

تشخیص و پهنه‌بندی مکانی شاخص کیفی چند متغیره آب زیرزمینی با استفاده از ترکیب روش فازی

جمال ظاهرپور^۱

محمد رضا نیکو^۲

مسعود تجریشی^۳

محسن ناصری^۴

پذیرش ۹۰/۸/۴

دریافت ۸۹/۱۰/۱۱

چکیده

روشهای ارزیابی کیفیت منابع آب زیرزمینی و تشخیص موقعیتهای مناسب برداشت برای شرب و استفاده کشاورزی، از مسائلی است که به لحاظ کاربردی بودن، استفاده فراوانی دارد. ارائه یک روش پهنه‌بندی کیفی جدید با تعیین حدود و شاخص کیفی مناسب از اهم اهداف تحقیق حاضر بود. در این مطالعه پس از ارزیابی متغیرهای کیفی آب در هر چاه پایش، روشی کارا به منظور استنتاج شاخص کلی کیفیت آب با به کارگیری ساختار تشخیص و ارزیابی فازی به کار برده شد. در ادامه، اطلاعات ۲۱۷ چاه برداشت آب در دشت قزوین که شامل ۱۲ پارامتر شیمیایی کیفیت آب بود، به منظور ارزیابی شاخص کیفی پیشنهادی مورد استفاده قرار گرفت. در نهایت، شاخص کیفی فازی جدید با استفاده از یکی از جدیدترین رویکردهای تخمین مکانی بهینه شده توسط الگوریتم ژنتیک به کل منطقه دشت قزوین تعمیم یافت. نتایج نشان‌دهنده کارایی روش پیشنهادی در پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی بود. یکی از نقاط قوت روش پیشنهادی، پرهیز از تجمیع قطعیت‌گرایانه کیفیت و ارائه شاخصی پیوسته به منظور ارزیابی کیفی آب زیرزمینی بود.

واژه‌های کلیدی: آب زیرزمینی، شاخص کیفی آب، پهنه‌بندی، رویکرد ارزیابی فازی

Recognition and Spatial Mapping of Multivariate Groundwater Quality Index using Combined Fuzzy Method

Mohsen Nasser¹

Masoud Tajrishi²

Mohammad reza Nikoo³

Jamal Zaherpour⁴

(Received Jan. 1, 2011

Accepted Oct. 26, 2011)

Abstract

Methods for evaluating the quality of groundwater resources and recognition of appropriate locations for urban and agricultural water demand has been known as an important item in water resources planning. The main focus of this paper has been addressed a new water quality mapping based on coupling of fuzzy approximation and water quality indexing. In this paper, after indexing water quality in each monitoring well, based on fuzzy reasoning a new global fuzzy indexing has been presented. In this regard, 12 water quality parameters for 217 monitoring wells in the province of Ghazvin in the north have been used. In the final step, map of fuzzy evaluation over the area of interest has been provided based on an optimized new spatial approximation via Genetic Algorithm (GA). The results showed the capability of the proposed methodology for groundwater quality mapping. The most important contribution of this paper is successful combination of fuzzy reasoning and water quality indexing as a continuous function for evaluating groundwater quality mapping.

Keywords: Groundwater, Water Quality Index, Water Quality Zoning, Fuzzy Approximation.

1. Ph.D. Student of Water Resources, Dept. of Civil Eng., Tehran University, Tehran (+98 21) 82473146 (Corresponding Author) mnasser@ut.ac.ir
2. Assoc. Prof. of Civil Eng., Dept. of Civil Eng., Sharif University of Tech., Tehran
3. Grad. Ph.D. of Civil and Water Eng., Dept. of Eng., Tehran University, Tehran
4. M.Sc. of Water Resources Management, Tehran Regional Water Company, Tehran

- ۱- دانشجوی دکتری منابع آب، دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه تهران، تهران ۸۲۴۷۳۱۴۶ (نوسنده مسئول) mnasser@ut.ac.ir
- ۲- دانشیار مهندسی عمران، دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی شریف، تهران
- ۳- دانش‌آموخته دکتری عمران- آب، دانشکده فنی، دانشگاه تهران، تهران
- ۴- کارشناس ارشد مدیریت منابع آب، شرکت آب منطقه‌ای تهران،

محلول (TDS) را به عنوان پارامترهای مؤثر در کیفیت آب برگزیده است و برای نمایه خویش شدت ۱ تا ۴ را در نظر گرفته است. هورتون نمایه خویش را با استفاده از رابطه ریاضی زیر بیان نموده است

$$WQI = \frac{\sum w_i i_i}{\sum w_i} m_1 m_2 \quad (1)$$

که در این رابطه

i مقدار پارامتر کیفی مورد نظر، w وزن پارامتر بر اساس تشخیص تصمیم‌گیر و شرایط محیطی است و ضرائب m_1 و m_2 نیز با توجه به شرایط دما و محیط تعریف می‌شوند. این نمایه بعدها توسط اُت^۳ در سال ۱۹۷۸ توسعه یافته است و در کتاب راهنمای کیفیت آب ایالات متحده موقعیتی قابل توجه را به دست آورده است و به عنوان نمایه سازمان ملی بهداشت^۴ شهرت یافته است [۵]. از جمله یکی از مهم‌ترین رویکردهای مبتنی بر روش هورتون می‌توان به روش مشهور اورگان اشاره کرد که توسط کود^۵ در سال ۲۰۰۱ ارائه شده است [۷]. این روش در ابتدا بر مبنای خصوصیت رودخانه‌ها در ایالت اورگان ارائه شده است ولی پس از مدتی در قالب روشهای هورتونی^۶ تشخیص و ارزیابی کیفیت آب، طبقه‌بندی شده است. ساختار مناسب روش ارائه شده توسط هورتون مبنای بسیاری از مطالعات بعدی شد که تا امروز رویکردهای مختلفی اما بر مبنای این روش به جوامع علمی پیشنهاد شده است [۸ و ۹]. عباسی به بررسی ۱۴ مورد شاخص کلی کیفیت آب که در طی سالهای ۱۹۶۵ تا ۱۹۸۹ بر مبنای رویکرد هورتونی بنیاد گذاشته شده بودند، پرداخته است [۱۰]. در کنار روش هورتونی ارائه نمایه کیفیت آب، می‌توان به روش مبتنی بر آمار نیز اشاره نمود. جونگ و همکاران^۷ در سال ۱۹۷۸ از آنالیز مؤلفه‌ها به منظور بررسی شاخص کیفی آب بهره برده‌اند [۱۱]. در ادامه آنالیز مؤلفه‌ها با رویکردی غیرخطی توسط کندال^۸ تکمیل شده است [۱۲]. شیفر^۹ و کونانور^{۱۰} در سال ۱۹۷۷ با به‌کارگیری تابع توزیع آماری بنا به ارزیابی کیفیت آب اقدام نموده‌اند [۱۳]. استفاده از روشهای آماری تاکنون ادامه داشته و با استفاده از روشهای آنالیز مؤلفه‌های اصلی^{۱۱} به بررسی و طبقه‌بندی کیفیت آب پرداخته شده است [۱۴-۱۶].

دسته سوم از روشهای به‌کار گرفته شده به منظور تبیین نمایه کیفیت آب، روشهای فازی است. کونگ و همکاران^{۱۲} در سال

کیفیت، کمیّت و دسترسی به منابع آب، به‌ویژه منابع قابل شرب یکی از نکات قابل توجه در مدیریت جوامع شهری و روستایی در سطح کلان است. سه عامل ذکر شده از نکات مهم تصمیم‌گیری در مدیریت استراتژیک و برنامه‌ریزی جمعیتی محسوب می‌شود. مباحث کمیّ و دسترسی به منابع آب به‌صورت اخص در هیدرولوژی، هیدرولیک آبهای زیرزمینی و مدیریت منابع آب بررسی می‌شود. اما موضوعات کیفی و بررسی آلودگی و آلاینده‌های موجود در منابع آب موضوع اولیه و از اهداف اصلی مهندسی محیط زیست است. البته مباحث کیفی آب ارتباطی منسجم و معنی‌دار با موضوعات کمیّ آب دارد.

بررسی متغیرهای کیفی و استنتاج کیفیت آب از مواردی است که به‌صورت جدی توسط استانداردهای جهانی کیفیت آب بررسی شده است [۱ و ۲]. البته کشورهای مختلف با توجه به توانایی‌های اقتصادی و فنی، برداشت‌های خاص خود را از مفاد آن داشته و این استانداردها را به‌صورت آیین‌نامه‌های بومی بازخوانی کرده‌اند. ایران نیز از چنین راهنمایی برخوردار بوده، به‌نحوی که امروز این آیین‌نامه، مبنای ارزیابی‌های کیفیت آب شرب در کشور محسوب می‌شود [۳]. گستردگی و تنوع در مورد محدوده‌های مجاز، غیرمجاز و یا مطلوب هر یک از اجزای شیمیایی و یا بیولوژیکی آب، اهمیت تعریف و برداشت واحدی را نسبت به کیفیت آب ایجاد می‌نماید. در ادبیات فنی موضوع، این شاخص را نمایه کیفیت آب^۱ می‌نامند [۴ و ۵]. محققان بسیاری در ارائه این نمایه، مطابق با فیزیک موضوع و برداشت فنی خویش تلاش نموده و نمایه‌های مختلفی را ثبت نموده‌اند. اما غالب این نمایه‌ها دارای ساختاری پیچیده بوده و منطق حاکم بر آن، قطعیت‌گرا (در مقابل فازی) بوده است [۴]. البته در سالهای اخیر، در جهت به‌کارگیری سیستم استنتاج فازی در این زمینه تلاش شده ولی همچنان از پیچیدگی مسئله کاسته نشده و دستیابی به معیاری گویا، ساده و البته فازی از چالشهای تحقیقاتی است.

در این مقاله بر مبنای تعاریف حدود مطلوب و مجاز در دامنه پارامترهای شیمیایی موجود در آب، پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی در دشت قزوین بر اساس رویکرد فازی پیشنهادی صورت پذیرفت. هورتون^۲ در سال ۱۹۶۵ از اولین محققانی است که به ارائه نمایه کیفی آب با استفاده از پارامترهای مختلف پرداخته است [۶]. وی ۱۰ پارامتر کیفی آب همانند اکسیژن محلول (DO)، اسیدیته (pH)، تخم انگل، سختی ویژه، کدورت، کلراید و کل مواد جامد

¹ Water Quality Index

² Horton

³ Ott

⁴ National Sanitation Foundation (NSF)

⁵ Cude

⁶ Hortonian Approach

⁷ Jaung et al

⁸ Kendall's Non-Parametric Test

⁹ Shcaeffler

¹⁰ Konanur

¹¹ Principal Component Analysis

¹² Kung et al.

۲- مطالعه موردی

منطقه مورد مطالعه در این تحقیق در استان قزوین واقع شده است. این استان با مساحتی بالغ بر ۱۵۴۴۰ کیلومتر مربع در موقعیت جغرافیایی ۴۵' و ۴۸' تا ۵۰' و ۵۰" طول شرقی و ۲۴' و ۳۵" تا ۴۹' و ۳۶" عرض شمالی، در بخش شمال باختری کشور جای گرفته است. این استان از شمال با استان گیلان، از شمال شرقی با استان مازندران، از شرق با استان تهران، از جنوب با استان‌های مرکزی و همدان و از غرب با استان زنجان همجوار است. مشخصه‌های عمده و اصلی سفره‌های آب زیرزمینی استان شامل مشخصات سفره‌های آبرفتی، سطح برخورد با آب زیرزمینی، ضخامت آبرفت، ضریب قابلیت انتقال، ضریب ذخیره و مشخصه‌های کیفی آب زیرزمینی شامل هدایت الکتریکی، میزان کلر، میزان نسبت جذبی سدیم (SAR) در جدولهای ۱ تا ۳ ارائه گردیده است [۲۳]. در جدولهای ارائه شده برخی از مقادیر غیر قابل دسترس ارائه نشده است. در شکل ۱ موقعیت منطقه مورد مطالعه مشخص شده است.

جدول ۱- تقسیمات هیدرولوژیک و سفره آب زیرزمینی استان قزوین به تفکیک حوضه و زیرحوضه (کیلومتر مربع)

ردیف	واحد هیدرولوژیک		حوضه	زیرحوضه
	نام	وسعت		
۱	قزوین- تاکستان	۸۹۰۰	مرکزی	شور
۲	آوج	۱۲۰۰	مرکزی	شور
۳	قیدار	۱۱۰۰	مرکزی	شور
۴	زرنداویه ساوه	۱۰۳	مرکزی	شور

در شکل ۱ موقعیت ۲۱۷ چاه که در آنها نمونه‌گیری صورت پذیرفته، ارائه شده است. در جدول ۴ اطلاعات اجمالی مربوط به پارامترهای شیمیایی کیفی منطقه و خصوصیات آماری آنها آورده شده است. بیشتر پارامترها در جدول ۴ بر مبنای میلی‌اکی‌والان بر لیتر بوده و در سایر موارد در جدول اشاره شده است. با توجه به جدول از میان پارامترهای معمول شیمیایی، تنها پارامترهای نیتروژن و فسفر مورد سنجش واقع نشده‌اند. با استفاده از پارامترهای ارائه شده در جدول ۴، پارامترهای SAR، Na⁺، درصد آنیون و کاتیون نیز قابل محاسبه هستند. با توجه به تأثیر و تأثرپذیری شیمیایی و حضور متناسب برخی از عناصر مورد سنجش در آب و به منظور نمایش تنوع حاکم بر کیفیت شیمیایی منطقه، در جدول ۵ همبستگی مقادیر در مجموع ۲۱۷ نقطه ارائه شده است.

همان‌گونه که انتظار می‌رفت، پارامترهایی همچون TDS و EC دارای تشابه رفتاری قابل ملاحظه‌ای هستند. ولی چنین سطحی از تشابه رفتاری در پارامترهای شیمیایی مستقل، کمتر ملاحظه

برای اولین بار به تدوین شاخص کیفیت با استفاده از روش خوشه‌بندی فازی پرداخته‌اند [۱۷]. اما تبیین فازی پارامترهای کیفی توسط سی و همکاران^۱ در سال ۱۹۹۳ انجام پذیرفته است. وی به جای ضریب سنتی موجود بین صفر تا ۱۰۰ با لحاظ نمودن عدم قطعیت‌های موجود در منابع آبی، مقدار آن را به ۰ تا ۱ کاهش داد [۱۸]. سیلورت^۲ در سال ۲۰۰۰ با به‌کارگیری استنتاج فازی به بررسی کیفیت یک منطقه ساحلی پرداخته است [۱۹]. اکامپودکو و همکاران^۳ در سال ۲۰۰۶ روش جدیدی را با استفاده از سیستم استنتاج فازی به منظور بازه‌بندی کیفیت آب رودخانه‌ای در اسپانیا ارائه نموده‌اند. ایشان تعداد ۱۷ پارامتر کیفی (شیمیایی و بیولوژیکی) را به‌کار برده و در نهایت، کیفیت آب بازه‌های مختلف رودخانه را در سه کلاس ضعیف، متوسط و خوب تقسیم‌بندی کرده‌اند [۲۰]. با الهام از این روش داهیا و همکاران^۴ در سال ۲۰۰۷ سیستم استنتاج فازی را به منظور تشخیص کیفیت آب زیرزمینی به‌کار برده‌اند. ایشان با استفاده از ۱۰ پارامتر شیمیایی مربوط به ۴۲ چاه مشاهداتی، تعداد ۴۲ قاعده فازی را به منظور آموزش مدل استنتاج فازی به‌کار برده‌اند [۲۱ و ۲۲].

با توجه به سابقه مطالعاتی ارائه شده می‌توان نتیجه‌گیری نمود که روشهای بالا در دو کلاس عمده قابل بررسی هستند. دسته اول، روشهایی که به صورت ضمنی و یا صریح در رویکردهای هورتونی طبقه‌بندی می‌شوند و دسته دوم، روشهایی که پارامترهای شیمیایی را به مقادیر زبانی^۵ و فازی تبدیل می‌نمایند. یکی از نکاتی که در راستای اصلاح روشهای هورتونی قابل بررسی است، انحراف از معیارهای مطلوب و مجاز کیفیت آب است که به صورت مناسب و واقعی در نظر گرفته نمی‌شوند و این در حالی است که روشهای فازی، به دلیل برخورداری از مبنای عینی‌تر، امکان ارائه واقعی فاصله کیفیت از حدود مطلوب و مجاز را دارند.

در این مطالعه با توجه به حدود آیین‌نامه‌های کیفی آب و استفاده از مفاهیم مجاز و مطلوب، روشی به منظور تبیین کیفیت آب زیرزمینی ارائه شد. به عنوان مطالعه موردی روش پیشنهادی، دشت قزوین با ۲۱۷ چاه برداشت نمونه و سنجش ۱۲ پارامتر شیمیایی مورد ارزیابی قرار گرفت. در ادامه به تبیین موقعیت منطقه و خصوصیات آماری اطلاعات برداشت شده و همچنین رویکرد مورد استفاده در پهنه‌بندی پرداخته شد. مقادیر نمونه‌برداری شده از منظر زمان ثبت اطلاعات با یکدیگر برابر نبودند و از ۳ تا ۲۳ سال آمار ثبت شده که به صورت ادواری در ایستگاه ثبت شده‌اند، متوسط گرفته شده است [۲۳].

¹ Sii et al.

² Silvert

³ Ocampo-Duque et al.

⁴ Dahiya et al.

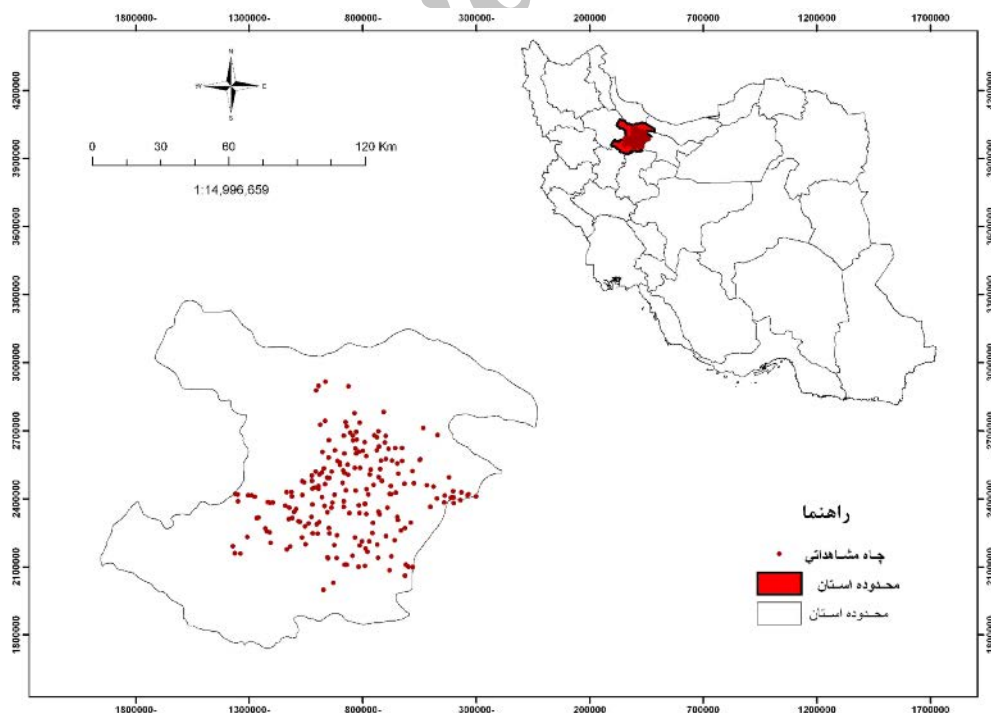
⁵ Linguistic Parameters

جدول ۲- مشخصات سفره‌های آب زیرزمینی دشت‌های استان قزوین

مشخصات آبخوان	سطح آب زیرزمینی (متر)		ضخامت آبرفت (متر)		ضریب قابلیت انتقال (مترمربع در روز)		ضریب ذخیره (درصد)		نام دشت
	حداقل	متوسط	حداکثر	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر		
قزوین- تاکستان	۲	۱۰	۶۰	۳	۳۰۰	۵۰	۵۰۰	۵	۲۰
آوج	-	-	-	-	-	-	-	-	-
قیدار	۳	۷	۱۵	۷	۷۰	-	-	-	-
زرنداویه ساوه	-	-	-	-	-	-	-	-	-

جدول ۳- کیفیت آب زیرزمینی واحدهای هیدرولوژیک (دشت‌ها) استان قزوین

پارامترهای کیفی	هدایت الکتریکی ($\mu S/Cm$)		میزان کلر (mg/L)		S.A.R	طبقه‌بندی آب از نظر کشاورزی	نام دشت
	حداقل	حداکثر	حداقل	حداکثر			
قزوین- تاکستان و بویین	۴۰۰	۹۰۰۰	۲۰	۲۰۰۰	۱/۰۵ تا ۱۴/۳	اکثراً در طبقه C3S2, C3S1, C2S2 و بخش کوچکی نیز در طبقه C4S3, C4S1, C4S2X	
قیدار	۵۰۰	۳۰۰۰	-	-	-	-	
آوج	-	-	-	-	-	-	
زرنداویه ساوه	-	-	-	-	-	-	



شکل ۱- موقعیت مکانی استان قزوین در کشور و پراکنش چاههای مشاهداتی در دشت قزوین

جدول ۴- مشخصات اجمالی پارامترهای کیفی آب زیرزمینی در مکان‌های نمونه‌گیری شده (میلی‌اکی‌والان در لیتر)

ردیف	نوع پارامتر کیفی	بیشینه	کمینه	میانگین	انحراف معیار
۱	EC	۱۲۹۸۰	۱۲۰	۱۷۹۰/۲	۱۵۷۷/۶
۲	TDS (mg/L)	۷۰۳۵	۷۷	۱۰۵۵/۹	۸۹۹/۶
۳	pH	۹/۳	۳/۳	۷/۸	۰/۴۴
۴	CO ₃	۱/۶	۰	۰/۰۸	۰/۲۵
۵	HCO ₃	۸/۱	۰/۸	۳/۵	۱/۱
۶	Cl	۱۱۱	۰/۰۷	۸/۵	۱۱/۷
۷	SO ₄	۶۲	۰/۱	۵/۷	۶/۱
۸	Ca	۴۳	۰/۱۶	۳/۷	۳/۷
۹	Mg	۳۴/۰۱	۰/۱۹	۳/۸	۳/۵
۱۰	Na	۷۷/۸	۰/۴۳	۱۰/۳	۹/۸
۱۱	K	۰/۲۸	۰	۰/۰۷	۰/۰۵
۱۲	سختی کل	۳۰۰۰	۳۴	۳۷۳/۱	۳۳۱/۹

می‌شود. بر این مبنا در یکی از دو مدل پهنه‌بندی کیفی ارائه شده در قسمتهای بعدی از کلیه پارامترهای مستقل بهره گرفته شد که به موقع به آن پرداخته می‌شود.

۳- مواد و روشها

۳-۱- تعیین شاخص کیفیت

در این قسمت به ارائه روش مورد استفاده در این تحقیق اشاره شده است. همان‌گونه که اشاره شد اکثر رویکردهای مورد اشاره در پهنه‌بندی بر مبنای ساختاری قطعیت گرایانه سازماندهی شده‌اند. اما در مقابل، روشهایی نیز بر مبنای شاخصه‌های آماری و احتمالات بنیاد شده‌اند که اوج چنین رویکردی را می‌توان در مدل‌های زمین‌آماری به نام کریجینگ^۱ و یا کریجینگ معمولی^۲ جستجو نمود [۲۴-۲۶]. چنین رویکردی در تبیین کیفیت و یا خصوصیتی در یک نقطه به صورت شاخص بولی (۰ و ۱) در بخش عمده‌ای از رویکردهای پهنه‌بندی، جایگاه خاص خویش را یافته و کیفیت آب و خاک نیز از این قاعده مستثنی نیستند [۲۷-۳۲]. در این روش چنانچه در یک نقطه خصوصیت مورد نظر ارضا شود، مقدار شاخص برابر یک و در غیر این صورت برابر صفر خواهد بود و به این ترتیب رفتار فرایند مورد مطالعه در آن نقطه بیان می‌گردد. سپس با یکی از روشهای بررسی‌های مکانی^۳ به تعمیم خصوصیت مورد نظر

به نقاط دیگر اقدام می‌شود. در این میان می‌توان به فرایندهای حاکم بر مهندسی خاک توسعه سازندها و ساختارهای خاک و زمین‌شناسی و کیفیت آب به‌عنوان نمونه اشاره کرد [۲۴، ۲۵، ۲۷ و ۲۹].

به‌منظور پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی با توجه به تعداد زیاد متغیرهای کیفی تأثیرگذار (چند عامله بودن)، شاخص جدیدی همانند $I_{x,y}$ تعریف شده است. این شاخص به‌صورت حاصلضرب تمام عاملهای مؤثر (کیفی) در هر نقطه بیان شده که هر یک از آن خصوصیتها به‌صورت اعداد صفر و یک بیان شده‌اند و طبعاً شاخص نهایی نقطه نیز مقدار عددی برابر صفر و یا یک خواهد داشت. در رابطه ۲ فرم ریاضی شاخص نهایی برای بررسی‌های چند متغیره ارائه شده است

$$I_{x,y} = \prod_{k=1}^n i_k(x,y) \quad (2)$$

که در این رابطه

n تعداد پارامترها در نقطه (x,y) و i معرف مقدار شاخص k ام است. جانگ و همکاران با استفاده از همین ایده به ارائه پهنه‌بندی کیفی چندمتغیره بر مبنای ایده کلی هورتون پرداخته‌اند [۲۶]. این نحو از پهنه‌بندی به‌صورت قطعیت‌گرا بوده و شاخص $(I_{x,y})$ به‌دست‌آمده برای هر نقطه دیگر می‌تواند مبین احتمال مطلوب بودن آن خصیصه در آن نقطه تلقی شود. این رویکرد به‌رغم سادگی و سهل‌الوصول بودن، میزان و اولویت مطلوبیت را بیان نمی‌کند و تشخیص نقطه یا مکان‌های مناسب‌تر به‌ویژه در فرایند پهنه‌بندی کیفی آب، با چالش روبه‌رو می‌شود. این چالش هنگامی بیشتر مشخص می‌شود که معلوم شود در تبیین حدود هر یک از عناصر و پارامترهای شیمیایی در آب از دو حد عددی با عناوین حد مطلوبیت و حد مجاز نام برده شده است. حد مطلوبیت، حدی است که میزان حضور آن خصوصیت و یا عنصر در آب تا آن مرز کاملاً بدون اشکال است و البته با افزایش و یا کاهش آن تا حد مجاز همچنان دارای قابلیت شرب و یا هر استفاده دیگر را داراست، ولی از اولیت برخوردار نیست و چنانچه از حد مجاز فراتر رود، آن خصوصیت کاملاً منتفی است. برای آشنایی بیشتر با این مفهوم مهم، در جدول ۶ حدود هر یک از پارامترهای متعارف شیمیایی برای شرب ذکر شده است. این حدود بر مبنای آیین‌نامه ایران و سازمان بهداشت جهانی^۴ به‌صورت اشتراکی اخذ شده است [۱ و ۳].

حدود بالا الهام‌بخش نحوه دیگری از تبیین شاخص در این تحقیق است. مغز و هسته این رویکرد جدید، انتساب شاخص یک به پارامتر در محدوده مطلوب و کاهش آن تا عدد صفر در مرز(های) مجاز است. این رویه علاوه بر دربر داشتن امکانات

¹ Kriging

² Ordinary Kriging

³ Spatial Exploration Method

⁴ World Health Organization (WHO)

جدول ۵- همبستگی پارامترهای شیمیایی در منطقه مورد مطالعه

همبستگی پارامترها	EC	TDS	pH	CO ₃	HCO ₃	Cl	SO ₄	آنیون‌ها	Ca	Mg	Na	K	کاتیون‌ها	Na %	SAR	CaCO ₃
EC	۱/۰۰															
TDS	۰/۹۹	۱/۰۰														
pH	-۰/۲۱	-۰/۲۰	۱/۰۰													
CO ₃	-۰/۲۰	-۰/۲۱	۰/۴۸	۱/۰۰												
HCO ₃	-۰/۰۵	-۰/۰۶	-۰/۱۸	-۰/۱۴	۱/۰۰											
Cl	۰/۹۳	۰/۹۴	-۰/۱۹	-۰/۲۰	-۰/۱۶	۱/۰۰										
SO ₄	۰/۷۸	۰/۷۵	-۰/۱۶	-۰/۱۶	-۰/۰۱	۰/۵۱	۱/۰۰									
آنیون‌ها	۱/۰۰	۰/۹۹	-۰/۲۱	-۰/۲۱	-۰/۰۵	۰/۹۴	۰/۷۷	۱/۰۰								
Ca	۰/۸۲	۰/۸۱	-۰/۳۲	-۰/۲۳	-۰/۱۸	۰/۷۸	۰/۶۴	۰/۸۲	۱/۰۰							
Mg	۰/۸۹	۰/۸۹	-۰/۲۲	-۰/۲۲	-۰/۰۲	۰/۷۸	۰/۷۸	۰/۷۱	۱/۰۰							
Na	۰/۹۷	۰/۹۷	-۰/۱۴	-۰/۱۶	-۰/۰۱	۰/۹۲	۰/۷۳	۰/۶۸	۰/۸۱	۱/۰۰						
K	۰/۶۴	۰/۶۴	-۰/۱۵	-۰/۱۱	-۰/۰۸	۰/۶۴	۰/۴۰	۰/۶۴	۰/۴۵	۰/۶۲	۱/۰۰					
کاتیون‌ها	۱/۰۰	۰/۹۹	-۰/۲۱	-۰/۲۱	-۰/۰۵	۰/۹۳	۰/۷۸	۰/۸۲	۰/۹۰	۰/۶۴	۱/۰۰					
Na %	۰/۱۳	۰/۱۳	۰/۲۴	۰/۲۴	۰/۱۵	۰/۱۳	۰/۰۳	۰/۱۳	۰/۱۷	۰/۱۰	۰/۳۰	۰/۰۸	۰/۱۲	۱/۰۰		
SAR	۰/۷۱	۰/۷۲	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۶	۰/۶۹	۰/۴۷	۰/۷۱	۰/۳۳	۰/۴۶	۰/۸۴	۰/۴۸	۰/۷۱	۰/۷۰	۱/۰۰	
CaCO ₃	۰/۹۳	۰/۹۲	-۰/۲۹	-۰/۲۵	-۰/۰۹	۰/۸۵	۰/۷۷	۰/۹۳	۰/۹۳	۰/۹۲	۰/۸۱	۰/۵۹	۰/۹۳	-۰/۱۴	۰/۴۳	۱/۰۰

جدول ۶- حدود مجاز و مطلوب پارامترهای شیمیایی آب شرب مورد استفاده

پارامترها	حدود کیفیت آب شرب		
	حد مجاز پایین	حد مجاز بالا	حدود مطلوب
TDS	۰	۲۰۰۰	۵۰۰
pH	۶/۵	۹/۲	۸/۵-۷
CO ₃	۰	۰/۱	۰/۰۸
HCO ₃	۰	۱۰	۸
Cl	۰	۳۰	۵/۶۶
SO ₄	۰	۲۰	۵
Ca	۰	۱۵	۵
Mg	۰	۱۲/۵	۰/۴
Na	۰	۹	۱
SAR	۰	۱۵	۹
CaCO ₃	۰	۳۰۰	۱۰۰-۵۰

نقطه در این رویکرد نیز معادل رابطه ۲ است، با این تفاوت که مقادیر سازنده آن دارای مقادیری غیر از صفر و یک و البته در این دامنه هستند. به عنوان مثال، بر مبنای این روش شاخص کیفیت پارامترهای pH و Cl و مبین هر کدام، در شکل‌های ۲ و ۳ ارائه شده‌اند. در تبیین خصوصیت فازی هر یک از دو پارامتر بالا به ترتیب از یک تابع عضویت مثلثی و دوزنقه‌ای استفاده شد. انتخاب توابع عضویت موبوطه با توجه به قضاوت مورد نیاز توسط تصمیم‌گیر، قابل انتخاب بوده و در فرایند کلی خللی ایجاد نمی‌نماید. در جدول ۶ نوع پخش فازی به کارگرفته شده برای هر پارامتر آورده شده است. از دیگر مزایای این نوع سنجش امکان وزن‌دهی به پارامترها است. یکی از متداول‌ترین روشها در اعمال این وزن‌دهی توانی است که می‌تواند مقدار آن کوچک‌تر و یا بزرگ‌تر از یک باشد. این وزن‌دهی توانی به صورت توان b بر شاخص کیفی i^b اعمال می‌شود. با توجه به استفاده از شاخص اشتراک فازی، هرچه شاخص کوچک‌تر شود (توان بزرگ‌تر از یک)، میزان تأثیر آن بر خصوصیت کلی نقطه کمتر خواهد بود و هرچه بیشتر شود (توان کوچک‌تر از یک) از این تأثیر کاسته خواهد شد. در شکل ۴ نمونه‌هایی از این تأثیر آورده شده است. در قسمت بعد، پارامترها و مشخصات فازی به کارگرفته شده در تشخیص مبین کیفی یک نقطه و نتایج آن در پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی دشت قزوین ارائه شد. این پهنه‌بندی به دو صورت (روش موجود و روش فازی پیشنهادی) برای دو سناریو پارامترهای کیفی آورده شد.

۴- پهنه‌بندی کیفی

در این گام پس از مشخص شدن رویکرد برخورد با پارامترهای

رویکرد قطعیت‌گرایانه، امکان بررسی و اولویت‌بخشی متناسب با کیفیت، در چارچوب حد مطلوب و حد مجاز را دارا خواهد بود. به عبارت دیگر چنانچه به آلاینده‌ای عدد صفر نسبت داده شود، گویای مقداری در خارج از حد مجاز و چنانچه یک باشد مبین قطعی حضور آن آلاینده در محدوده مطلوب است. اعداد بین صفر و یک نیز تغییرات کیفیت آب بین این دو دامنه را نشان خواهند داد. با این احتساب به جای انتساب شاخصی بولی به کیفیت هر آلاینده در آب، شاخصی فازی به آن نسبت داده شد. طبعاً با هر یک از روشهای اشتراک فازی، شاخص نهایی هر نقطه که منتج از تمامی خصوصیت‌های آن است، تبیین می‌شود. رابطه نهایی کیفیت در هر

یکسان آنها صفر شود، شاخص برابر با صفر می شود و چنانچه همگی برابر با یک باشند یعنی همه پارامترهای شیمیایی نقطه مورد بررسی در دامنه مجاز باشند، آنگاه پارامتر کلی برابر با یک خواهد بود. به منظور انتخاب پارامترهای مؤثر، دو سناریو برای انجام پهنه بندی کیفی آب زیرزمینی دشت قزوین انتخاب شد. در سناریوی اول تمامی پارامترهای ارائه شده در جدول ۶ مورد استفاده قرار گرفت و در سناریوی دوم دسته دلخواهی از پارامترها (در این تحقیق دسته پارامترهای Cl, SO₄, Ca, Mg, Na و SAR)، مطابق با رویکرد جانگ و همکاران در سال ۲۰۰۸ استفاده شد. در زیر رابطه ریاضی اشتراک فازی مورد استفاده ارائه شده است

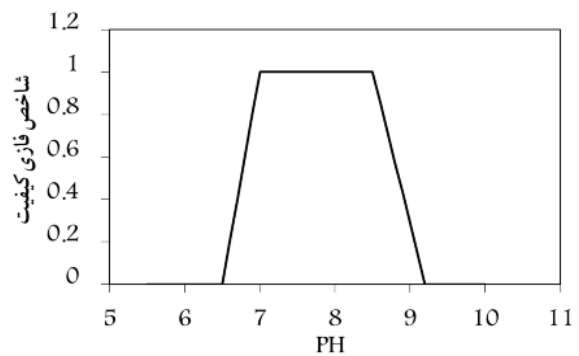
$$I_{x,y} = \prod_{k=1}^n i_k^{b_k}(x, y) \quad (3)$$

که در این رابطه

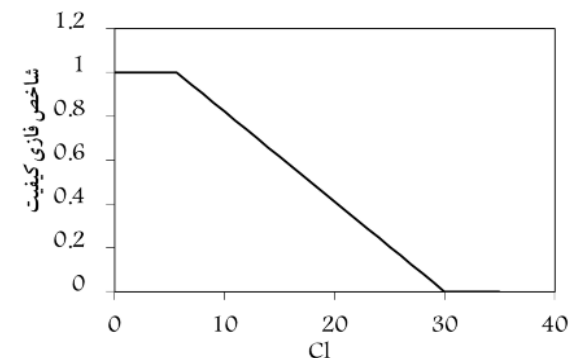
b_k بیانگر وزنی است که برای هر پارامتر k انتخاب شده است و در این تحقیق برابر با یک است. هرچه این عدد بزرگ تر فرض شود، دامنه های تابع عضویت فازی آن نیز دارای شیب بیشتری خواهند بود. در عین حال برای هر یک از سناریوها علاوه بر نقشه پهنه بندی مبتنی بر شاخص کیفیت فازی، نقشه پهنه بندی قطعیت گرا مبتنی بر اعداد صفر و یک نیز در محل های چاه های مشاهداتی ارائه شد. در این گام از تهیه نقشه پهنه بندی کیفی، ۲۱۷ شاخص بیانگر کیفیت فازی و قطعیت گرا که در دامنه [0, 1] هستند و هر کدام متعلق به نقطه ای مشخص هستند، باید به منظور توسعه در مکان و تهیه نقشه پهنه بندی کیفی مورد استفاده قرار گیرند. به منظور توسعه مکانی اطلاعات ثبت شده در هر چاه نمونه برداری به کل منطقه دشت قزوین، مدل معکوس فاصله وزن دار^۱ به دلیل سادگی و سهولت استفاده، انتخاب شد [۳۲]. در این روش فرض در تخمین مقدار پارامتر هدف در نقطه مورد نظر به صورت مجموع وزن داری از مقادیر مشاهده شده در ایستگاه های همجوار است. به عنوان مثال چنانچه تخمین مقدار شاخص کیفی در نقطه x_0 مد نظر باشد و اطلاعات بارش در m نقطه $\{x_i, i = 1, 2, \dots, m\}$ با مقادیر $\{I_i, i = 1, 2, \dots, m\}$ موجود باشد، آنگاه بر اساس روش معکوس فاصله وزن دار، مقدار شاخص کیفیت در نقطه هدف بر اساس رابطه خطی زیر به دست خواهد آمد

$$I(x_0) = \sum_{i=1}^m \lambda_i I_i \quad (4)$$

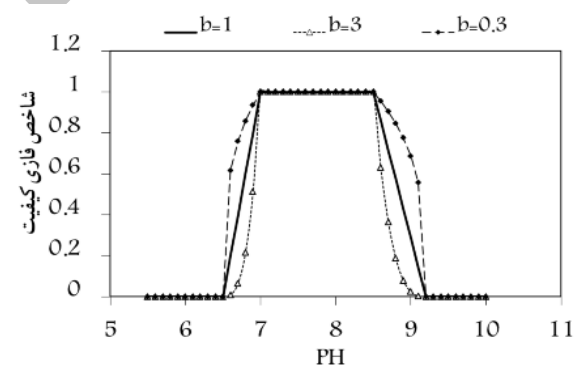
در رابطه خطی بالا وزن مقدار شاخص کیفی در هر نقطه نیز از رابطه زیر به دست می آید



شکل ۲- پخش فازی پارامتر شیمیایی pH و تغییرات شاخص آن به منظور آب آشامیدنی (دوزنقه کامل)



شکل ۳- پخش فازی غلظت پارامتر شیمیایی Cl و تغییرات شاخص آن به منظور آب آشامیدنی (دوزنقه ناقص)



شکل ۴- پخش فازی غلظت پارامتر شیمیایی pH و تغییرات شاخص آن با ضرایب تأثیر مختلف (۰/۳ و ۳، ۱)

شیمیایی در هر نقطه به توضیح چگونگی تجمع آنها پرداخته شد. در این قسمت با به کارگیری روش اشتراک فازی، این تجمع صورت پذیرفت و مرحله توسعه مدل مکانی آغاز شد. با توجه به یکسان بودن اهمیت خصوصیات شیمیایی در هر نقطه، مقدار پارامتر b که به نحوی بیانگر وزن خصوصیت شیمیایی آب است یکسان و برابر با عدد یک در نظر گرفته شد، همچنین از قاعده اشتراک تعریف شده به صورت ضرب پارامترها بهره گرفته شد. ضرب پارامترها این خصوصیت را داراست که چنانچه یک پارامتر با توجه به اهمیت

¹ Inverse Weighted Distance (IWD)

توقف ۵۰۰ نسل و یا همگرایی سریع تر با تغییر در معیار خطا و کمتر از ۰/۰۰۰۱ بود. در شکل ۵ نمودار گردشی مدل بهینه شده معکوس فاصله وزن دار نمایش داده شده است. در زیر تابع شاخص برازش مورد استفاده نیز ارائه گردیده است

$$\text{تابع شاخص برازش} = \frac{10^9}{\text{Error} + 1} \quad (7)$$

که در این رابطه

ERROR معرف خطای مدل معکوس وزن دار در هر عضوی از جمعیت با توان و شعاعهای همسایگی به کار برده شده است. به این معنی که مقدار مجموع خطا در نقاط مشاهداتی با استفاده از الگوریتم ارزیابی تقاطعی تعیین شده و برابر با Error قرار داده می شود. الگوریتم ژنتیک به کار برده شده در تمامی سناریوهای مدنظر مدل سازی، بدون استثناء همگرا شده است. ضمناً لازم به ذکر است که صحت سنجی در این مطالعه با روش متداول در تخمین مکانی یعنی صحت سنجی تقاطعی^۳ انجام پذیرفت. همچنین در جدول ۷ نیز مشخصات آماری نتایج ناشی از صحت سنجی با استفاده از مدل بهینه در هر سناریو و نوع شاخص ارائه شده است. در شکلهای ۶ تا ۹ مدل های مکانی توسعه داده شده به منظور هر سناریو - شاخص ارائه شده است. همان گونه که قبلاً اشاره شد دو سناریو کیفی (متفاوت در نوع و تعداد پارامترهای شیمیایی آب) و دو رویکرد تبیین شاخص (فازی و قطعی)، اساس پهنه بندی های ارائه شده را تشکیل می دهد.

۵- نتایج و بحث

فازی و یا غیر فازی بودن سناریو بر اساس نتایج جدول ۶ تأثیر قابل ملاحظه ای در شعاع تأثیر بهینه ندارد، اما رویکردهای فازی توان کمتری را در معیار فاصله به خود اختصاص داده اند که این خود معرف تغییرات نرم تر مکانی روش فازی به روش غیر فازی است و به نحوی بر پیوستگی بیشتر دامنه مکانی نتایج، تأکید دارد. شکلهای

$$\lambda_i = \frac{g(h_{io})}{\sum_{k=1}^n g(h_{ok})} \quad (5)$$

که در این رابطه

مقدار وزن شاخص کیفی، تابعی است از مقدار g که خود تابعی از فاصله اقلیدسی h است. مقدار وزن به صورت نسبی نسبت به نقطه هدف و مجموع آن تابع در هر یک نقاط مشاهداتی تعریف می شود. در روش استاندارد فرم تابع g در زیر آورده شده است

$$g(h) = \frac{1}{h^p} \quad (6)$$

که در این رابطه

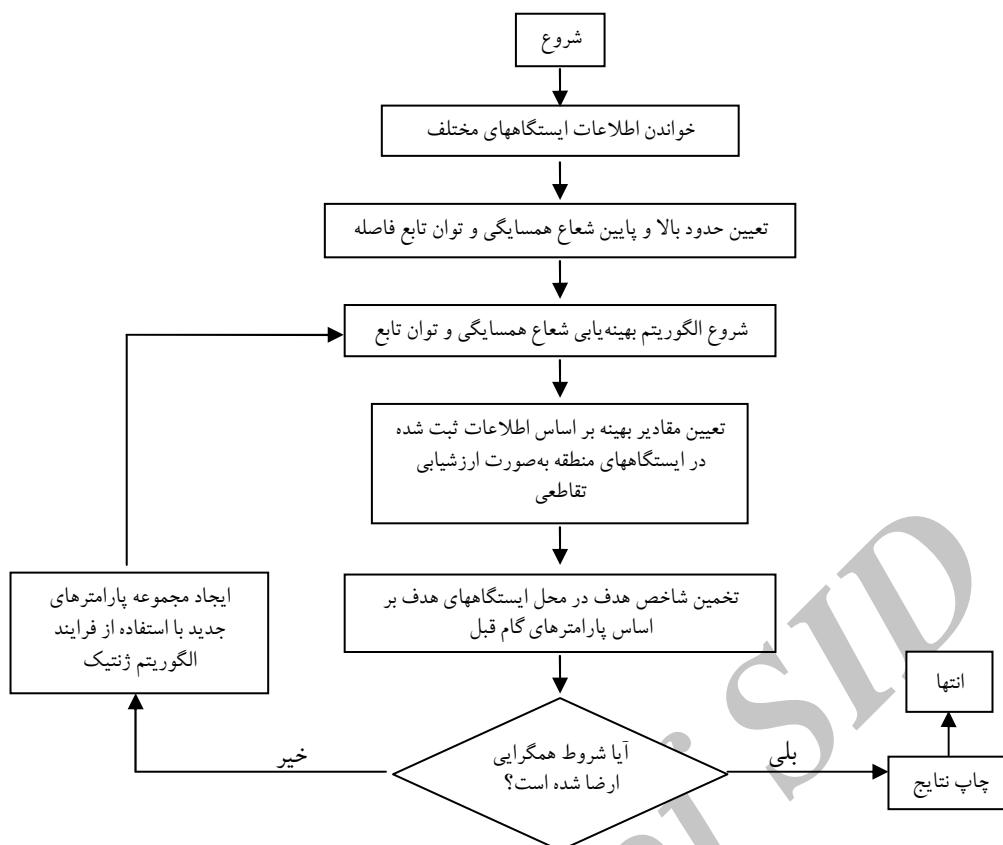
g به صورت معکوس فاصله به توان پارامتر حقیقی و مثبت p محاسبه می شود. این روش دارای قابلیت محاسباتی مناسبی است و با استفاده از روش ارزیابی تقاطعی، مقدار p قابل محاسبه است. نکته قابل توجه در این روش و سایر روشهای مدل سازی مکانی، استفاده از پارامتر مؤثر دیگری است که در آن نقاط مشاهداتی مؤثر m را در شعاع همسایگی خاصی در نظر می گیرند و به اصطلاح تأثیر تفاوت ساختار مکانی کیفیت آب در شعاعهای مختلف همسایگی را در مدل مکانی مورد نظر وارد می سازند. این دامنه تأثیر که با توجه به شاخص کیفیت در ارتباط تنگاتنگی با آب زیرزمینی است را می توان به عنوان شعاع تأثیر کیفی در منطقه نیز برآورد نمود. عابدینی و همکاران به تأثیر نحوه انتخاب این میدان مؤثر در افزایش دقت تخمین مکانی در روشهای زمین آمار و معکوس وزن دار فاصله پرداخته اند و تأثیر که فوق العاده آن را در افزایش دقت مدل سازی مکانی آشکار ساخته اند [۳۲-۳۴]. در این تحقیق با به کارگیری الگوریتم ژنتیک، پارامترهای دوگانه مدل بالا یعنی شعاع تأثیر و توان فاصله برای کل دامنه به صورت بهینه به دست آمد. الگوریتم ژنتیک، مورد استفاده، الگوریتم ژنتیکی با اعداد حقیقی بود که در آن احتمال تزویج^۱ ۹۶ درصد و احتمال جهش^۲ ۹ درصد بود. جمعیت هر نسل ۱۵۰ عضو بوده و معیار

³ Cross-Validation

¹ Cross Over
² Mutation

جدول ۷- مشخصات مدل مکانی بهینه مورد استفاده و خصوصیت آماری آن به منظور هر سناریو - شاخص کیفی

ردیف	عنوان مدل و سناریو	شعاع تأثیر مناسب (متر)	توان تابع فاصله	MSE (مشاهده نسبت به محاسبه)
۱	سناریو کیفی اول (شاخص فازی)	۱۰۷۴۵	۶	۰/۴۵
۲	سناریو کیفی اول (شاخص غیر فازی)	۱۰۳۰۹/۵	۱۲	۰/۵۵
۳	سناریو کیفی دوم (شاخص فازی)	۱۰۴۹۲	۳	۰/۲۲
۴	سناریو کیفی دوم (شاخص غیر فازی)	۱۴۷۷۹/۲	۶	۰/۷۷



شکل ۵- نمودار گردش بهینه‌سازی معکوس وزن دار فاصله توسط الگوریتم ژنتیک در منطقه

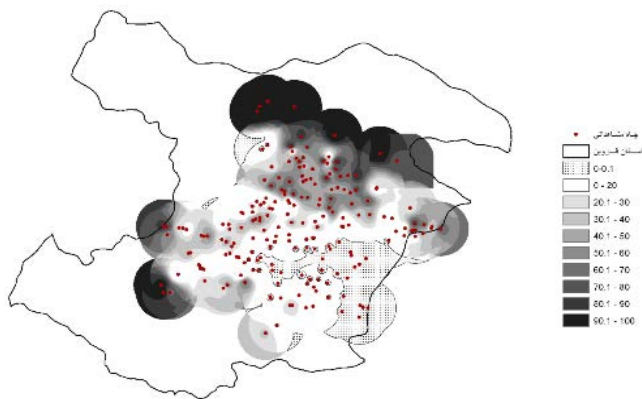
نیز قابل برداشت است. اما در پهنه‌های مبتنی بر رویکرد فازی، مشکلی (خاکستری) بودن نقاط مبین قابل شرب بودن است و نمایه متناسب به آن، معرف تغییرات آن از حدود مطلوب تا حد مجاز کیفیت آب است. یعنی نه تنها مجاز بودن کیفیت شیمیایی قابل تعیین است، بلکه موقعیت منطقه در دامنه مجاز تا مطلوب نیز به صورت نسبی مشخص شده است. مقایسه پهنه‌بندی قطعی و فازی در هر سناریوی کیفی، گویای آن است که نسبت مناطقی با کیفیت مطلوب به صورت کسری از مناطق با کیفیت بیش از حد مجاز است و از این دیدگاه، این دو نوع پهنه‌بندی ارائه شده را می‌توان مکمل یکدیگر در برداشت کامل از کیفیت آب زیرزمینی دشت قزوین بر آورد کرد. این نسبت به خصوص در سناریوی دوم، بیشتر قابل مشاهده است (شکل‌های ۸ و ۹).

دیگر نتیجه قابل ارائه در این مقاله ناشی از تعیین شعاع تأثیر و مدل‌سازی مکانی است. عدم ارائه شاخص در مناطقی است که در حدود تأثیر آن گمانه و یا چاه مشاهداتی موجود نیست و این به معنای محدود بودن دامنه اعتبار مدل و پهنه‌های ارائه شده است که با توجه به این محدودیت، پهنه کیفی در آن مناطق توسعه داده نشده است.

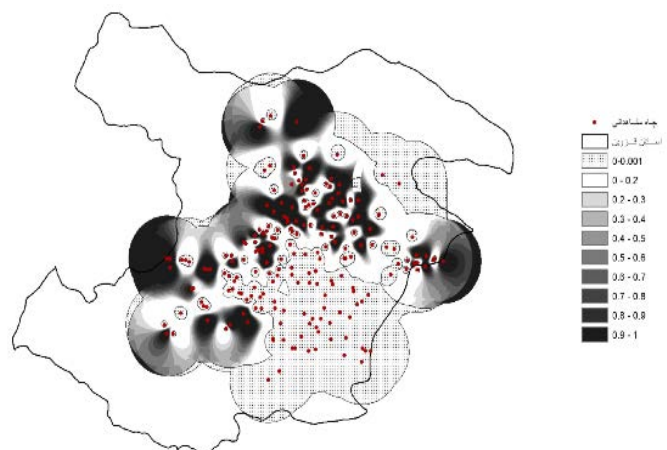
در کل با توجه به پهنه‌بندی‌های ارائه شده می‌توان استدلال کرد

۹ تا ۶ حالتها و صورتهای مختلفی از پهنه‌بندی کیفی آب زیرزمینی دشت قزوین را ارائه می‌نماید که در عمل، گزینه‌های رقیب فازی و غیرفازی در این تحقیق را تشکیل می‌دهند.

شکل‌های ۶ و ۷ بر اساس سناریوی اول، متشکل از تمامی پارامترهایی است که در جدول ۵ به آن اشاره شده است. پهنه‌بندی‌های ارائه شده در شکل‌های ۸ و ۹ نیز گویای پهنه‌های کیفی از دو منظر قطعیت‌گرایانه و فازی بر اساس سناریوی دوم کیفی ارائه شده است. در تمامی شکل‌ها، پهنه‌های با سایه بسیار کم‌رنگ، معرف نقاط و وسعتی است که از منظر سناریوهای به‌کارگرفته شده فاقد کیفیت مناسب بوده و عملاً کیفیتی معادل با صفر دارند. اما به‌منظور نمایش در پهنه‌ها، حدی که معادل نسبت ۰/۱ و یا کمتر بوده نیز برابر صفر در نظر گرفته شد. در هر یک از سناریوها حدودی که پهنه‌های فازی و غیرفازی نشان می‌دهند تا حد قابل ملاحظه‌ای بر یکدیگر انطباق دارند اما بر اساس مبانی ارائه شده در بخش ۴ و ۵ از منظر تأویل و برداشت کارشناسی دارای تفاوت‌های بنیادین هستند. در پهنه‌هایی که اطلاعات به صورت قطعی مورد استفاده واقع شده‌اند پهنه‌های معرفی شده با طیف سفید تا مشکی معرف حدودی است که احتمالاً در آن مناطق کیفیت شیمیایی آب قابل شرب در محدوده مجاز است و این احتمال از راهنمای نقشه



شکل ۹- نقشه پهنه‌بندی کیفیت آب شرب در دشت قزوین، سناریوی دوم از منظر پارامترهای شیمیایی و به صورت فازی (برحسب درصد)



شکل ۶- نقشه پهنه‌بندی کیفیت آب شرب در دشت قزوین، سناریوی اول از منظر پارامترهای شیمیایی و به صورت قطعی (غیرفازی)

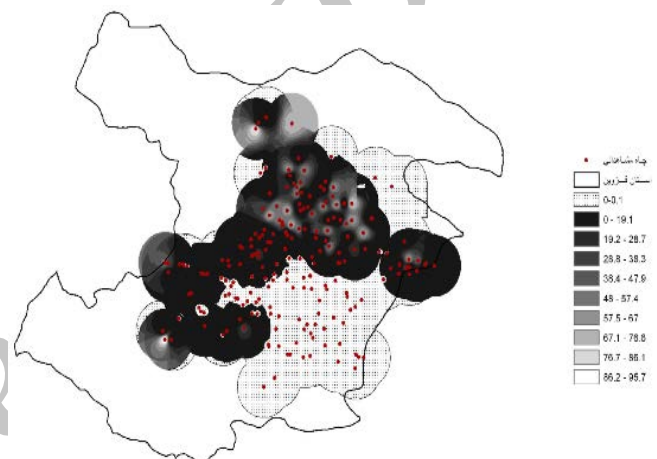
که در محدوده‌های شمالی، غربی و جنوب غربی استان، کیفیت شیمیایی آب در حدود قابل قبول و مطلوب بوده در قسمت مرکزی و شرقی، فاقد کیفیت بوده و یا از کیفیتی بسیار پایین برخوردار است. از طرف دیگر این پهنه، خود ناشی از گسترش کشاورزی در این نواحی است. وجود ارتفاعات در مناطق شمالی، غربی و جنوب غربی استان، کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی را در محدوده کیفی مناسبی نگه داشته است. البته در مناطق شمال غربی و شمال شرقی، مناطق حاشور خورده قابل مشاهده است که گویای مناطق فاقد کیفیت محلی است و قابل تعمیم به صورت توده‌ای بزرگ در استان با توجه به اطلاعات موجود نیست.

مقایسه پهنه‌بندی‌های ارائه شده در شکل‌های ۶ و ۸ از سناریوهای اول و دوم با رویکرد قطعی (غیرفازی) و همچنین شکل‌های ۷ و ۹ از سناریوهای اول و دوم با رویکرد فازی و بررسی حدود تشابه و تفاوت پهنه‌ها، معرف تأثیر سناریوهای به‌کار رفته است. بنابراین نیاز کاربر یا تصمیم‌گیر در بررسی پارامترهای شیمیایی می‌تواند یکی از موارد عمده تأثیرگذار در تعیین پهنه‌های مناسب باشد.

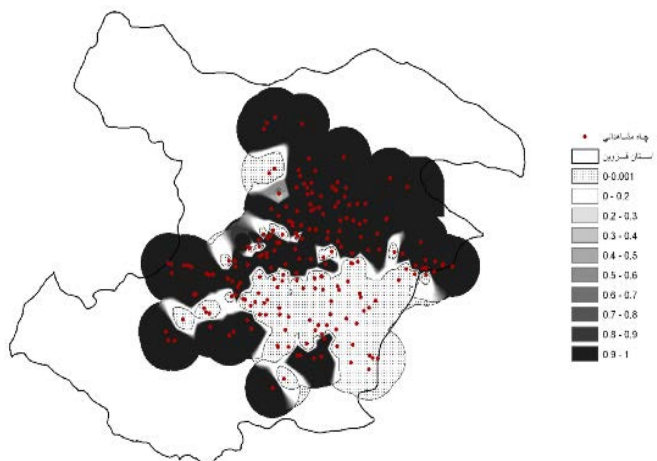
از دیگر عوامل تأثیرگذار، وزن‌هایی (b) است که به‌منظور تنظیم تأثیردهی هر پارامتر شیمیایی بر شاخص کل به‌کار گرفته می‌شود. در این تحقیق این پارامتر یکسان و معادل عدد یک فرض شد که بنا به نظر کاربر بدون اثرگذاری در فرایند کلی قابل اعمال است. این گستردگی و میدان مناسب به‌منظور اعمال واقعی محدودیتهای کاربری، از مزایای این پهنه‌بندی غیر قطعیت‌گرا است.

۶- نتیجه‌گیری

به‌کارگیری روش‌های رویکردهای مبتنی بر تشخیص و استنتاج فازی، امکان تلفیق اطلاعات متنوعی در شبیه‌سازی‌های مختلف فراهم می‌نماید. استفاده از تلفیق روش‌های معمول در شبیه‌سازی



شکل ۷- نقشه پهنه‌بندی کیفیت آب شرب در دشت قزوین، سناریوی اول از منظر پارامترهای شیمیایی و به صورت فازی (برحسب درصد)



شکل ۸- نقشه پهنه‌بندی کیفیت آب شرب در دشت قزوین، سناریوی دوم از منظر پارامترهای شیمیایی و به صورت قطعی (غیرفازی)

به کارگرفته شده در رویکرد این تحقیق، عمده‌ترین مزایای به کارگیری روش معکوس وزن دار بهینه شده، تأثیردهی شعاع تأثیر هر یک از چاهها و رسیدن به کیفیت و در نهایت پهنه‌ای مطمئن تر است. پارامترهای کیفی ایجاد شده در این تحلیل خود می‌تواند به منظور اوزان کیفی هر نقطه در سایر تحلیلها به خصوص روشهای آماری، مورد بهره‌برداری قرار گیرد.

۷- پیشنهاد

به منظور توسعه روش حاضر، ارائه پهنه‌های کیفی در سطوح مختلف امکان فازی، دسترسی به سطوح امکانی مختلف فازی در پهنه‌بندی کیفیت آب را فراهم می‌نماید که به منظور افق آتی مطالعات قابل توصیه است.

مکانی اطلاعات کیفی همانند رویکرد ارائه شده در تحقیق حاضر امکان تهیه نقشه‌های پهنه‌بندی با لحاظ نمودن اطلاعات بیشتر با در نظر گرفتن جنبه‌های مختلف از منظر امکان وجود اطلاعات کیفی و همچنین شاخص کیفیت آن را به صورت یک جا فراهم می‌نماید. روش ارائه شده در تحقیق حاضر با به کارگیری استنتاج فازی از منظری در دسته روشهای هورتونی جای گرفته و از منظر دیگر به دلیل استفاده معنی‌دار از مفاهیم فازی مجاز و معمول در دسته روشهای نوین جای دارد.

در روش ارائه شده می‌توان از عوامل با اهمیت در تشخیص کیفیت آب از روشهای متنوع اشتراک‌گیری فازی استفاده نمود که استفاده از بهترین رویکرد و پارامترهای مربوطه در آن از اهمیت ویژه برخوردار است. همچنین از نظر روشهای شبیه‌سازی مکانی

۸- منابع

- 1- WHO. (1984). *Guidelines for drinking water quality recommendation*, Vol. II, World Health Organization, Geneva.
- 2- De Zuane, J. (1996). *Handbook of drinking water quality*, 2nd Ed., John Wiley and Sons Inc., New york.
- 3- Razaghi, N., Hejazi, M., Shokouhi, Sh., Goudarzi, H., and Mashhoun, A. (1991). *Method for examination of drinking water*, 2nd Ed., ISIRI Pub., Tehran. (In Persian).
- 4- Ott, W.R. (1978). *Environmental indices, theory and practice*, Ann Arbor. Science Pub., Michigan.
- 5- Ott W.R. (1978). *Water quality indices: A survey of indices used in the United States*, EPA-600/4-78-005, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- 6- Horton, R.K. (1965). "An index number system for rating water quality." *J. of Water Pollut. Control Fed.*, 37(3), 300-305.
- 7- Cude, C.O. (2001). "Water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness." *J. of Am. Water Resour. Assoc.*, 37, 125-137.
- 8- Liou, S., Lo, S., and Wang, S.A. (2004). "Generalized water quality index for Taiwan." *J. of Environ. Monit. Assess.*, 96, 35-52.
- 9- Said, A., Stevens, D., and Selke, G. (2004). "An innovative index for evaluating water quality in streams." *J. of Environ. Manage.*, 34, 406-414.
- 10- Abbasi, S.A. (2002). "Water quality indices, state of the art, centre for pollution control and energy technology." <www.nih.ernet.in/general/Water Quality Indices.doc> (Sep. 12, 2010)
- 11- Joung, H.M. (1978). *A water quality index based on multivariate factor analysis*, University of Nenada, Reno, NV.
- 12- Harkins, R.D. (1974). "An objective water quality index." *J. of Water Poll. Control Fed.*, 46(3), 588-591.
- 13- Schaeffer, D.J., and Konanur, G.J. (1977). "Communicating environmental information to the public: A water quality index." *J. of Environ. Educ.*, 8(4), 18-26
- 14- Sarbu, C., and Pop, H.F. (2005). "Principal component analysis versus fuzzy principal component analysis, a case study: The quality of Danube water (1985-1996)." *J. of Talanta*, 65, 1215-1220.
- 15- Pop, H.F., Einax, J.W., and Sarbu, C. (2009). "Classical and fuzzy principal component analysis of some environmental samples concerning the pollution with heavy metals." *J. of Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 97, 25-32.

- 16- Luukka, P. (2009). "Classification based on fuzzy robust algorithms and similarity classifier." *Expert systems with applications*, 36, 7463-7468.
- 17- Kung, H.T., Ying, L.G., and Liu, Y.C. (1992). "A complementary tool to WQI: Fuzzy clustering analysis." *J. of Water Resources Bulletin*, 28(2), 525-533.
- 18- Sii, H.I., Sherreard, J.H., and Wilson, T.E. (1993). "A water quality index based on fuzzy sets theory." *Proc. of the 1993 Joint ASCE-CSCE National Conference on Environmental Engineering*, Montreal, Quebec, Canada, 253-259.
- 19- Silvert, W. (2000). "Fuzzy indices of environmental conditions." *J. of Ecological Modeling*, 130, 111-119.
- 20- Ocampo-Duque, W., Ferre-Huguet, N., Domingo, J.L., and Schuhmacher, M. (2006). "Assessing water quality in rivers with fuzzy inference systems: A case study." *J. of Environment International*, 32, 733-742.
- 21- Dahiya, S., Singh B, Gaur, S, Garg, V.K, and Kushwaha, H.S. (2007). "Analysis of groundwater quality using fuzzy synthetic evaluation." *J. of Hazardous Materials*, 147, 938-946.
- 22- Singh, B., Dahiya, S., Jain, S., Garg, V.K, and Kushwaha, H.S. (2008). "Use of fuzzy synthetic evaluation for assessment of groundwater quality for drinking usage: A case study of Southern Haryana, India." *J. of Environmental Geology*, 54, 249-255.
- 23- Abkhan Consulting Engineers. (2008). *Detail studies of surface and groundwater resources of Ghazvin open land*, Water Resources Management, Terhran Province Water Corp., Tehran. (In Persian)
- 24- Critto, A., Carlon, C., and Marcomini, A. (2003). "Characterization of contaminated soil and groundwater surrounding and illegal landfill (S. Giuliano, Venice, Italy) by principal component analysis and kriging." *J. of Environmental Pollution*, 122(2), 235-244.
- 25- Marinoni, O. (2003). "Improving geological models using a combined ordinary-indicator kriging approach." *J. of Engineering Geology*, 69, 37-45.
- 26- Jang, C., Chen, S.K., and Chieh, L.C. (2008). "Using multiple-variable indicator kriging to assess groundwater quality for irrigation in the aquifers of the choushui river alluvial fan." *J. of Hydrological Processes*, 22, 4477-4489.
- 27- Oyedele, D.J., Amusan, A.A., and Obi, A.O. (1996). "The use of multiple-variable indicator kriging technique for assessment of the suitability of an acid soil for maize." *J. of Tropical Agriculture*, 73(4), 259-263.
- 28- Juang, K.W., and Lee, D.Y. (1998). "Simple indicator kriging for estimating the probability of incorrectly delineating hazardous areas in a contaminated site." *J. of Environmental Science and Technology*, 32, 2487-2493.
- 29- Lyon, S.W., Lembo, A.J., Walter, M.T., and Steenhuis, T.S. (2006). "Defining probability of saturation with indicator kriging on hard and soft data." *J. of Advanced Water Resources*, 29, 181-193.
- 30- Liu, C.W., Jang, C.S., and Liao, C.M. (2004). "Evaluation of arsenic contamination potential using indicator kriging in the Yun-Lin aquifer (Taiwan)." *J. of Science of the Total Environment*, 321, 173-188.
- 31- Goovaerts, P., AvRuskin, G., Meliker, J., Slotnick, M., Jacquez, G., and Nriagu, J. (2005). "Geostatistical modeling of the spatial variability of arsenic in groundwater of Southeast Michigan." *J. of Water Resources Research*, 41, 13-25.
- 32- Abedini, M.J., and Nasserli, M. (2008). *Inverse distance weighted revisited*, 4th Ed., APHW, Beijing, China.
- 33- Abedini, M.J, Nasserli, M., and Burn, D. (2012). "The use of a genetic algorithm-based search strategy in geostatistics: Application to a set of anisotropic piezometric head data." *J. of Computers and GeoSciences*, 41, 136-146.
- 34- Ebrahimi, R., Zahraie, B., and Nasserli, M. (2011). "Mid-term prediction of meteorological drought using fuzzy inference systems." *J. of Water and Wastewater*, 78, 112-125, (In Persian).