌برداری به صورت یک آبخوان آزاد در نظر گرفت. همان‌طور که اشاره شد از نظر آب‌های زیرزمینی، دشت اردبیل دارای دو آبخوان می‌باشد که یکی تا اعماق ۲۰ الی ۱۰۰ متری در محل‌های مختلف گسترش دارد و دیگری از عمق حدود ۱۰۰ تا ۱۳۰ متری شروع شده تا حدود ۲۰۰ متر ادامه پیدا می‌کند.

موقعیت جغرافیایی و فراوانی بارش، خاک مرغوب و دارابودن منابع فراوان آب زیرزمینی این منطقه را بستر مناسبی برای فعالیت‌های کشاورزی و دامپروری نموده است، اما به دلیل افزایش جمعیت و تمرکز فعالیت‌های کشاورزی در محدوده مورد نظر، افزایش مصرف آب را به دنبال داشته است که در نتیجه آن تعداد زیادی چاه‌های مجاز و غیرمجاز در محدوده آبخوان حفر شده است. با استناد به نتایج به دست آمده از هیدروگراف ۴۴ ساله دشت (شکل ۲) در مجموع ۱۱/۲۹ متر یعنی به طور متوسط سالانه ۰/۲۶ متر در سطح آب زیرزمینی دشت افت ایجاد شده است. بررسی‌های اولیه نشان می‌دهد که از سال ۱۳۵۰ تا ۱۳۶۳ افت آن چنانی در آبخوان مشاهده نمی‌شود. که علت اصلی آن تعادل نسبی بین

تخلیه و تغذیه از آبخوان بوده است. اما از سال ۱۳۶۳ تا پایان سال ۱۳۹۴ به مدت ۳۱ سال با گسترش حفر چاه‌های بهره‌برداری روند افت در دشت آغاز شده و شدت پیدا کرده است. افت مربوط به این سال‌ها به‌طور متوسط ۰/۳۷ متر در سال بوده است که این مقدار تأثیر قابل ملاحظه‌ای در وضعیت کمی و کیفی آبخوان ایجاد کرده است. در سال‌های اخیر به دلیل برداشت بی‌رویه آب زیرزمینی، سطح آب در دشت کاهش یافته است. با صرف نظر کردن از فراز و فرودهای فصلی، هیدروگراف دارای روند نزولی بوده و این دشت دارای افت مستمر سطح آب زیرزمینی می‌باشد. به طوری که جهت جلوگیری از روند نزولی شدید افت سطح آب زیرزمینی دشت از سال ۱۳۶۸ توسعه بهره‌برداری از آبخوان دشت اردبیل، از طرف وزارت نیرو ممنوعه اعلام شده است (Ardabil Regional Water Authority, 2013).

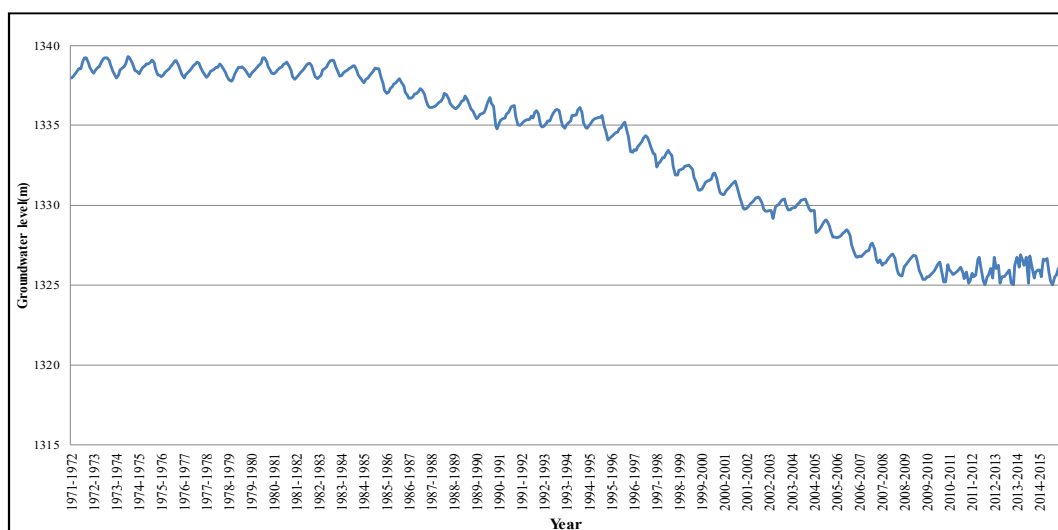


Figure 2. Groundwater level hydrograph of Ardabil aquifer (Ardabil Regional Water Authority, 2013)

براساس گزارش‌های سازمان آب منطقه‌ای اردبیل، میانگین مصرف آب در بخش‌های شرب، صنعت و کشاورزی در دشت اردبیل به ترتیب در حدود ۲۶، چهار و ۱۷۷ میلیون مترمکعب در سال می‌باشد که میزان کل تقاضای آب توسط منابع آب زیرزمینی و چند درصد باقی مانده، از آب سطحی تأمین می‌شود. ۳۱۵۲ چاه بهره‌برداری، ۳۶ قنات و ۷۷ چشمه در این دشت فعال می‌باشند. در محدوده مورد پژوهش، ۲۳۰۷ چاه بهره‌برداری مجاز و فعال، دو چشمه، ۱۳ رشته قنات از منابع آب زیرزمینی بهره‌برداری به عمل می‌آورند.

به منظور بررسی توزیع نترات در سطح آبخوان از داده‌های ۶۳ چاه برای فصل خشک و ۷۶ چاه برای فصل مرطوب در سال ۱۳۹۰-۱۳۹۱ استفاده شده است (شکل ۳). لازم به ذکر است با وجود دسترسی به سایر داده‌های پارامترهای هیدروشیمیایی، داده‌های نترات به صورت پراکنده و ناقص برای سال‌های اندک موجود بود و دارای خلأ آماری برای سال‌های متوالی بود، به صورتیکه که استفاده از آن‌ها برای تحلیل‌های آماری امکان‌پذیر نبود. لذا با توجه به این که در نهایت تنها برای سال ۹۰ و ۹۱ اطلاعات کاملی از پارامترهای هیدروژئوشیمیایی آب زیرزمینی آبخوان دشت اردبیل و نترات در دست بود، به همین دلیل از داده‌های این سال آبی استفاده شده است. داده‌های مورد استفاده در این پژوهش شامل کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی، کلراید (Cl)، فلوراید، سولفات (SO₄)، بی‌کربنات (HCO₃)، نترات (NO₃)، فسفات (PO₄)، هدایت الکتریکی (EC)، ذرات جامد محلول (TDS)، دما، pH، اکسیژن محلول در آب (DO)، COD، BOD، کلسیم (Ca)، منیزیم (Mg)، پتاسیم (K)، سدیم (Na) و باریم (Ba).

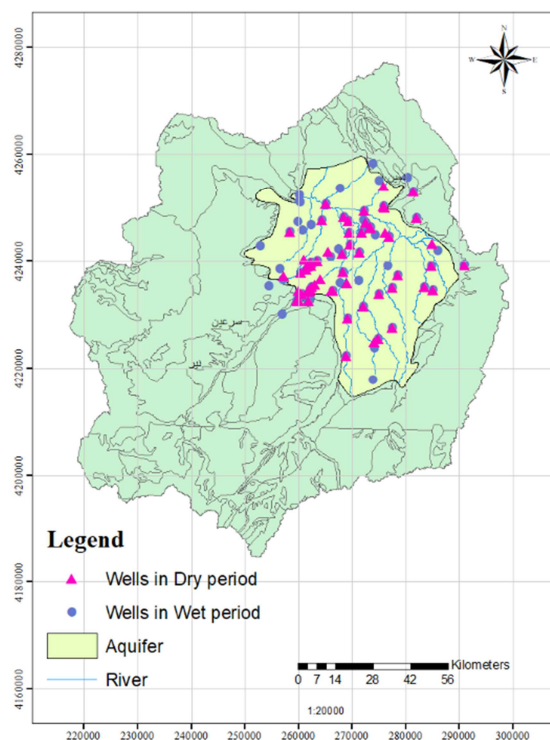


Figure 3. Location of quality wells in dry and wet seasons

۲-۲. رویکرد ارزیابی کیفی آبخوان جهت تعیین پارامترهای تأثیرگذار

در این مطالعه با انجام روش تحلیل مؤلفه اصلی و روش تحلیل خوشه‌ای سلسله‌مراتبی به صورت هم‌زمان سعی شده است تا با اطمینان بیشتر ارتباط میان پارامتر نیترات و سایر پارامترها نشان داده شود. همچنین از طرف دیگر منشأ نیترات موجود در آب زیرزمینی آبخوان دشت اردبیل از لحاظ تأثیر عوامل انسان‌زاد یا زمین‌زاد بررسی شده است.

برای انجام تحلیل‌های مؤلفه اصلی ابتدا داده‌های خام استانداردسازی شدند. این امر به این دلیل است که بسیاری از پارامترها و یون‌های اندازه‌گیری شده دارای توزیع نرمال نیستند. سپس برای توصیف ارتباط بین پارامترهای مختلف فیزیکی و شیمیایی از ماتریس همبستگی استفاده شد. محاسبه ماتریس همبستگی بین متغیرهای استاندارد شده، نخستین مرحله در تحلیل عاملی است. محاسبه میزان بار عامل‌ها دومین مرحله است که با تعیین درجه نزدیکی بین عامل و پارامترها بیان می‌شود. براساس تحلیل مقادیر ویژه، ماتریس همبستگی عامل‌ها تهیه می‌شوند و مقادیر ویژه سهم هر عامل از واریانس کل را توصیف می‌کند. بعد از به دست آوردن تبدیلات خطی عامل‌های متناظر با دسته اول بارگذاری‌ها و چرخش اول عامل‌ها، واریانس متغیرهای ماکزیمم شده، به منظور نمایش بهترین الگوی بارگذاری مورد استفاده قرار می‌گیرد. برای مقایسه مقادیر همبستگی مشاهده شده با مقادیر همبستگی جزئی از شاخصی با عنوان KMO^1 استفاده شد. این شاخصی معیاری برای بررسی کفایت نمونه‌گیری برای آنالیزهای آماری مانند روش تحلیل عاملی می‌باشد.

برای انجام تجزیه و تحلیل خوشه‌ای سلسله‌مراتبی، مجدداً از داده‌های استانداردسازی شده استفاده شد. سپس با استفاده از روش وارد^{۱۱} و مربع فاصله اقلیدسی شده، برای انجام تجزیه و تحلیل خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی استفاده شد. تمامی تحلیل‌های آماری ذکر شده در نسخه ۲۰۱۶ نرم‌افزار XLSTAT انجام شده است در فلوچارت مطابق شکل (۴) نشان داده است.

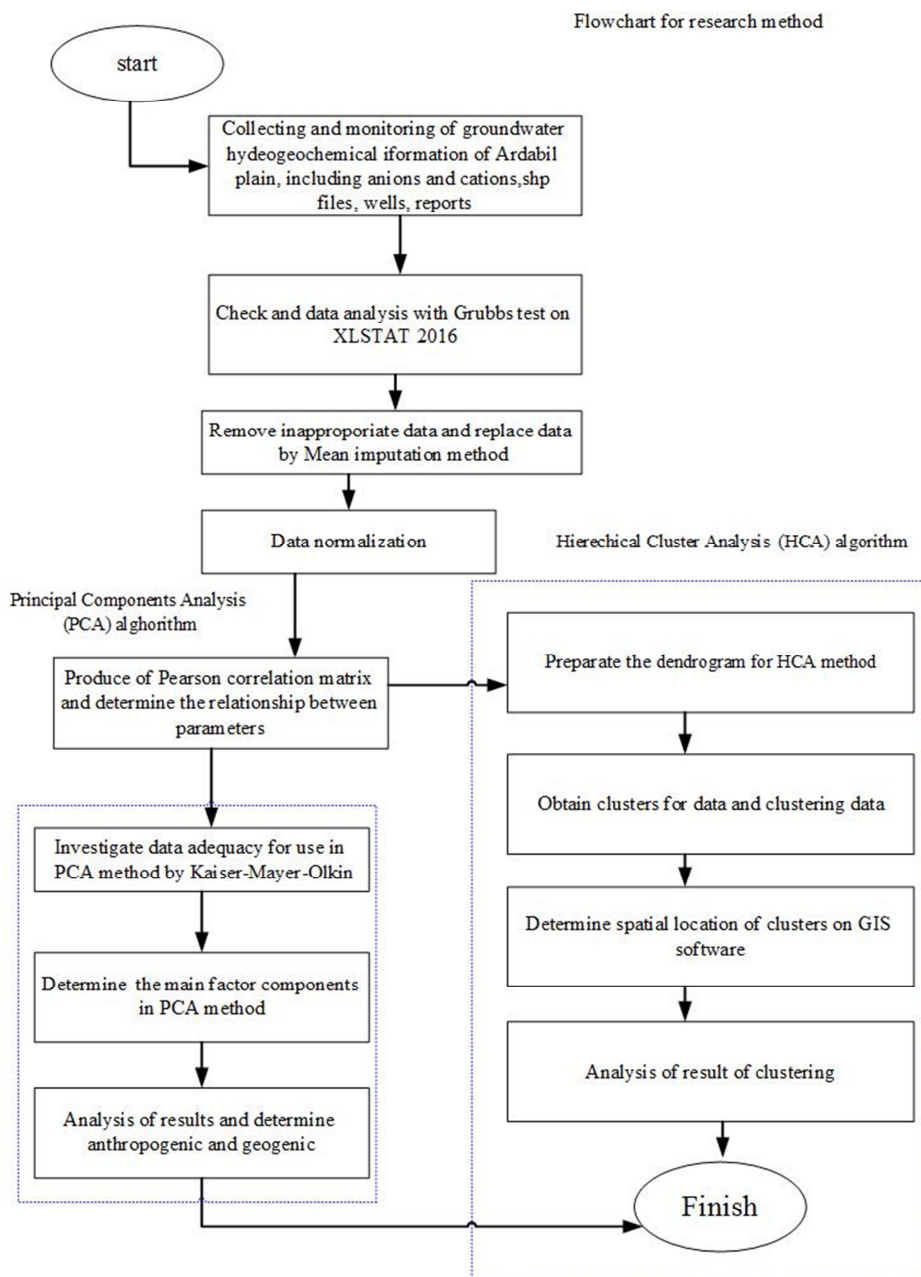


Figure 4. Flowchart of paper

۴. نتایج و بحث

وجود داده‌های پرت^{۱۲} در بین اعداد اندازه‌گیری شده اغلب ناشی از اشتباه سیستمی، اشتباه در اندازه‌گیری، دستکاری داده‌ها می‌باشد و می‌تواند نتایج را تحت تأثیر قرار داده و آنالیز و تحلیل اعداد را دچار مشکل سازد. تشخیص و شناسایی داده‌های پرت با کمک روش‌های مختلفی صورت می‌گیرد، یکی از این روش‌ها Grubbs test می‌باشد. در این آزمون در هر مرحله یک داده پرت تشخیص داده می‌شود و در همان مرحله حذف می‌شود و آزمون برای مابقی داده‌ها ادامه می‌یابد

تا هیچ داده پرتی وجود نداشته باشد. لذا داده‌های خام با کمک روش Grubbs test بررسی اولیه شده است و داده‌های پرت و نامناسب حذف شد. سپس با استفاده از روش mean imputation method بازسازی شدند. روش mean imputation method روشی سریع و محبوب در بازسازی داده‌های مفقود می‌باشد. این روش از میانگین مقادیر مشاهده شده برای انتساب مقادیر مفقود بهره می‌جوید به منظور کاهش تأثیر مقیاس در داده‌ها، داده‌های اصلاح شده به صفر و یک تغییر مقیاس داده و استاندارد شدند.

۴-۱. وضعیت هیدروژئوشیمی آبخوان

در جدول (۱) ویژگی‌های آماری برای ۲۰ پارامتر مورد بررسی برای دو فصل خشک و تر نشان داده شده است. فصل خشک به فصل کم‌باران (پاییز) و فصل تر به فصل پر بارش (بهار) تعبیر می‌شود. میزان اختلاف کمینه و بیشینه پارامترهای اصلی مانند کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی، کلر، سولفات، بی‌کربنات، نیترات، کلسیم، منیزیم، پتاسیم و سدیم بسیار زیاد و قابل توجه بوده و همین اختلاف نیز خود را در میزان هدایت الکتریکی و TDS به صورت فاحشی برای هر دو فصل نشان می‌دهد. مقادیر EC بالا معمولاً به شوری بالا و محتوای کانی محل برداشت نمونه نسبت داده شده است (Garg *et al.*, 2009) و همچنین می‌تواند ناشی از تبادل یونی و پدیده انحلال در آبخوان باشد (Sanchez-Perez & Tremolieres, 2003). مقادیر بالای TDS نیز رابطه مستقیمی با شوری آب دارد. با توجه به جدول (۱) پارامترهای کلراید، سولفات، نیترات، هدایت الکتریکی، ذرات جامد معلق، سدیم و باریم دارای مقادیر بیش‌تری از حداکثر مقدار قابل قبول برای اهداف آسامیدنی در استاندارد WHO (2017) دارند. به‌عنوان مثال بیش‌ترین مقدار یون کلراید و سولفات در آب زیرزمینی دشت مورد مطالعه برای هر دو دوره تر و خشک بیش‌تر از مقدار تعیین شده در استاندارد WHO (2017) که برابر با ۲۵۰ میلی‌گرم است، می‌باشد. برای نیترات مطابق با استاندارد WHO (2017) بیش‌ترین حد مجاز قابل قبول ۵۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد که در دشت مورد مطالعه برای هر دو دوره تر و خشک بیش‌تر از حد مجاز می‌باشد. پارامترهای EC و TDS نیز دارای مقادیر بیش‌تری نسبت به مقادیر مجاز استاندارد می‌باشند.

Table 1. Statistical characteristics of sample analysis result on dry and wet seasons

Parameter	Unit	Maximum	Minimum	Average	Standard Deviation	Dry season		Wet season		Maximum Allowable
						Maximum	Minimum	Average	Standard Deviation	
Total Coliform	mpn/100cc	0.00	210.00	24.48	31.29	0.00	240.00	19.83	49.28	-
Fecal Coliform	mpn/100cc	0.00	42.00	3.45	6.71	0.00	92.00	10.57	23.08	-
Cl	mg/lit	20.90	606.10	164.70	108.72	8.90	596.40	154.62	112.81	250
F	mg/lit	0.04	1.13	0.63	0.25	0.00	1.14	0.45	0.24	1.50
SO ₄	mg/lit	0.00	716.90	299.61	179.05	4.20	812.20	286.28	214.76	250
HCO ₃	mg/lit	218.70	782.30	468.27	138.73	95.60	745.40	359.43	214.76	250
NO ₃	mg/lit	0.00	88.00	31.42	22.86	0.00	75.40	21.08	17.11	50
PO ₄	mg/lit	0.00	1.35	0.63	0.37	0.00	1.32	0.28	0.32	-
EC	µzimens/cm	351.00	3179.00	1307.53	605.61	366.00	3520.00	1374.80	679.85	400
TDS	mg/lit	148.00	2648.00	966.86	542.64	92.00	2739.00	885.08	508.33	500-1500
Tempreture	°C	10.20	17.50	14.26	1.42	10.70	18.20	14.05	1.70	-
PH		6.88	7.98	7.51	0.26	6.79	8.14	7.42	0.33	6.5-8.5
Do	mg/lit	2.80	7.00	4.90	0.94	3.00	7.00	5.35	0.86	-
BOD	mg/lit	0.00	5.00	0.81	1.04	0.00	9.00	2.37	2.48	-
COD	mg/lit	0.02	20.80	4.23	5.56	0.41	20.80	6.00	5.33	-
Ca	mg/lit	6.60	382.10	157.26	77.57	12.50	346.10	96.54	67.64	75-200
Mg	mg/lit	1.30	144.30	45.69	26.71	1.40	121.70	43.75	24.79	50-150
K	mg/lit	0.40	84.10	18.30	13.86	0.40	80.60	20.38	18.75	-
Na	mg/lit	23.90	403.10	147.20	79.22	0.00	399.20	139.85	99.54	50
Ba	mg/lit	0.00	4.37	1.13	0.91	0.00	4.30	1.80	1.00	1.3

مقادیر قابل قبول پارامترهای سدیم و باریم برای اهداف آب آشامیدنی در استاندارد WHO (2017) به ترتیب برابر با ۵۰ و ۱/۳ میلی گرم در لیتر می باشد که مطابق جدول (۱) این پارامترها دارای مقادیر بیش تری از استاندارد برای مصارف آب آشامیدنی می باشند. مطابق با این استاندارد pH آب برای مصارف آشامیدنی بایستی بین محدوده ۶/۵-۸/۵ باشد که در آبخوان اردبیل این اعداد برای هر دو دوره تر و خشک صدق می کنند (Yidana, 2010). مطالعه ویژگی های آماری پارامترهای مورد مطالعه و بررسی ضوابط پذیرش این پارامترهای براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی نشان می دهد آب زیرزمینی آبخوان اردبیل برای مصارف آب شرب دارای وضعیت نامناسبی می باشد.

تعیین ماتریس همبستگی بین پارامترها یکی از پیش نیازهای روش تحلیل عاملی می باشد که براساس آن رابطه بین هر پارامتر و تعامل آن نشان داده می شود. ماتریس همبستگی پیرسون در جدول (۲) برای دو فصل تر و خشک نشان داده شده است. اگر ضریب همبستگی بزرگ تر از ۰/۷ باشد، دو مشخصه دارای همبستگی بسیار قوی هستند. ضریب همبستگی متوسط را نیز می توان بین ۰/۵ تا ۰/۷ و در سطح معنی داری $p < 0/05$ مشاهده کرد (Shyu et al., 2011). سطح معنی داری عبارت است از احتمال به دست آوردن نتیجه تا حد و درجه قابل قبول. معمولاً سطح معنی داری کوچک تر از ۰/۰۵ به عنوان همبستگی معنی دار بین دو متغیر تفسیر می شود و نشان می دهد دو متغیر با هم ارتباط خطی دارند. از آنجاکه ضریب همبستگی کمتر از ۰/۳ به عنوان عدم همبستگی بین مشخصه ها محسوب شده و در مراحل بعدی تحلیل و آنالیز آماری از این پارامترها استفاده نشده است. همان طور که از جدول (۲) مشاهده می شود بیش ترین همبستگی بین پارامترهای EC و TDS برای فصل تر با ضریب همبستگی $r = 0/963$ و برای فصل خشک با $r = 0/829$ می باشد که نشان می دهد که این دو پارامتر تحت تأثیر انحلال سایر پارامترها هستند. در بین پارامترها، TDS با کلراید، کلسیم، منیزیم و پتاسیم همبستگی بالایی دارد که می تواند ناشی از منابع زمین زاد سنگ های بستر و یا ریشه های شوری که توسط عوامل انسان زاد پدیدار شده اند، باشد (Ferchichi, 2018). همبستگی قوی بین سدیم و کلراید را می توان به انحلال هالیت و آلودگی ناشی از فعالیت های انسانی نسبت داد (Srivastava & Ramanathan, 2007).

در مورد پارامتر نیترات در فصل تر بیش ترین همبستگی با کلسیم و منیزیم و سولفات دارد که به ترتیب برابر با ۰/۴۲۱، ۰/۳۲۱ و ۰/۳۰۵ و در فصل خشک با فسفات با ضریب $r = 0/5$ می باشد. بعد از فسفات پارامتر نیترات با پارامترهای BOD، EC، pH، TDS و بی کربنات همبستگی دارد و کم ترین همبستگی با کلیفرم کل، کلیفرم مدفوعی کلراید، فلوراید، دما، اکسیژن محلول، COD و باریم مشاهده شد. این آلودگی ها می تواند تحت تأثیر عواملی مانند فاضلاب خانگی، فاضلاب تصفیه شده و فعالیت های کشاورزی (استفاده بیش از حد از کودها) باشد.

۴-۲. تحلیل عاملی (تحلیل مؤلفه های اصلی)

برای این که امکان استفاده از داده های موجود برای روش تحلیل مؤلفه های اصلی (PCA) بررسی شود لازم است از آزمون کفایت داده ها و یا Kaiser-Mayer-Olkin (KMO) استفاده شود. مقدار KMO بین صفر تا یک می باشد (Noori, 2007). براساس این روش اگر داده ها بین دامنه صفر تا ۰/۴۹ باشند؛ داده ها غیر قابل قبول تلقی می شود. اگر KMO داده ها بین ۰/۵ تا ۰/۵۹ باشند، ضعیف و اگر داده ها بین ۰/۶ تا ۰/۶۹ متوسط می باشند در حالی که اگر دامنه داده ها بین ۰/۷ تا ۰/۷۹ باشند، داده ها قابل قبول و اگر دامنه داده ها بین ۰/۸ تا ۰/۸۹ باشند مناسب و در نهایت اگر دامنه داده ها بین ۰/۹ تا یک باشند، داده ها از بابت آزمون KMO عالی تلقی می شوند. به طور کلی این آزمون شایستگی اعمال روش تحلیل عاملی را برای داده های منتخب نشان می دهد. این آزمون بر روی ۲۰ پارامتر انجام گردید و در نهایت با انتخاب عدد KMO بالاتر از ۰/۶ (دامنه متوسط تا عالی)، تعداد ۱۷ پارامتر به شرح جدول (۳) انتخاب شد. همان طور که

از جدول (۳) مشخص است از بین پارامترهای موجود ۱۷ پارامتر دارای کفایت لازم طبق آزمون KMO برای استفاده در روش تحلیل عاملی مؤلفه اصلی بودند.

Table 2. Pearson correlation matrix (a) wet season, (b) dry season

(a)

Variables	Total Coliform	Fecal Coliform	Cl	F	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	PO ₄	EC	TDS	Temperature	PH	Do	BOD	COD	Ca	Mg	K	Na	Ba
Total Coliform	1	0.731	0.108	-0.110	0.078	0.037	-0.086	0.359	0.040	0.071	0.075	0.153	-0.002	0.367	0.281	-0.101	0.057	0.026	0.098	0.008
Fecal Coliform	0.731	1	0.241	0.026	0.146	0.094	-0.112	0.403	0.142	0.177	0.108	0.036	-0.004	0.355	0.388	-0.036	0.122	0.128	0.202	-0.077
Cl	0.108	0.241	1	0.330	0.503	0.410	0.170	0.201	0.694	0.691	0.088	-0.235	-0.007	0.117	0.135	0.497	0.706	0.398	0.731	0.154
F	-0.110	0.026	0.330	1	-0.012	0.144	0.088	-0.076	0.403	0.398	0.082	-0.039	-0.200	-0.173	-0.099	0.351	0.378	0.117	0.361	-0.095
SO ₄	0.078	0.146	0.503	-0.012	1	0.368	-0.002	0.458	0.527	0.557	0.030	-0.192	-0.055	0.226	0.327	0.358	0.389	0.420	0.571	0.101
HCO ₃	0.037	0.094	0.410	0.144	0.368	1	0.305	0.193	0.428	0.473	0.066	-0.288	0.019	0.108	0.127	0.585	0.402	0.488	0.358	0.166
NO ₃	-0.086	-0.112	0.170	0.088	-0.002	0.305	1	0.130	0.205	0.168	-0.121	-0.104	0.192	-0.039	0.000	0.421	0.321	0.200	0.143	0.083
PO ₄	0.359	0.403	0.201	-0.076	0.458	0.193	0.130	1	0.187	0.227	0.056	-0.043	-0.008	0.365	0.466	0.159	0.139	0.388	0.249	0.009
EC	0.040	0.142	0.694	0.403	0.527	0.428	0.205	0.187	1	0.963	0.120	-0.292	-0.195	0.150	0.059	0.664	0.707	0.566	0.801	0.202
TDS	0.071	0.177	0.691	0.398	0.557	0.473	0.168	0.227	0.963	1	0.100	-0.252	-0.180	0.141	0.104	0.707	0.710	0.492	0.777	0.190
Temperature	0.075	0.108	0.088	0.082	0.030	0.066	-0.121	0.056	0.120	0.100	1	-0.042	-0.309	0.248	-0.044	-0.027	-0.057	0.071	0.091	0.185
PH	0.153	0.036	-0.235	-0.039	-0.192	-0.288	-0.104	-0.043	-0.292	-0.252	-0.042	1	0.251	-0.139	0.002	-0.383	-0.148	-0.364	-0.105	-0.165
Do	-0.002	-0.004	-0.007	-0.200	-0.055	0.019	0.192	-0.008	-0.195	-0.180	-0.309	0.251	1	-0.353	0.124	-0.115	0.034	-0.050	-0.054	-0.003
BOD	0.367	0.355	0.117	-0.173	0.226	0.108	-0.039	0.365	0.150	0.141	0.248	-0.139	-0.353	1	0.229	0.041	0.137	0.137	0.180	-0.028
COD	0.281	0.388	0.135	-0.099	0.327	0.127	0.000	0.466	0.059	0.104	-0.044	0.002	0.124	0.229	1	-0.039	0.211	0.127	0.208	-0.146
Ca	-0.101	-0.036	0.497	0.351	0.358	0.585	0.421	0.159	0.664	0.707	-0.027	-0.383	-0.115	0.041	-0.039	1	0.470	0.538	0.403	0.239
Mg	0.057	0.122	0.706	0.378	0.389	0.402	0.321	0.139	0.707	0.710	-0.057	-0.148	0.034	0.137	0.211	0.470	1	0.262	0.781	0.087
K	0.026	0.128	0.398	0.117	0.420	0.488	0.200	0.388	0.566	0.492	0.071	-0.364	-0.050	0.137	0.127	0.538	0.262	1	0.473	0.218
Na	0.098	0.202	0.731	0.361	0.571	0.358	0.143	0.249	0.801	0.777	0.091	-0.105	-0.054	0.180	0.208	0.403	0.781	0.473	1	-0.013
Ba	0.008	-0.077	0.154	-0.095	0.101	0.166	0.083	0.009	0.202	0.190	0.185	-0.165	-0.003	-0.028	-0.146	0.239	0.087	0.218	-0.013	1

(b)

Variables	Total Coliform	Fecal Coliform	Cl	F	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	PO ₄	EC	TDS	Temperature	PH	Do	BOD	COD	Ca	Mg	K	Na	Ba
Total Coliform	1	0.693	0.059	0.259	0.193	0.171	0.100	0.347	0.127	0.059	-0.010	-0.023	-0.069	0.013	0.006	0.100	0.026	0.097	0.168	0.321
Fecal Coliform	0.693	1	-0.095	0.078	0.155	-0.033	0.151	0.376	-0.028	-0.097	0.080	0.110	0.014	0.003	0.010	0.023	-0.070	0.032	-0.002	0.336
Cl	0.059	-0.095	1	0.425	0.331	0.430	0.183	0.171	0.685	0.793	-0.198	-0.096	-0.069	0.118	0.146	0.586	0.607	0.288	0.647	0.120
F	0.259	0.078	0.425	1	0.194	0.326	-0.091	0.078	0.413	0.415	-0.135	-0.160	-0.040	-0.029	-0.016	0.321	0.323	0.343	0.443	0.220
SO ₄	0.193	0.155	0.331	0.194	1	0.395	0.286	0.406	0.295	0.259	0.034	-0.229	-0.035	0.070	0.017	0.312	0.355	0.113	0.384	0.307
HCO ₃	0.171	-0.033	0.430	0.326	0.395	1	0.329	0.329	0.478	0.513	-0.210	-0.377	-0.267	0.273	0.201	0.534	0.444	0.163	0.466	0.206
NO ₃	0.100	0.151	0.183	-0.091	0.286	0.329	1	0.500	0.372	0.324	0.087	-0.355	-0.147	0.381	0.237	0.334	0.299	0.135	0.279	0.061
PO ₄	0.347	0.376	0.171	0.078	0.406	0.329	0.500	1	0.287	0.249	-0.070	-0.376	-0.157	0.124	0.270	0.281	0.196	0.132	0.346	0.082
EC	0.127	-0.028	0.685	0.413	0.295	0.478	0.372	0.287	1	0.829	-0.198	-0.433	-0.345	0.196	0.171	0.621	0.789	0.305	0.807	0.068
TDS	0.059	-0.097	0.793	0.415	0.259	0.513	0.324	0.249	0.829	1	-0.235	-0.421	-0.223	0.184	0.163	0.735	0.782	0.296	0.809	0.067
Temperature	-0.010	0.080	-0.198	-0.135	0.034	-0.210	0.087	-0.070	-0.198	-0.235	1	0.007	0.003	0.052	-0.167	-0.241	-0.276	-0.074	-0.269	0.114
PH	-0.023	0.110	-0.096	-0.160	-0.229	-0.377	-0.355	-0.376	-0.433	-0.421	0.007	1	0.307	-0.135	-0.128	-0.477	-0.254	-0.270	-0.342	0.099
Do	-0.069	0.014	-0.069	-0.040	-0.035	-0.267	-0.147	-0.157	-0.345	-0.223	0.003	0.307	1	0.068	-0.161	-0.152	-0.278	-0.097	-0.332	-0.035
BOD	0.013	0.003	0.118	-0.029	0.070	0.273	0.381	0.124	0.196	0.184	0.052	-0.135	0.068	1	0.372	0.192	0.071	-0.007	0.080	-0.001
COD	0.006	0.010	0.146	-0.016	0.017	0.201	0.237	0.270	0.171	0.163	-0.167	-0.128	-0.161	0.372	1	0.068	0.006	-0.038	0.130	0.087
Ca	0.100	0.023	0.586	0.321	0.312	0.534	0.334	0.281	0.621	0.735	-0.241	-0.477	-0.152	0.192	0.068	1	0.566	0.272	0.498	0.035
Mg	0.026	-0.070	0.607	0.323	0.355	0.444	0.299	0.196	0.789	0.782	-0.276	-0.254	-0.278	0.071	0.006	0.566	1	0.161	0.797	0.064
K	0.097	0.032	0.288	0.343	0.113	0.163	0.135	0.132	0.305	0.296	-0.074	-0.270	-0.097	-0.007	-0.038	0.272	0.161	1	0.295	0.225
Na	0.168	-0.002	0.647	0.443	0.384	0.466	0.279	0.346	0.807	0.809	-0.269	-0.342	-0.332	0.080	0.130	0.498	0.797	0.295	1	0.084
Ba	0.321	0.336	0.120	0.220	0.307	0.206	0.061	0.082	0.068	0.067	0.114	0.099	-0.035	-0.001	0.087	0.035	0.064	0.225	0.084	1

Table 3. The KMO value of the study area

Parameter	KMO	Parameter	KMO
Fecal Coliform	0.614	PH	0.834
Cl	0.949	Do	0.611
F	0.834	BOD	0.658
SO ₄	0.849	COD	0.735
HCO ₃	0.912	Ca	0.814
NO ₃	0.703	Mg	0.883
PO ₄	0.679	K	0.785
EC	0.855	Na	0.858
TDS	0.844		

در روش تجزیه و تحلیل مؤلفه‌های اصلی عموماً مقادیر ویژه بالاتر از یک را به‌عنوان عوامل مؤثر بر سیستم در نظر می‌گیرند و در تحلیل‌های بعدی از آن‌ها استفاده می‌شود. بعد از مشخص شدن عوامل تأثیرگذار، چرخش عامل‌ها به‌روش واریماکس اعمال می‌شود. جدول (۴) مقادیر ویژه، میزان تغییرپذیری و تغییرپذیری تجمعی هر پارامتر را نشان می‌دهد (Nguyen *et al.*, 2020). طبق این جدول (۵) مؤلفه اصلی (F1، F2، F3، F4 و F5) انتخاب شده‌اند. این مؤلفه‌ها دارای مقادیر ویژه بیش از یک هستند و بیش‌ترین تغییرپذیری (بیش از ۶۸ درصد) را دارند که به‌عنوان عوامل اصلی تأثیرگذار بر کیفیت شیمیایی آب آبخوان اردبیل انتخاب شدند. این پنج عامل با هم ۶۸ درصد از واریانس کل ۱۷ پارامتر آب زیرزمینی را توضیح می‌دهند. F1 به‌عنوان عامل اول ۳۵ درصد از واریانس کل، F2 به‌عنوان عامل دوم ۴۶ درصد از واریانس کل و F3 به‌عنوان عامل سوم ۵۵ درصد از واریانس کل و F4 به‌عنوان عامل چهارم ۶۲ درصد از واریانس کل و در نهایت F5 به‌عنوان عامل پنجم با ۶۸ درصد از واریانس کل ۱۷ پارامتر را شامل می‌شود.

Table 4. Eigenvalue of principal component analysis

Variable	Eigenvalue	Variability (%)	Cumulative (%)	Variable	Eigenvalue	Variability (%)	Cumulative (%)
F1	5.99	35.25	35.25	F10	0.55	3.23	88.74
F2	1.90	11.15	46.39	F11	0.46	2.70	91.44
F3	1.47	8.62	55.02	F12	0.40	2.37	93.81
F4	1.21	7.12	62.13	F13	0.33	1.92	95.74
F5	1.01	5.96	68.09	F14	0.31	1.82	97.56
F6	0.90	5.31	73.40	F15	0.21	1.23	98.79
F7	0.76	4.49	77.90	F16	0.13	0.78	99.56
F8	0.69	4.06	81.95	F17	0.07	0.44	100.00
F9	0.60	3.56	85.51				

بعد از مشخص شدن مؤلفه‌های تأثیرگذار، چرخش عامل‌ها به‌روش واریماکس اعمال می‌شود. اصولاً برای معنی‌دار و قابل تفسیر کردن فاکتورهای تأثیرگذار از روش واریماکس استفاده می‌کنند. هدف از چرخش عامل‌ها در علم آمار اعتماد به نتایج تحلیل عاملی است. در این میان روش چرخش واریماکس، رایج‌ترین روش چرخش متعامد است. هدف این چرخش نیل به ساختاری ساده با متعامد نگه‌داشتن محوره‌های عاملی است. این روش پیچیدگی مؤلفه‌ها را با بزرگ‌تر کردن بارهای بزرگ و کوچک‌تر کردن بارهای کوچک در داخل هر مؤلفه به حداقل می‌رساند. در این روش در هر عامل، بارهای بزرگ افزایش و بارهای کوچک کاهش می‌یابند، به‌طوری‌که هر عامل تنها چند متغیر محدود با بارهای بزرگ و در مقابل متغیرهای زیادی با بارهای کوچک (یا صفر) دارد.

همان‌طور که در بالا اشاره شد، بعد از نمایش مقادیر ویژه و تعیین مؤلفه‌های تأثیرگذار در جدول (۴) حال بایستی پارامترهای هر عامل شناسایی شوند. برای این کار از بار عاملی چرخانده شده با دوران واریماکس Varimax برای استخراج پارامترهای اصلی کیفیت آب از درون مؤلفه‌ها استفاده شد. جدول (۵) مقدار بار عامل‌ها براساس چرخش واریماکس متغیرهای کیفیت شیمیایی دشت را برای بارهای عاملی اول تا پنجم نشان می‌دهد. بر طبق این جدول عامل اول ۳۲/۲۵ درصد از واریانس کل داده‌ها را شامل می‌شود که مؤثرترین عامل بر کیفیت آب است. این عامل شامل پارامترهای کلراید، بی‌کربنات، هدایت الکتریکی، ذرات جامد معلق، کلسیم، منیزیم و سدیم که به‌صورت پررنگ نشان داده شده است و دارای بیش‌ترین تأثیر می‌باشند. از بین پارامترهای مؤلفه عامل اول سدیم، EC و TDS جزو پارامترهای تأثیرگذار در این مؤلفه هستند. همان‌طور که ملاحظه می‌شود پارامتر غالب TDS می‌باشد. وجود TDS نشان‌دهنده غلظت نمک‌های غیرآلی و مقادیر کمی از مواد آلی در آب می‌باشد. این پارامتر یکی از ویژگی‌های کیفیت آب آشامیدنی را تعیین می‌کند. تفسیرهای مختلفی برای منشأ آلودگی TDS در آب وجود دارد، گاهی آلودگی ناشی از TDS در آب زیرزمینی اغلب ناشی از نفوذ فاضلاب تصفیه‌نشده به داخل آب سطحی یا چاله‌ها می‌باشد که با نفوذ از آب سطحی یا چاله‌ها به زیرزمین باعث آلودگی آب زیرزمینی می‌شود (Rawat &

(Siddiqui, 2019). اما به‌طور کلی منشأ ذرات جامد محلول در آب غالباً از نمک‌های غیرآلی و مقادیر کمی مواد آلی شامل می‌باشد (Rahmanian et al., 2015). نمک‌های غیرآلی معمول که می‌توانند در آب حضور داشته باشند شامل کاتیون‌های کلسیم، منیزیم، پتاسیم و سدیم و آنیون‌های کربنات‌ها، نیترات‌ها، بی‌کربنات‌ها، کلریدها و سولفات‌ها می‌باشد. لذا می‌توان نتیجه گرفت که مواد معدنی از راه‌های مختلفی می‌توانند وارد آب شده و در آن حل شوند. این راه‌ها می‌توانند ناشی از فعالیت‌های طبیعی و یا اقدامات انسانی باشند. چشمه‌های معدنی دارای آبی با مقادیر زیاد جامدات محلول هستند، زیرا آب آن‌ها از مسیرهای سنگی و صخره‌ای که محتویات نمک زیادی دارد عبور کرده است. فعالیت‌های کشاورزی و یا اقدامات شهری می‌تواند موجب حل شدن مقادیر بیش‌تری از جامدات در آب شود. اقداماتی مانند دفع فاضلاب شهری و صنعتی و یا نمک‌پاشی سطح جاده‌ها برای جلوگیری از یخ‌زدن آن‌ها از این دست می‌باشد. به‌طور کلی فاکتورهای مانند کل مواد جامد محلول و هدایت الکتریکی نیز معمولاً ناشی از تأثیر توپوگرافی، سنگ‌شناسی آبخوان و شرایط تخلیه رواناب به آب زیرزمینی می‌باشند. تأثیر مثبت یون بی‌کربنات نشان‌دهنده تغذیه ناشی از بارندگی در سطح دشت می‌باشد (Lawrence, 1982). ارتباط بین بی‌کربنات، کلسیم و منیزیم نشان‌دهنده انحلال کربنات‌ها می‌باشد. وجود یون کلسیم می‌تواند به‌دلیل وجود انحلال کانی‌های کربناته در زمین‌شناسی منطقه باشد، همچنین انحلال کانی‌های حاوی یون منیزیم می‌تواند دلیل افزایش یون منیزیم در آب باشد. لذا می‌توان این مؤلفه را ناشی از فعالیت‌های زمین‌زاد به‌حساب آورد (Khanduzi et al., 2015).

عامل دوم ۴۶/۳۹ درصد از واریانس کل داده‌ها را شامل می‌شود که پارامترهای تأثیرگذار در این مؤلفه عبارتند از کلیفرم مدفوعی و BOD در مؤلفه دوم پارامترهای کلیفرم مدفوعی و BOD به‌دلیل بار عاملی بیش‌تر، تأثیر زیادتری نسبت به پارامترهای دیگر دارند. BOD میزان مصرف اکسیژن داخل آب با ارگانسیم‌هاست. BOD کم نشان می‌دهد آب پاک و فاقد میکروارگانسیم می‌باشد. منشأ اغلب کلیفرم‌های مدفوعی موجود در آب زیرزمینی غالباً فضولات انسانی و حیوانی می‌باشد، با توجه به عدم توسعه کامل فاضلاب شهری در منطقه مورد مطالعه و توسعه حدود ۴۵ درصد فقط در مناطق شهری می‌توان نتیجه گرفت که انتشار مواد آلوده از محل‌های تخلیه فاضلاب‌ها، چاهک‌های جذبی و هرزآب کشاورزی می‌تواند زمینه را برای ورود مواد آلوده به آب زیرزمینی مهیا کند. از طرف دیگر معمولاً ورود فاضلاب‌های صنعتی و شهری عامل اصلی افزایش مقدار BOD آب زیرزمینی می‌باشند. لذا می‌توان این عامل را انسان‌زاد به‌حساب آورد.

در عامل سوم پارامترهای NO_3 و PO_4 به‌عنوان مؤلفه‌های اصلی در عامل سوم با واریانس ۵۵/۰۲ درصد از واریانس کل نشان داده شده‌اند. در مؤلفه سوم دو پارامتر نیترات و فسفات تأثیر بیش‌تری دارند که بیان‌کننده اثر فرایندهای انسان‌زاد همانند فعالیت‌های کشاورزی از جمله استفاده از کودهای فسفاتی و نیتروژنی می‌باشد که باعث آزاد شدن یون نیترات در آب می‌شود. پارامتر pH با بیش از هفت درصد تغییرپذیری به‌عنوان مؤلفه چهارم که دارای ۶۲/۱۳ درصد از واریانس کل می‌باشد، را نشان می‌دهد. در مؤلفه چهارم عامل اسیدیته pH بیش‌ترین اثر را در بین پارامترها دارد. اگرچه وجود pH به‌صورت مستقیم تأثیری روی سلامت انسان ندارد، اما برای تجزیه و تحلیل کیفیت شیمیایی آب لازم است که نتایج آن مشخص باشد. مقادیر پایین pH سطح خوردگی را افزایش می‌دهد. با توجه به این‌که مقادیر pH در نزدیک به ۹۳ درصد چاه‌ها بیش‌تر از هفت می‌باشد بیان‌کننده قلیایی بودن آب می‌باشد. در مواردی pH آب قلیایی است، شرایط برای خروج اغلب عناصر از فاز سیال فراهم شده و امکان ته‌نشینی سایر عناصر در فاز جامد فراهم می‌شود. چون در حالت اسیدی بیش‌تر فلزات جذب سطح ذرات کانی و اکسید و هیدرواکسیدها نشده و در فاز محلول باقی می‌مانند لذا این مؤلفه را می‌توان جزو عوامل زمین‌زاد تلقی کرد (Khodabakhshi et al., 2019).

پارامتر DO با بیش از ۵ درصد تغییرپذیری مؤلفه پنجم را تشکیل می‌دهد که ۶۸ درصد از واریانس کل را شامل می‌شود. در مؤلفه پنجم Do دارای تأثیر بیش‌تری نسبت به سایر پارامترهاست. وجود مواد شیمیایی احیاکننده و همین‌طور مواد آلی در

آب موجب مصرف و کاهش مقدار اکسیژن محلول می‌شود. فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های صنعتی حاوی مقادیر زیادی مواد آلی هستند که نفوذ آن‌ها در آبخوان باعث آلودگی آب زیرزمینی و کاهش DO می‌شود. لذا با توجه به عاملیت این پارامتر در مؤلفه پنجم می‌توان نتیجه گرفت که عدم وجود عوامل انسان‌زاد و تأثیر عوامل زمین‌زاد باعث افزایش مقدار این مؤلفه می‌باشد.

Table 5. Factor matrix after factor rotation by varimax method

Variable	F1	F2	F3	F4	F5
Fecal Coliform	0.017	0.469	0.010	0.026	0.062
Cl	0.618	0.001	0.094	0.019	0.006
F	0.217	0.201	0.025	0.018	0.160
SO ₄	0.339	0.072	0.010	0.018	0.024
HCO ₃	0.415	0.024	0.136	0.005	0.001
NO ₃	0.163	0.021	0.321	0.047	0.028
PO ₄	0.183	0.034	0.383	0.112	0.058
EC	0.777	0.000	0.061	0.021	0.001
TDS	0.822	0.003	0.041	0.002	0.000
PH	0.147	0.004	0.073	0.439	0.062
Do	0.067	0.011	0.044	0.264	0.483
BOD	0.018	0.510	0.000	0.111	0.004
COD	0.032	0.406	0.024	0.047	0.005
Ca	0.556	0.115	0.065	0.001	0.002
Mg	0.628	0.002	0.082	0.013	0.000
K	0.284	0.014	0.008	0.059	0.116
Na	0.710	0.008	0.091	0.007	0.002

ارتباط بین کلیه متغیرهای مؤثر در روش تجزیه و تحلیل عاملی به کمک دایره همبستگی نشان داده می‌شود. هدف دایره همبستگی نمایش تصویر متغیرهای اولیه در فضای فاکتورهاست. همبستگی مثبت متغیرها با هم زمانی حاصل می‌شود که دو متغیر دور از مرکز و نزدیک به یکدیگر باشند (1 نزدیک به یک). در بردارهای متعامد، متغیرهای بدون همبستگی با یکدیگر 1 نزدیک به صفر می‌باشد. در صورتی که بردار متغیرها در طرف مقابل مرکز باشند، همبستگی آن‌ها با یکدیگر منفی (1- است).

دایره همبستگی در شکل (5) نشان داده شده است. دو عامل که بالاترین درصد واریانس کل در بین عامل‌های دیگر را دارند، در نمایش محورهای دایره همبستگی مورد استفاده قرار گرفته است. مطابق شکل (5) پارامترهای نیترات، سولفات، فسفات، پتاسیم، سدیم، TDS، منیزیم، کلر، بی‌کربنات، اکسیژن محلول، pH به محور F1 نزدیک می‌باشند که ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد و زمین‌زاد هستند. پارامترهای BOD، کلیفرم مدفوعی، COD نیز فاصله نزدیکی با محور F2 دارند که ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد می‌باشد.

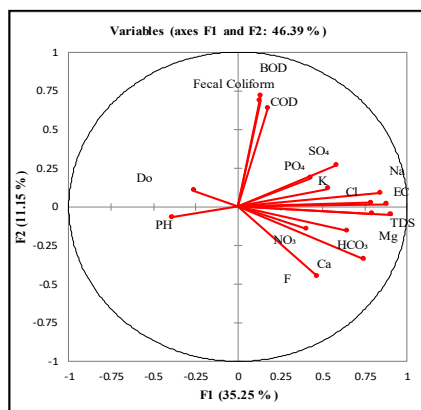


Figure 5. Correlation circle on PCA method

۴-۳. تحلیل خوشه‌ای

به منظور طبقه‌بندی عناصر مورد بررسی در گروه‌ها و یا زیرگروه‌ها از روش تحلیل خوشه‌ای عناصر که یک روش تجزیه و تحلیل داده‌های هیدروژئوشیمیایی است، استفاده می‌شود. در این روش همبستگی حداکثری بین عناصر در هر گروه و یا یک گروه با گروه دیگر تأمین می‌شود. همان‌طور که پیش‌تر نیز اشاره شد در این مطالعه از روش تحلیل سلسله مراتبی (HCA) برای گروه‌بندی نمونه‌های آب زیرزمینی استفاده شده است. از ویژگی‌های این روش ارائه نمودار دیاگرام درختی که به دندوگرام معروف است، می‌باشد (شکل ۶). نتایج تحلیل خوشه‌ای، نمونه‌های آب زیرزمینی منطقه چاه‌ها در سه خوشه مجزا که هر خوشه دارای دو زیرخوشه است، قرار می‌دهد.

در شکل (۷) توزیع مکانی نمونه‌ها در محدوده مورد مطالعه نشان داده شده است. دسته C1 با ۳۷ درصد کل چاه‌ها به جز برای پارامترهای کلیفرم مدفوعی، نیترات، اسیدیت، اکسیژن محلول در آب و BOD اکثراً دارای مقادیر حداقل تمامی پارامترها می‌باشد. متوسط غلظت نیترات در چاه‌های این دسته برابر با ۱۸/۸۲ میلی‌گرم در لیتر و حداکثر این مقدار برابر با ۸۸ میلی‌گرم در لیتر که بیش‌ترین مقدار نیترات در دشت مورد مطالعه است. چاه‌های این دسته در دو زیر دسته C1-1 و C1-2 قرار گرفته‌اند. همان‌طور که در شکل (۶) نیز مشاهده می‌شود دسته C1-1 اغلب در محدوده شمال، شرق و جنوب آبخوان و در نواحی دارای کاربری متشکل از زراعی-باغی، مرتع متوسط و مناطق با کشت دیم و دسته C1-2 اغلب در قسمت‌های مرکزی، غرب و مناطق شهری گسترده شده است.

با در نظر گرفتن این که استان اردبیل از استان‌های پیشرو در فعالیت‌های کشاورزی است که با توجه به مصارف کود و سموم، می‌توان انتظار آلودگی آب زیرزمینی آن را با نیترات داشت (Maghrebi et al., 2020). غالباً در آبخوان دشت‌های پرجمعیت و دشت‌هایی که کشاورزی در آن رونق بسیار دارد، مانند دشت اردبیل، عمده علت آلودگی نیترات ناشی از فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. در دشت اردبیل مقادیر نیترات از صفر تا ۸۸ میلی‌گرم در لیتر با مقدار میانگین ۳۱/۴۲ میلی‌گرم در لیتر متغیر بوده و در مقایسه با آبخوان دشتی مانند تهران که هم به لحاظ تعداد جمعیت و هم فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی از دشت اردبیل توسعه بیش‌تری دارد، از بازه تغییرات نیترات نسبتاً کم‌تری برخوردار است. لازم به ذکر است مقدار نیترات در دشت تهران از ۱۲/۸ تا ۲۰۳ میلی‌گرم در لیتر با مقدار متوسطی برابر با ۵۲/۷ میلی‌گرم در لیتر متغیر می‌باشد (Ghahremanzadeh et al., 2018; Noori et al., 2022).

دسته دوم (C2) با ۵۸ درصد کل چاه‌ها اغلب در محدوده میانی، غرب و مناطق شهری آبخوان گسترده شده است که فقط برای پارامتر BOD دارای حداکثر مقدار می‌باشد. متوسط غلظت نیترات در چاه‌های این دسته برابر با ۲۹/۲ میلی‌گرم در لیتر و حداکثر مقدار نیترات در چاه‌های این دسته برابر با ۷۶/۷ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. چاه‌های این دسته به دو زیردسته C2-1 و C2-2 تقسیم‌بندی شده‌اند که دسته C2-1 در نواحی زراعی-باغی و در مناطق مرکزی و شهری پخش شده‌اند. دسته C2-2 نیز در نواحی شمالی، مرکزی و شهری گسترش یافته‌اند.

دسته سوم (C3) نیز با پنج درصد کل چاه‌ها در نواحی جنوب غربی و مناطق شهری گسترده شده است. در این دسته اکثر پارامترها به جز پارامترهای اسیدیت، اکسیژن محلول در آب و BOD دارای حداکثر مقدار می‌باشند. دو زیر دسته C3-1 و C3-2 زیرمجموعه‌های دسته سوم می‌باشند که به ترتیب دسته C3-1 در مناطق شهری و دسته C3-2 در مناطق جنوب غربی گسترده شده است. مقدار متوسط نیترات در چاه‌های این دسته برابر با ۲۷ میلی‌گرم در لیتر و ماکسیمم مقدار نیترات در چاه‌های این دسته برابر با ۷۹/۶ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. به‌طور کلی بیش‌ترین مقدار متوسط نیترات با مقدار ۴۱/۷ میلی‌گرم در لیتر مربوط به چاه‌های C3-1 و کم‌ترین این مقدار با ۱۲/۱۵ میلی‌گرم در لیتر مربوط به چاه‌های C3-2 می‌باشد. بیش‌ترین مقدار نیترات برابر با ۸۸ میلی‌گرم در لیتر در دسته C1-2 در مناطق شهری

مشاهده شده است که قرارگیری این چاه در محدوده شهری نشان می‌دهد منشأ آلودگی نترات توسط فاضلاب شهری می‌باشد.

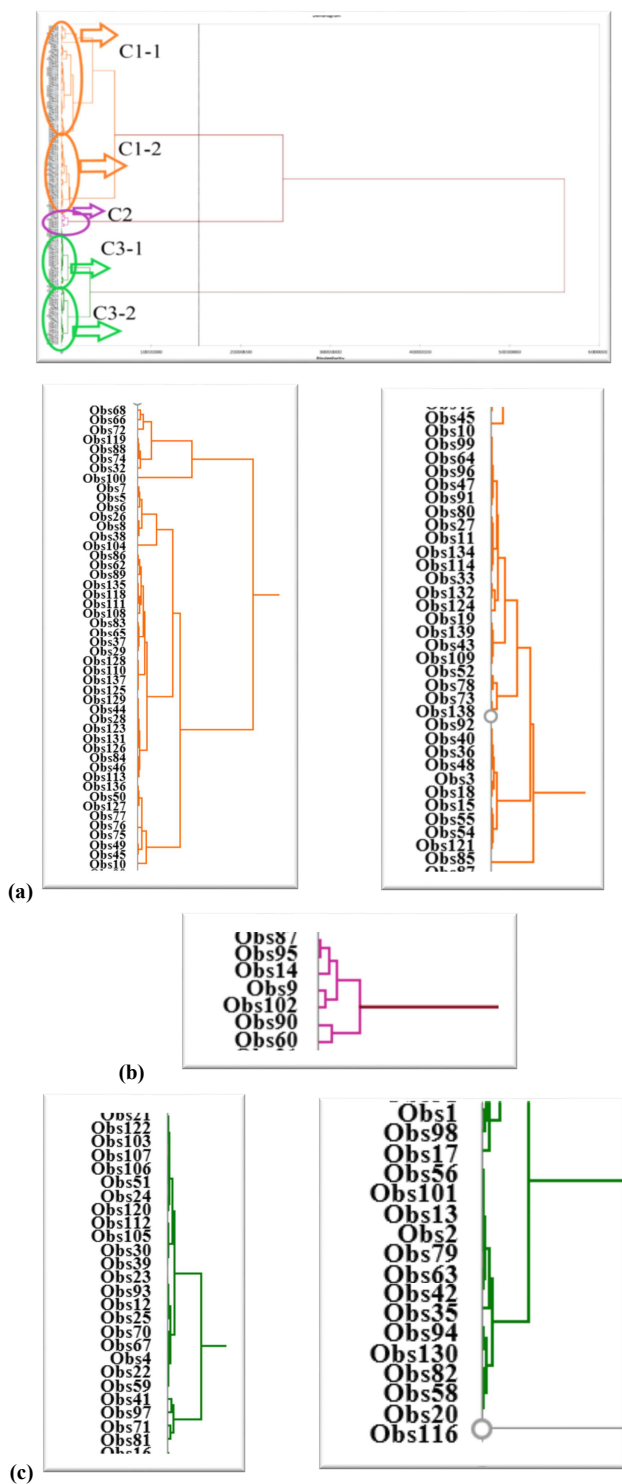


Figure 6. Dendrogram of hiercehcal cluster analysis, (a) C1-1 & C1-2, (b) C2, (c) C3-1 & C3-2

در جدول (۶) مقادیر متوسط پارامترها در خوشه‌بندی‌ها ارائه شده است. مقادیر متوسط حداکثر پارامترها با رنگ نارنجی و مقادیر متوسط حداقل با رنگ سبز نشان داده شده است. همان‌طور که مشخص است مقادیر حداقل میانگین تمامی پارامترها (به جز کلیفرم مدفوعی، نیترات، pH، DO و BOD) مربوط به دسته C1 است. مقادیر حداکثر میانگین تمامی پارامترها (به جز pH، DO و BOD) مربوط به دسته C3 می‌باشد.

وضعیت کاربری اراضی آبخوان دشت اردبیل در شکل (۷) نشان داده شده است. همان‌طور که در شکل ملاحظه می‌شود منطقه مسکونی و شهر اردبیل در قسمت غرب واقع شده است. اراضی کشاورزی در بخش‌های مرکزی، شمال، شرق و جنوب آبخوان به صورت گسترده‌ای پخش شده است. با توجه به نقشه کاربری اراضی دشت مورد مطالعه می‌توان نتیجه گرفت که پساب‌ها و زهاب‌های اراضی زراعی و باغی و همچنین فاضلاب‌های مناطق شهری عامل اصلی غلظت نیترات در آبخوان دشت اردبیل می‌باشد.

Table 6. Average value of hydrochemical parameters on HCA

Average	Fecal Coliform	Cl	F	SO ₄	HCO ₃	NO ₃	PO ₄	EC	TDS	PH	Do	BOD	COD	Ca	Mg	K	Na
C1-1	3.56	61.01	0.39	154.00	304.49	16.93	0.23	538.63	302.19	7.68	5.48	0.88	3.96	57.83	19.47	10.34	43.24
C1-2	6.62	78.03	0.41	149.30	323.57	20.72	0.33	897.50	570.71	7.47	5.34	1.63	4.95	81.15	28.18	8.34	77.23
C2-1	11.00	234.19	0.58	387.59	459.09	30.32	0.56	1755.75	1228.14	7.40	5.13	2.16	6.40	153.25	57.68	29.71	195.70
C2-2	4.31	148.86	0.61	339.83	453.06	28.08	0.48	1347.32	928.19	7.41	4.94	1.69	4.53	138.20	47.24	17.04	154.00
C3-1	18.40	300.32	0.70	356.21	505.86	41.70	0.45	3093.4	2269.8	7.21	4.17	1.80	5.44	224.18	87.34	33.80	324.84
C3-2	2.00	428.00	0.91	615.30	600.00	12.15	0.70	3115.	2505.5	7.41	4.75	0.50	6.71	310.95	112.40	27.65	366.25

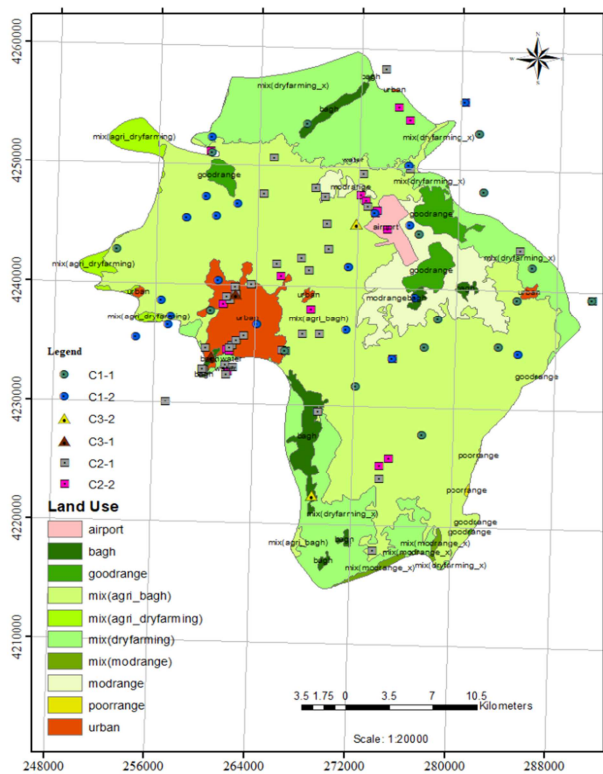


Figure 7. Spatial distribution of HCA clustering of study area

۴. نتیجه‌گیری

در مطالعه حاضر منشأ آلودگی نیترات آبخوان دشت اردبیل و عوامل و فرایندهای مؤثر بر ژئوشیمی آب زیرزمینی این آبخوان به دلیل محدودیت روش گرافیکی در خصوص پارامتر نیترات با استفاده از روش تحلیل عاملی و خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی به کمک نرم‌افزار XLSTAT 2016 بررسی شد. داده‌های مورد استفاده در این پژوهش شامل داده‌های ۱۳۹ چاه بودند که دارای دوبار اندازه‌گیری در سال شامل فصل تر و خشک بودند. هر چاه دارای اندازه‌گیری ۲۰ پارامتر هیدروژئوشیمیایی بود. برای رسیدن به نتایج دقیق ابتدا به کمک روش Grubbs Test داده‌های پرت حذف و با روش mean imputation method داده‌های حذف‌شده بازسازی شد. ماتریس همبستگی به منظور ارتباط پارامترهای هیدروژئوشیمیایی برای دو فصل تر و خشک تهیه شد. اگرچه با وجود دسترسی به داده‌های یک ساله نیترات در دشت مورد مطالعه ماتریس همبستگی نشان داد که همبستگی قوی بین EC و TDS برای فصل تر ($r=0/963$) و برای فصل خشک با ($r=0/829$) برقرار است که می‌تواند ناشی از انحلال پارامترها باشد. همبستگی بالای TDS با کلراید، کلسیم، منیزیم و پتاسیم می‌تواند ناشی از منابع زمین‌زاد سنگ‌های بستر و یا ریشه‌های شوری که توسط عوامل انسان‌زاد پدیدار شده‌اند، باشد. نیترات در فصل تر بیش‌ترین همبستگی را با پارامترهای کلسیم، منیزیم و سولفات و در فصل خشک بیش‌ترین همبستگی را ابتدا با سولفات و سپس با پارامترهای BOD، EC، pH، TDS و بی‌کربنات دارد. همبستگی نیترات با پارامترهای ذکر شده نشان می‌دهد، عواملی مانند فاضلاب خانگی، فاضلاب تصفیه‌شده و فعالیت‌های کشاورزی (استفاده بیش از حد از کودها) در این آلودگی نقش عمده دارند.

برای بررسی کفایت داده‌های موجود برای استفاده در روش تحلیل عاملی (PCA) آزمون KMO انجام گرفت. از بین ۲۰ پارامتر تعداد ۱۷ پارامتر دارای کفایت لازم برای استفاده در روش تحلیل عاملی (PCA) بودند. به‌طور کلی تحلیل عاملی براساس مشخصه‌های کیفیت نشان داد که ۶۸ درصد تغییرات کیفیت آب زیرزمینی آبخوان دشت اردبیل با پنج عامل اصلی کنترل می‌شود. روش تحلیل عاملی منجر به استخراج پنج عامل مؤثر بر کیفیت آب زیرزمینی دشت مورد مطالعه با مجموع واریانس ۶۸/۰۹ درصد شد. مؤلفه‌های اول، چهارم، پنجم با مجموع واریانس ۴۸/۳۲ درصد ناشی از فرایندهای زمین‌زاد هستند، اما مؤلفه دوم و سوم با واریانس ۱۹/۷۷ درصد با تأثیر کلیفرم مدفوعی، BOD، نیترات و فسفات انسان‌زاد محسوب می‌شود که ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و پساب فاضلاب‌های خانگی است. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت که فرایندهای زمین‌زاد عامل عمده کنترل‌کننده شیمی آب زیرزمینی آبخوان دشت اردبیل می‌باشد.

روش خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی نمونه‌های آبی را در سه خوشه C1، C2 و C3 قرار داده است. نمونه‌های آبی مربوط به خوشه یک در بخش‌های شمال، شرق، جنوب و قسمت‌هایی از مرکز، غرب با کاربری اراضی-باغی، مرتع متوسط و مناطق درای کشت دیم و همچنین مناطق شهری گسترده شده است. این دسته با ۳۷ درصد کل چاه‌ها به جز برای پارامترهای کلیفرم مدفوعی، نیترات، اسیدیتته، اکسیژن محلول در آب و BOD اکثراً دارای مقادیر حداقل تمامی پارامترها می‌باشد. نمونه‌های خوشه دوم اغلب در محدوده مرکزی، غرب و مناطق شهری آبخوان گسترده شده است که فقط برای پارامتر BOD دارای حداکثر مقدار می‌باشد. از لحاظ کاربری اراضی خوشه دوم در مناطق با کاربری زراعی-باغی، و مسکونی گسترده شده است. نمونه‌های خوشه سوم در نواحی جنوب‌غربی و مناطق شهری گسترش یافته است. در این خوشه اکثر پارامترها به جز پارامترهای اسیدیتته، آب، اکسیژن محلول در آب و BOD دارای حداکثر مقدار می‌باشند.

براساس نتایج به‌دست‌آمده از خوشه‌بندی سلسله‌مراتبی برای مقادیر هدایت الکتریکی و ذرات جامد محلول تفاوت حداکثری بین مقادیر خوشه یک و خوشه سوم وجود دارد. به‌طور کلی مقادیر بالای TDS در آب زیرزمینی می‌تواند دلیلی بر تأثیرات توپوگرافی، سنگ‌های بستر و سنگ‌های واقع در مسیر آب عبوری و همچنین تخلیه رواناب و آب سطحی به

آب زیرزمینی باشد که بالا بودن یون بی‌کربنات در عامل اول تصدیقی بر این امر بوده و نشان می‌دهد تغذیه آبخوان ناشی از بارندگی در سطح دشت می‌باشد.

بیشترین مقدار متوسط نیترات مربوط به چاه‌های C3-1 و کمترین این مقدار مربوط به چاه‌های C3-2 است. حداکثر مقدار نیترات در چاه‌ها برابر با ۸۸ میلی‌گرم در لیتر در دسته C1-2 در مناطق شهری مشاهده شده است که ناشی از فاضلاب و پساب شهری می‌باشد.

به‌طور کلی وجود فرایندهای انحلال و تبادل یونی از یک طرف و عدم توسعه کامل سیستم فاضلاب در منطقه مورد مطالعه که پیامد آن نفوذ فاضلاب خانگی و صنعتی در آب زیرزمینی می‌باشد، از طرف دیگر زمینه را برای آلودگی آبخوان فراهم می‌کند، که در کنار عوامل یادشده آلودگی کشاورزی از جمله عوامل دیگری است که باعث آلودگی آب زیرزمینی آبخوان می‌شود. رویکرد ارائه‌شده در این پژوهش می‌تواند به‌عنوان ابزاری برای پایش کیفی آب و ارتباط پارامترهای هیدروژئوشیمیایی برای شناخت منشأ آلودگی و ارتباط این عوامل با کاربری اراضی و پارامترهای زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی استفاده شود.

۵. پی‌نوشت‌ها

1. Piper Diagram
2. Kiriging
3. Cokriging
4. Principal Components Analysis
5. Heirechical Cluster Analysis
6. Fuzzy Cluster Method
7. Eigenvalue
8. Factor loadings
9. Factor Scores
10. Kaiser-Mayer-Olkin
11. Ward
12. Outlier Data

۶. تعارض منافع

هیچ‌گونه تعارض منافی توسط نویسندگان وجود ندارد.

۷. منابع

- Adepelumi, A. A., Ako, B. D., Ajayi, T. R., Afolabi, O., & Omotoso, E. J. (2009). Delineation of saltwater intrusion into the freshwater aquifer of Lekki Peninsula, Lagos, Nigeria. *Environmental Geology*, 56(5), 927-933.
- Akbari, E., Nadiri, A. A., & Sadghi Aghdam, F. (2022). Hydrochemical Characteristics Investigation of Khoy Plain Aquifer and Determination of Probable Anomalies Sources. *Water and Irrigation Management*, 11(4), 867-883. (In Persian)
- Alami, M., Nourani, V., & Daneshvar Vousoughi, F. (2016). Using Spatial Clustering in Forecasting Groundwater Quality Parameters by ANFIS. *Journal of Water and Wastewater; Ab va Fazilab* (In persian), 27(3), 62-74.

- Ardabil Regional Water Authority. (2013). *Investigation of Groundwater Balance in Ardabil Plain*. Ardabil Regional Water Authority, Ardabil, Iran (In Persian).
- Boyd, C. E. (2019). *Water quality: an introduction*. Springer Nature.
- Dalton, M.G., & Upchurch, S.G. (1978). Interpretation of hydrochemical faces by factor analysis. *Journal of Groundwater*, 16(4), 228-233.
- Daneshvar vosoghi, F., & Dinpashoh, Y. (2013). Trend of groundwater quality of Ardabil plain using the spearman method. *Journal of Environmental Studies*, 38(64), 17-28. (In Persian)
- Dash, S., & Kalamdhad, A. S. (2021). Hydrochemical dynamics of water quality for irrigation use and introducing a new water quality index incorporating multivariate statistics. *Environmental Earth Sciences*, 80(3), 1-21.
- Darvishzadeh, A., (2018). *Iran geological: Stratigraphy, Tectonic, Metamorphic and Magmatism*. Tehran, AmirKabir;
- Driver, H. E., & Kroeber, A. L. (1932). *Quantitative expression of cultural relationships* (Vol. 31, No. 4). Berkeley: University of California Press. Volume 31(4), 211-256.
- Ebrahimi Varzane, S., Zarei, H., TishehZan, P., & Akhondali, A. M. (2019). Evaluation of groundwater-surface water interaction by using cluster analysis (case study: western part of Dezful-Andimeshk plain). *Iran-Water Resources Research*, 15(3), 246-257 (In Persian).
- EPA. (2006). *Hydrogeological assessment (groundwater quality) guideline*. EPA Victoria, Publication 888, ISBN 0730676587, Australia.
- Everest, T., & Özcan, H. (2019). Applying multivariate statistics for identification of groundwater resources and qualities in NW Turkey. *Environmental monitoring and assessment*, 191(2), 1-17.
- Ferchichi, H., Ben Hamouda, M. F., Farhat, B., & Ben Mammou, A. (2018). Assessment of groundwater salinity using GIS and multivariate statistics in a coastal Mediterranean aquifer. *International journal of environmental science and technology*, 15(11), 2473-2492.
- Garg, V. K., Suthar, S., Singh, S., Sheoran, A., & Jain, S. (2009). Drinking water quality in villages of southwestern Haryana, India: assessing human health risks associated with hydrochemistry. *Environmental Geology*, 58(6), 1329-1340.
- Gharah mahmoudlou, M., & Raghimi, M., & Heshmat pour, A. (2007). Hydro geochemical study of Gorgan water sources using factor analysis and cluster analysis methods. *Journal of environmental studies*, 33(43), 73-82. (Persian)
- Ghahremanzadeh, H., Noori, R., Baghvand, A., & Nasrabadi, T. (2018). Evaluating the main sources of groundwater pollution in the southern Tehran aquifer using principal component factor analysis. *Environmental geochemistry and health*, 40(4), 1317-1328.
- Institute of Standards and Industrial Research of Iran (IDWS). (2010). *Iranian drinking water standard -Physical and chemical specifications*. ISIRI 1053, 5th.revision. (In Persian)
- Kannel, P. R., Lee, S., Kanel, S. R., & Khan, S. P. (2007). Chemometric application in classification and assessment of monitoring locations of an urban river system. *Analytica Chimica Acta*, 582(2), 390-399.
- khanduzi, F., Pari Zanganeh, A., Aamani, A., & Dadban Shahamat, Y. (2015). Survey of hydro-geochemical quality and health of groundwater in ramian, Golestan Province, Iran. *Journal of Health Research in Community*, 1(3), 41-52.

- Khodabakhshi, M., Karimzadeh, F., Khoshmanesh, B., & Zieazarifi, A. (2019). Investigating and identification of sources and parameters of water pollution in Karaj River in Islamshahr range. *12(45)*, 39-48
- Kord, M. (2014). *Numerical Modeling of the Ardabil Plain Aquifer and Its Management Using Optimization of Groundwater Extraction*. PhD thesis, Department of Geology, University of Tabriz, Tabriz, Iran. (In Persian).
- Kord, M., & Moghaddam, A. A. (2014). Spatial analysis of Ardabil plain aquifer potable groundwater using fuzzy logic. *Journal of King Saud University-Science*, *26(2)*, 129-140.
- Lawrence, F.W., & Upchurch, S. B. (1982). Identification of water recharges areas using geochemical factor analysis. *Groundwater*, *20*, 680-687.
- Maghrebi, M., Noori, R., Bhattarai, R., Mundher Yaseen, Z., Tang, Q., Al-Ansari, N., ... & Madani, K. (2020). Iran's Agriculture in the Anthropocene. *Earth's Future*, *8(9)*, e2020EF001547.
- Mahmoodi Nezhad, Y. (2012). *The sources of nitrate in drinking wells of pasargad region*. Master dissertation. Shiraz University. Iran. (In Persian)
- Nadiri, A. A., Moghaddam, A. A., Tsai, F. T., & Fijani, E. (2013). Hydrogeochemical analysis for Tasuj plain aquifer, Iran. *Journal of earth system science*, *122(4)*, 1091-1105.
- Nadiri, A., Ruzrakh, J., & Asgharimoghadam, A. (2016). Hydrogeochemical and hydrogeological study of Harzandat plain aquifer using multivariate statistical methods and graphical methods. *Journal of Iran Water Research*, *23(10)*, 111-122. (In Persian).
- Nag, S. K., & Das, S. (2014). Quality assessment of groundwater with special emphasis on irrigation and domestic suitability in Suri I & II blocks, Birbhum district, West Bengal, India. *India Am J Water Resour*, *2(4)*, 81-98.
- Nguyen, B. T., Nguyen, T. M. T., & Bach, Q. V. (2020). Assessment of groundwater quality based on principal component analysis and pollution source-based examination: a case study in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192(6)*, 1-13.
- Noori, R., Kerachian, R., Khodadadi Darban, A., & Shakibaenia, A. (2007). Assessment of importance of water quality monitoring stations using principal components analysis and factor analysis: A case study of the Karoon river. *Journal of Water and Wastewater; Ab va Fazilab*, *18(3)*, 60-69. (In persian).
- Noori, R., Farahni, F., Jun, C., Aradpour, S., Bateni, S. M., Ghazban, F., & Abolfathi, S. (2022). A non-threshold model to estimate carcinogenic risk of nitrate-nitrite in drinking water. *Journal of Cleaner Production*, 132432.
- Oudouris, K., Panagopoulos, A., & Koumantakis, J. (2000). Multivariate statistical analysis in the assessment of hydrochemistry of the Northern Korinthia prefecture alluvial aquifer system (Peloponnese, Greece). *Natural Resources Research*, *9(2)*, 135-146.
- Rahmanian, N., Ali, S. H. B., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadeh, Y., & Nizami, A. S. (2015). Analysis of physiochemical parameters to evaluate the drinking water quality in the State of Perak, Malaysia. *Journal of Chemistry*.
- Rawat, R., & Siddiqui, A.R. (2019). Assessment of Physiochemical Characteristics of Drinking Water Quality in Allahabad Metropolitan City India. *The Oriental Anthropol*, *19(1)*, 121-135.
- Sanchez-Perez, J. M. & Tremolieres, M., (2003). Changes in groundwater chemistry as a consequence of suppressions of floods. Rhine floodplains case. *Journal of Hydrology*, *270*, 89-04

- Shyu, G. S., Cheng, B. Y., Chiang, C. T., Yao, P. H., & Chang, T. K. (2011). Applying factor analysis combined with kriging and information entropy theory for mapping and evaluating the stability of groundwater quality variation in Taiwan. *International journal of environmental research and public health*, 8(4), 1084-1109.
- Srivastava, S.K., & Ramanathan, A.L. (2007). Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Delhi, India, using graphical and multivariate statistical methods. *Environmental Geology*, 53, 1509-1528.
- Vasanthavignar, M., Srinivasamoorthy, K., Vijayaragavan, K., Rajiv Ganthi, R., Chidambaram, S., Anandhan, P., & Ward Jr, J. H. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American statistical association*, 58(301), 236-244.
- World Health Organization (WHO). (2017) *Guidelines for drinking-water quality*. forth edition. incorporating the 1st addendum. ISBN 978 92 4 1549950.
- Yidana, S. M., & Yidana, A. (2010). An assessment of the origin and variation of groundwater salinity in southeastern Ghana. *Environmental Earth Sciences*, 61(6), 1259-1273.