



Design of the Optimal Groundwater Quality Monitoring Network Using the Aquifer Vulnerability Map

H. Mahmoudpour¹, S. Janatrostami^{2*}, and A. Ashrafzadeh³

Abstract

Unplanned operation and excessive extraction of groundwater in coastal areas increases the risk of seawater intrusion; so water quality monitoring and management in these areas are of great importance. In this study, an optimal monitoring network is designed in Talesh coastal aquifer with minimum number of wells according to the aquifer vulnerability map and evaluation of the accuracy of monitoring network. In this regard, the aquifer vulnerability map was prepared using the modified DRASTIC index; and genetic algorithm was used to optimize the monitoring network. Three objectives were used in the optimization model which were (1) maximizing the correlation between vulnerability index and EC values, (2) minimizing the number of monitoring wells, and (3) maximizing the Nash-Sutcliffe (NS) efficiency. NS, represented the match between the calculated EC distribution obtained from existing monitoring wells and those wells from the newly generated network. Applying the weighting factor w for economic objective, the three above-mentioned objectives were integrated in a single objective function and different weights of w were evaluated. The results showed that the selection of an optimal solution greatly depends on the weighting coefficient, w , and the best weight was selected according to the vulnerability index and the accuracy of monitoring network. Due to long-term quantitative and qualitative changes in groundwater, it is better to periodically evaluate and redesign groundwater quality monitoring network so that the network could effectively be used in planning and applying methods to improve groundwater quality.

Keywords: Coastal Aquifer, Modified DRASTIC, Optimization, Genetic Algorithm, Monitoring Network.

Received: September 23, 2020

Accepted: January 16, 2021

طراحی بهینه شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی با استفاده از نقشه آسیب پذیری آبخوان

هیدی محمودپور^۱، سمیه جنت‌رستمی^{۲*} و افشین اشرف‌زاده^۳

چکیده

بهره‌برداری بدون برنامه‌ریزی و بیش از حد مجاز آب زیرزمینی در نواحی ساحلی خطر پیشروی آب شور را افزایش می‌دهد، بنابراین مدیریت و پایش کیفیت آب در این نواحی از اهمیت بالایی برخوردار است. در این مطالعه، شبکه پایش بهینه با حداقل تعداد چاه‌ها در آبخوان ساحلی تالش با توجه به نقشه آسیب‌پذیری آبخوان و ارزیابی دقت شبکه پایش طراحی شد. در این راستا، نقشه آسیب‌پذیری آبخوان با استفاده از شاخص DRASTIC اصلاح شده تهیه شد و از الگوریتم ژنتیک برای جستجوی بهینه شبکه پایش استفاده شد. در مدل بهینه‌سازی هم‌زمان سه هدف حداکثر کردن همبستگی بین شاخص آسیب‌پذیری و مقدار EC، حداقل کردن تعداد چاه‌های پایش و حداکثر کردن ضریب نش-ساتکلیف که بیانگر برازش بین توزیع EC محاسبه شده در شبکه پایش موجود و شبکه جدید است، مورد بررسی قرار گرفت. با اعمال ضریب وزنی w برای هدف اقتصادی، سه هدف در یک تابع هدف تعریف شد و وزن‌های مختلف w ارزیابی شد. نتایج نشان داد که انتخاب جواب بهینه تا حد زیادی به تعیین ضریب وزنی w بستگی دارد و بهترین وزن با توجه به متعادل‌ترین جواب و با توجه به شاخص آسیب‌پذیری و دقت شبکه پایش انتخاب شد. نتایج اعتبارسنجی نشان داد که در هر دو دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی تخمین‌های قابل قبولی حاصل شده است. همچنین با توجه به تغییرات کمی و کیفی آب زیرزمینی در درازمدت بهتر است به صورت دوره‌ای شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی ارزیابی و دوباره طراحی شود تا در برنامه‌ریزی‌ها و اعمال روش‌هایی برای بهبود کیفیت آب زیرزمینی مؤثر باشد.

کلمات کلیدی: آبخوان ساحلی، DRASTIC اصلاح شده، بهینه‌سازی، الگوریتم ژنتیک، شبکه پایش.

تاریخ دریافت مقاله: ۹۹/۷/۲

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۹/۱۰/۲۷

1- M.Sc. Graduate in Water Engineering, College of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran.

2- Assistant Professor, Department of Water Engineering, College of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran. Email: janatrostami@guilan.ac.ir

3- Associate Professor, Department of Water Engineering, College of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran.

*- Corresponding Author

۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه مهندسی آب، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان.

۲- استادیار گروه مهندسی آب، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان.

۳- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان.

*- نویسنده مسئول

بحث و مناظره (Discussion) در مورد این مقاله تا پایان بهار ۱۴۰۰ امکانپذیر است.

۱- مقدمه

را افزایش می‌دهد. با این حال، اگر تعداد نقاط نمونه برداری بسیار زیاد باشد، شبکه از نظر اقتصادی به صرفه نیست و داده‌های اضافی بدست می‌آید. شبکه پایش بهینه تصویری از سیستم آب زیرزمینی به عنوان نماینده کل آبخوان با کمترین تعداد نقاط نمونه برداری ارائه می‌دهد. شبکه‌های پایش کیفی آب زیرزمینی با استفاده از دو روش کلی طراحی می‌شوند، روش اول روش هیدروژئولوژیکی است که طراحی بر اساس قضاوت کمی و کیفی اطلاعات توصیفی بدست آمده توسط زمین‌شناسان و مدلسازی آب زیرزمینی انجام می‌شود که گاهی اوقات به یک مدل بهینه‌سازی هزینه نیز متصل می‌شود. به دلیل اینکه در این روش، از روش‌های پیچیده‌ای استفاده نمی‌شود، معمولاً در عمل از این روش استفاده می‌شود. روش دوم، روش آماری است که در این روش از روش‌های زمین‌آماري پیشرفته استفاده می‌شود که بر اساس رویکردهای شبیه‌سازی، واریانس یا احتمالات بدست می‌آید. متغیرهای اصلی این روش در رویکرد مبتنی بر شبیه‌سازی، هدایت هیدرولیکی و در رویکرد مبتنی بر واریانس، شاخص‌های کیفی بدست آمده از چاه‌های پایش است (Loaiciga et al., 1992). روش‌های آماری کریجینگ به طور گسترده در طراحی شبکه پایش استفاده شده است (Feng-guang et al., 2008; Baalousha, 2010). به طور کلی، برای تعیین موقعیت‌های مناسب قرارگیری چاه و زمان‌های نمونه برداری در شبکه‌ها می‌توان از روش‌های آماری، مدل‌سازی، قضاوت کارشناسانه و یا ترکیبی از هر دو روش استفاده نمود (Rosen, 1994).

مروری بر مطالعات انجام شده در زمینه طراحی شبکه پایش، بهینه‌سازی و اصلاح شبکه‌های پایش آب زیرزمینی موجود نشان می‌دهد که در چند دهه اخیر توجه زیادی به این مسأله شده است. به طور کلی، طراحی بهینه شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی با اهداف مختلفی انجام می‌شود، به عنوان مثال، (Kim and Lee, 2007). Khader and Mckee (2008) و Chadalavada and Datta (2014) برای شناخت توزیع پلوم‌های آلودگی، (Datta et al., 2009). Jin et al. (2014). Bashi-Azghadi and Kerachian (2010). Yakirevich et al. (2013) و Luo et al. (2016) به منظور شناسایی منابع آلودگی و (Wu et al., 2005). Mogheir et al. (2009)، (Dhar and Datta (2010), Baalousha (2010). Guo et al. (2011). Barca et al. (2018) و Mclean et al. (2019) با هدف کاهش فراوانی چاه‌ها و حداقل کردن هزینه، بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی را انجام دادند. روش‌های مورد استفاده در این مطالعات متفاوت بود، اما اکثر آن‌ها بر اساس جستجوی غیرخطی و روش‌های بهینه‌سازی به همراه روش‌های زمین‌آماري (Chadalavada and Datta, 2008; Daughney et al., 2012;) (Mclean et al., 2019)، آنالیز خوشه‌بندی (Daughney et al.,

با توجه به محدودیت منابع آب‌های سطحی، آب‌های زیرزمینی تنها منبع قابل اعتماد آب شیرین در بسیاری از کشورهای دنیا است. منابع آلاینده انسانی مانند فعالیت‌های کشاورزی، صنعت و فاضلاب‌های خانگی به تدریج باعث کاهش کیفیت آب زیرزمینی شده است به طوری که استفاده از این منابع ارزشمند را به دلیل به خطر انداختن سلامتی انسان‌ها محدود می‌کند (Khader and Mckee, 2014). در بسیاری از کشورهای جهان، جمعیت زیادی در مناطق ساحلی زندگی می‌کنند که در این مناطق، به دلیل در دسترس نبودن منابع آب سطحی کافی، آبخوان‌های ساحلی یکی از مهمترین منابع تأمین آب است (Luyun et al., 2009). از طرفی، به دلیل برداشت بی‌رویه از آب زیرزمینی، مناطق ساحلی دارای پتانسیل بالای پیشروی آب شور دریا است. بنابراین، مدیریت کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی در این مناطق از اهمیت بالایی برخوردار است.

لازمه مدیریت صحیح و مؤثر سیستم‌های آب زیرزمینی داشتن داده‌ها و اطلاعات قابل اطمینان و کافی است که از طریق پایش کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی بدست می‌آید (Khader and Mckee, 2014). داده‌ها و اطلاعات بدست آمده برای این نوع پایش از طریق شبکه چاه‌های پایش جمع‌آوری می‌شود که شامل مجموعه‌ای از چاه‌های مشاهداتی هستند که به صورت کاملاً تصادفی در منطقه توزیع شده‌اند (Ayvaz and Elci, 2018). با توجه به اینکه، شبکه پایش ممکن است پرهزینه باشد شبکه چاه‌های پایش باید به گونه‌ای انتخاب شود که در شناسایی وضعیت آبخوان کارآمد و قابل اعتماد باشد (Khader and Mckee, 2014). بنابراین تعداد و توزیع مکانی چاه‌های مشاهداتی در یک شبکه پایش از پارامترهای مهم مؤثر بر نتایج مطالعات کیفی آب زیرزمینی هستند (Ayvaz and Elci, 2018). پایش کیفی آب زیرزمینی یکی از گام‌های اساسی در شناسایی خصوصیات سیستم‌های آب زیرزمینی است. به طور کلی، طراحی شبکه‌های پایش به منظور پایش اولیه کیفیت آب زیرزمینی بدون دخالت انسان، شناسایی روند تغییرات کیفی در سریع‌ترین زمان ممکن، پایش مناطق آلوده شده برای تعیین میزان گسترش آلودگی و پایش آلودگی‌ها با منبع غیرنقطه‌ای انجام می‌شود (Daughney et al., 2012). یک شبکه پایش مناسب، علاوه بر اینکه باید نماینده کل سیستم آب زیرزمینی باشد، از نظر اقتصادی نیز باید به صرفه باشد (Baalousha, 2010).

پایش کیفی آب زیرزمینی شامل جمع‌آوری نمونه‌ها و انتقال آن‌ها برای آنالیز به آزمایشگاه است که فرآیندی پرهزینه است. بدیهی است که افزایش تعداد نقاط نمونه برداری، حجم اطلاعات بدست آمده از شبکه

پارامتر اختلاف تراز سطح آب دریا با سطح ایستابی و فاصله از دریا، روش DRASTIC را اصلاح کردند. در تحقیقی دیگر Orojzi and Solgi (2016) با ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان دشت اسداباد همدان توسط سه مدل DRASTIC، SI و DRASTIC اصلاح شده به کمک نقشه کاربری اراضی، مشخص نمودند که هر سه مدل نقشه پهنه‌بندی آسیب‌پذیری آلودگی را با دقت خوبی ارائه نموده؛ اما DRASTIC اصلاح شده دقت بالاتری در ارزیابی آسیب‌پذیری دشت دارد.

با توجه به اینکه یکی از قابلیت‌های روش DRASTIC، انعطاف‌پذیری بالای آن در انطباق با شرایط ویژه هر منطقه است (Afonso et al., 2008)، در این مطالعه، از این روش برای تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان ساحلی دشت تالش استفاده شد و سپس با توجه به پارامترهای مؤثر در آبخوان‌های ساحلی، این روش اصلاح شد. در ادامه، با داشتن نقشه‌های آسیب‌پذیری و روش زمین آمار، شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی با استفاده از الگوریتم بهینه‌سازی ژنتیک طراحی شد. لازم به ذکر است که استفاده از نقشه آسیب‌پذیری آبخوان در بهینه‌سازی طراحی شبکه پایش کیفی آبخوان از نوآوری‌های این مطالعه است.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- معرفی منطقه مورد مطالعه

آبخوان ساحلی دشت تالش در شمال ایران و شمال غرب استان گیلان قرار گرفته و وسعت آن حدود ۴۸۸/۵ کیلومتر مربع است که حدود ۱۵/۷ درصد از کل محدوده مطالعاتی را دربرمی‌گیرد. این دشت بین رودخانه‌های آستارا چای و شفارود قرار گرفته است به طوری که از شرق به دریای خزر، از غرب به کوه‌های تالش، از جنوب به محدوده مطالعاتی فومنات و از شمال به جمهوری آذربایجان محدود می‌گردد (شکل ۱). کمترین ارتفاع دشت حدود ۲۶- متر و بیشترین ارتفاع آن برابر ۷۶ متر و متوسط ارتفاع دشت ۱/۶۷- متر نسبت به دریای آزاد است.

بخش کشاورزی، بیش‌ترین مصرف‌کننده آب‌زیرزمینی در دشت تالش می‌باشد و طبق گزارش بیلان سال آبی ۹۳-۱۳۹۲، میزان برداشت از منابع آب زیرزمینی معادل ۱۳۷/۶۶ میلیون مترمکعب در سال و تفکیک آن بر اساس چاه و چشمه به ترتیب ۱۱۸/۳ و ۱۹/۳۶ میلیون مترمکعب می‌باشد. حجم آب ورودی سفره آب زیرزمینی و خروجی از آن برابر بوده و سفره در شرایط متعادل می‌باشد. در این تحقیق داده‌های کیفی آب‌زیرزمینی مربوط به پارامتر EC اندازه‌گیری شده از مطالعات پایه منابع آب شرکت آب منطقه‌ای استان گیلان تهیه شد.

(Nowak et al., 2012)، آنتروپی (Mogheir et al., 2009)، بیزین (Bashi-Azghadi and 2012)، مدل‌سازی انتقال جریان (Kerachian, 2010; Luo et al., 2016) یا نقشه آسیب‌پذیری آبخوان (Baalousha, 2010) بوده است. شبکه چاه‌های پایش کارآمدتر با رتبه‌بندی چاه‌های نمونه‌برداری از طریق ارزیابی مقادیر مشاهدات اندازه‌گیری شده در هر چاه و بررسی تراکم چاه‌ها در منطقه بدست می‌آید. به این ترتیب، چاه‌هایی که دارای ارزش کم یا اضافی هستند از شبکه چاه‌های نمونه‌برداری حذف می‌شوند (Fisher, 2013).

(Chadalavada and Datta 2008) با توجه به نتایج مدل کریجینگ از الگوریتم ژنتیک برای بهینه‌سازی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی استفاده کردند. Wu (2004) برای طراحی شبکه پایش بهینه، علاوه بر الگوریتم ژنتیک از روش فیلترینگ کالمن نیز استفاده کرد و آن را به مدل جریان آب زیرزمینی متصل کرد. (Baalousha 2010) با رسم نقشه آسیب‌پذیری آبخوان و شناسایی مناطق آسیب‌پذیر، پوشش مکانی چاه‌ها را ارزیابی کرد. در ادامه، (Ayvaz and Elci 2018) با استفاده از الگوریتم ژنتیک و روش زمین آمار، شبکه فعلی پایش را ارزیابی و توزیع بهینه چاه‌های پایش کیفی آبخوان را تعیین کرد.

با توجه به مطالب ذکر شده، یکی از روش‌های مورد استفاده در طراحی شبکه پایش، تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان است. افزایش آلودگی آب‌های زیرزمینی در سراسر جهان باعث به‌وجود آمدن مفهوم آسیب‌پذیری آبخوان شده است که به‌طور گسترده در طول چند دهه گذشته توسط محققین و سیاست‌گذاران به منظور حفاظت از آب‌های زیرزمینی مورد استفاده قرار گرفته است. یکی از شاخص‌هایی که بیش‌ترین کاربرد را در زمینه ارزیابی آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نسبت به دامنه وسیعی از آلاینده‌های بالقوه دارد، روش DRASTIC است. (Momejian et al. 2018)، پیشروی آب دریا در آبخوان ساحلی لبنان، را با استفاده از روش DRASTIC و EPIK مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج آن‌ها نشان داد که هر دو روش ارزیابی آسیب‌پذیری، توانایی محدودی در ردیابی نفوذ آب شور داشتند. با توجه به کاربرد گسترده روش DRASTIC در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان، این روش برای سفره‌های غیرساحلی مناسب‌تر است (Kardan Moghaddam 2020, Zamani Moghadam et al., 2015; et al.). از این‌رو، برای نمایش اثرات بالا آمدن آب دریا در این نوع آبخوان‌ها، روش DRASTIC با اضافه کردن پارامترهای ویژه برای مناطق ساحلی اصلاح می‌شود. به عنوان مثال، (Azizi Mobaser et al. 2018) روش DRASTIC را بر اساس بازبینی رتبه‌ها و وزن‌های فاکتورهای مختلف اصلاح کردند. (Khoshdooz et al. 2013)، با استفاده از دو

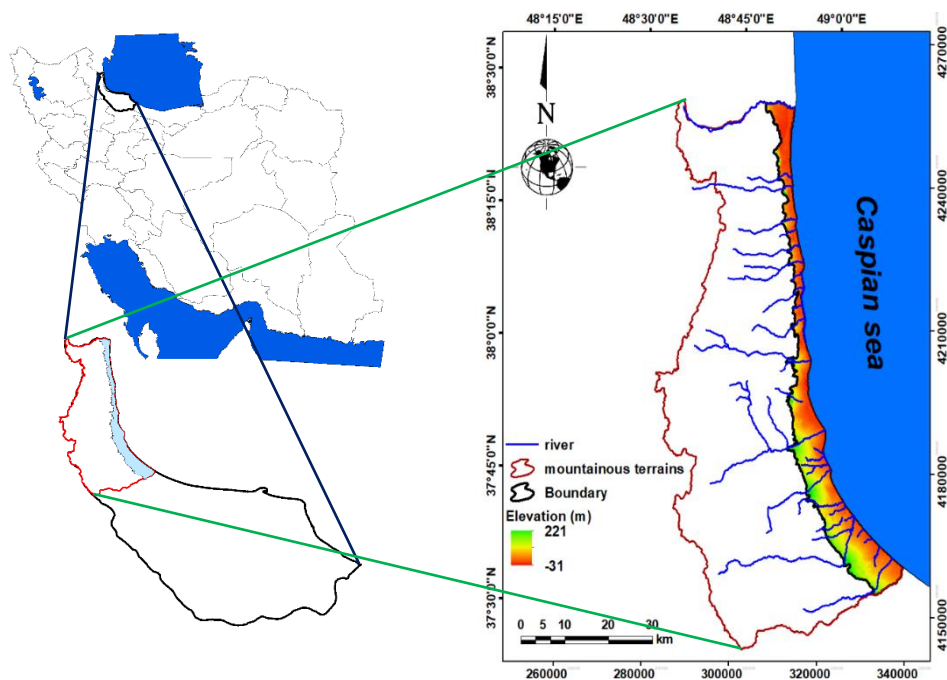


Fig. 1- General location of the study area

شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه

۲-۲- روش DARSTIC اصلاح شده

در این مطالعه، به منظور تهیه نقشه آسیب‌پذیری و ارائه گزینه‌های مدیریتی مناسب برای حفاظت آبخوان ساحلی تالش، برای انطباق بیشتر نقشه‌های آسیب‌پذیری با شرایط موجود در منطقه، روش DRASTIC با توجه به موقعیت ویژه منطقه و خصوصیات آبخوان ساحلی تالش با اضافه کردن نقشه‌های کاربری اراضی، فاصله از ساحل و اختلاف تراز سطح آب زیرزمینی با سطح آب دریا اصلاح می‌شود. با توجه به رتبه‌های مربوط به پارامترها و ضرایب وزنی که اهمیت نسبی آن‌ها را نسبت به آسیب‌پذیری آبخوان نشان می‌دهد (جدول ۱)، نقشه شاخص آسیب‌پذیری DRASTIC، بر اساس رابطه (۱) محاسبه می‌شود:

$$\text{modified DRASTIC Index} = \sum_{i=1}^{10} (W_i \times R_i) \quad (1)$$

در این رابطه W_i و R_i به ترتیب وزن نسبی و رتبه‌بندی پارامتر i را نشان می‌دهند. در ادامه، لایه‌های معیار به منظور تهیه نقشه آسیب‌پذیری آبخوان در روش DRASTIC اصلاح شده و مراحل آماده‌سازی هر یک از آن‌ها ارائه شده است.

عمق تا سطح ایستابی^۱ (D): نقشه عمق تا سطح ایستابی، براساس داده‌های ماهانه سطح آب زیرزمینی بالغ بر ۵۹ حلقه چاه مشاهده‌ای

داده‌های EC اندازه‌گیری شده دوره اول (اسفند ماه ۹۲) در سال آبی ۹۳-۱۳۹۲، از تعداد ۴۴ حلقه چاه جمع‌آوری شد. توزیع مکانی مقادیر EC اندازه‌گیری شده در شکل ۲ نشان داده شده است.

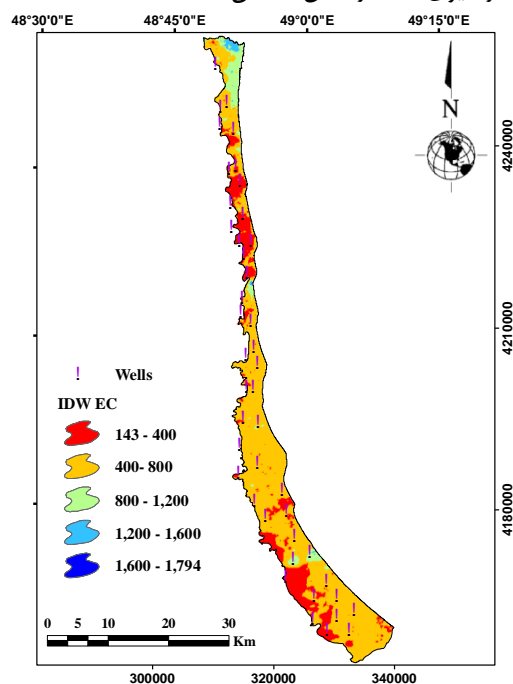


Fig. 2- The spatial distribution of EC values in 2013-14
شکل ۲- نقشه توزیع مکانی داده‌های EC اندازه‌گیری شده در سال آبی ۹۳-۱۳۹۲

پیکسل سایز متناسب با سایر پارامترها تهیه شد.

هدایت هیدرولیکی^۷ (C): با توجه به آنکه در آزمایشات پمپاژ، مقدار پارامتر ضریب قابلیت انتقال آب اندازه‌گیری می‌شود، با استفاده از ضخامت اشباع آبخوان، مقدار هدایت هیدرولیکی از تقسیم ضریب قابلیت انتقال آب بر ضخامت اشباع آبخوان بدست آمد. اطلاعات و نقاط جغرافیایی مربوط به ضریب قابلیت انتقال و هم‌ضخامت آبخوان دشت از نقشه‌های موجود تهیه گردیده و کلیه مراحل تهیه نقشه مطابق پارامترهای قبلی در محیط Arc GIS انجام گرفت.

کاربری اراضی^۸: برای تهیه نقشه کاربری اراضی از نقشه کاربری اراضی دشت تالش استفاده شد. عمده کاربری‌های دشت تالش شامل کاربری شهری، کشاورزی، آب و جنگل می‌باشد. پس از مشخص کردن کاربری‌ها در محدوده مطالعاتی رتبه‌بندی برای هر کاربری بر اساس جدول ۱ انجام شد. بقیه مراحل تهیه این نقشه همانند پارامترهای قبلی انجام شد.

فاصله تا ساحل^۹: تهیه نقشه فاصله تا نوار ساحلی به این صورت انجام شد که ضلع شرقی پلی‌گون محدوده مورد نظر به عنوان نوار ساحلی در نظر گرفته شد و با استفاده از ابزار Euclidean Distance فایل رستری دارای فاصله مستقیم هر پیکسل با نوار ساحلی تهیه شد و با استفاده از جدول ۱ رتبه‌بندی شد.

اختلاف تراز سطح آب زیرزمینی و سطح آب دریا^{۱۰}: با توجه به گزارش نوسانات آب دریای خزر در سال آبی ۹۳-۱۳۹۲ متوسط تراز آب دریای خزر ۲۶.۶۷- متر برآورد شد. پس از آن میانگین سالانه تراز سطح آب در چاه‌های مشاهده‌ای برای سال آبی مورد نظر نیز محاسبه شد و از اختلاف آن با متوسط تراز سطح آب دریای خزر به عنوان داده‌های نقطه‌ای این پارامتر در نظر گرفته شد. با انجام مراحل تهیه نقشه رستری و رتبه‌بندی آن بر اساس جدول ۱ نقشه پهنه‌بندی آن تهیه شد. وزن این پارامتر با پارامتر فاصله از ساحل یکی بوده و برابر ۴ می‌باشد (Chachadi, 2005).

۲-۳- الگوریتم ژنتیک^{۱۱} (GA)

یکی از روش‌های مورد استفاده در طرح‌های مهندسی منابع آب که با موفقیت همراه بوده است؛ الگوریتم ژنتیک (GA) است. الگوریتم ژنتیک (GA) مبتنی بر تکرار بوده و اصول اولیه آن از علم ژنتیک اقتباس شده است. این الگوریتم با جمعیتی از فرزندان اولیه به‌عنوان نسل اول، تولید نسل‌های جدید را از تلاقی افراد نسل اول انجام می‌دهد.

دشت تالش برای سال آبی ۹۳-۱۳۹۲ تهیه شد. فایل رستری حاصل از درون‌یابی داده‌های نقطه‌ای میانگین سالانه عمق تا سطح ایستابی با استفاده از جدول ۱ در محدوده‌های مختلف رتبه‌بندی گردید.

تغذیه خالص^۲ (R): با توجه به نوع بافت خاک، محیط غیراشباع و هدایت هیدرولیکی آبخوان میزان تغذیه برای نقاط مختلف یکسان نبوده و در هر منطقه مقدار آن متفاوت می‌باشد. پس برای تهیه نقشه تغذیه خالص از داده‌های این سه پارامتر استفاده شد. بدین صورت که ابتدا برای چاه‌های اکتشافی و پیژومتری منطقه مورد مطالعه پلیگون تیسین رسم گردید، سپس بر اساس نقشه پهنه‌بندی پارامترها رتبه هر پلیگون بدست آمد. بنابراین هر پلیگون دارای سه رتبه (رتبه میانگین هدایت هیدرولیکی، رتبه میانگین محیط اشباع و رتبه میانگین محیط خاک) بوده و در ادامه با حاصلضرب این سه رتبه یک عدد بدست آمد و بر اساس آن میزان تغذیه خالص رتبه‌بندی شد و نقشه رستری آن با استفاده از روش درونیابی IDW تهیه شد.

محیط آبخوان^۳ (A): برای تهیه نقشه محیط آبخوان دشت تالش از کاوش‌های زیرسطحی (لوگ حفاری‌های پیژومتری و اکتشافی و چاه‌های بهره‌برداری)، کاوش‌های ژئوفیزیکی و زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه استفاده گردید. بدین صورت که بر حسب نسبت جنس مواد تشکیل دهنده آبخوان در هر چاه، رتبه‌هایی بر اساس جدول ۱ به هر نقطه اختصاص داده شد و با درونیابی نقاط با استفاده از روش IDW نقشه محیط آبخوان به فرمت رستری تهیه شد.

محیط خاک^۴ (S): به علت فقدان نقشه‌های خاک در اکثر مطالعات از لوگ‌های حفاری استفاده می‌شود. در این پژوهش نیز لوگ حفاری چاه‌ها در سطح دشت تالش از شرکت آب منطقه‌ای استان گیلان جمع‌آوری شد. همچنین با توجه به کم‌عمق بودن آب‌های زیرزمینی در بعضی نقاط برای ارزیابی این پارامتر از نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شده مؤسسه تحقیقات برنج نیز استفاده شد. با توجه به موقعیت لوگ حفاری‌ها، جنس و بافت آن نقطه تعیین شد و بر اساس جدول ۱ رتبه‌بندی شد. سپس با استفاده از روش درونیابی IDW نقشه محیط خاک به فرمت رستری تهیه شد.

توپوگرافی^۵ (T): برای تهیه لایه توپوگرافی از نقشه مدل رقومی ارتفاعی (DEM) منطقه و سپس تهیه نقشه درصد شیب منطقه در محیط نرم‌افزار Arc GIS استفاده شد.

محیط غیراشباع^۶ (I): برای تهیه محیط غیراشباع همانند نقشه پارامتر محیط آبخوان از داده‌های لوگ حفاری استفاده شد و نقشه آن با

Table 1- Weights and rating of the modified DRASTIC parameters (Chachadi, 2005; Aller et al., 1987)
جدول ۱- بازه‌ها و رتبه‌های پارامترهای شاخص DRASTIC اصلاح شده (Chachadi, 2005; Aller et al., 1987)

Depth to groundwater table (m)		Net Recharge (mm/year)		Aquifer media		Soil media		Topography	
Weight=5		Weight=4		Weight=3		Weight=2		Weight=1	
Range	Rate	Range	Rate	Range	Rate	Range	Rate	Range	Rate
0-1.5	10	0-50.8	1	Sand	8	Gravel	10	0-2	10
1.5-4.6	9	50.8-	3	Sand and Clay&Silt	6	Sand	9	2-6	9
4.6-9.1	7	101.6	6	Clay and Silt &	4	Lomy sand	6	6-12	5
9.1-15.2	5	101.6-	8	Sand	2	Lomy	5	12-18	3
15.2-22.9	3	177.8	9	Clay and Silt		Lomy and	3	> 18	1
22.9-30.5	2	177.8-254				Silt&Clay			
> 30.5	1	> 254							
Land use		Hydraulic Conductivity (m/day)		Impact of Vadose Zone		Height of groundwater level of above sea level (m)		Distance from the shoreline (m)	
Weight=5		Weight=3		Weight=5		Weight=4		Weight=4	
Range	Rate	Range	Rate	Range	Rate	Range	Rate	Range	Rate
Urban	9	< 4	1	Gravel and Sand	10	< 2	10	< 100	10
Agriculture	7	4-12	2	Gravel and Sand	9	2-4	8	100-200	9
Water	5	12-28	4	with Silt and Clay		4-6	6	200-300	8
Forest	4	28-40	6	Gravel and Sand	8	6-9	5	300-400	7
		40-80	8	with Silt		9-15	3	400-500	6
		80-	9	Clay and Silt &	7	15-20	2	500-600	5
		100	10	Sand		> 20	1	600-800	4
		> 100						800-1000	3
								1000-3000	2
								> 3000	1

پایگاه داده: برای برآورد مقادیر EC در کل محدوده مورد مطالعه، از آمار چاه‌های پایش کیفی موجود در منطقه استفاده می‌شود. در این راستا، روش درونیابی IDW مورد استفاده قرار گرفت. دلیل استفاده از این روش این است که خطای این روش براساس RMSE و Cross Validation از سایر روش‌ها از جمله Co-Kriging، Kriging و Spline کمتر شد، به طوری که در روش IDW با توان ۲ (power=2) کمترین مقدار RMSE (به عنوان یک معیار آماری رایج تعیین‌کننده میزان خطا) را نشان داد. IDW، با استفاده از نرم‌افزار GIS، مقادیر EC آب زیرزمینی را برای تمام نقاط پتانسیل در محدوده مورد مطالعه محاسبه می‌کند و EC در تمام محدوده به صورت گسسته و در نقاط با فاصله‌های مشخص برآورد می‌گردد. EC محاسبه‌شده، به صورت شبکه‌ای منظم با ۴۶۹ سلول به ابعاد یک کیلومتر در یک کیلومتر در محدوده ایجاد شد. در مسأله طراحی شبکه، این پایگاه داده به عنوان مقادیر مشاهداتی EC آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود.

مدل بهینه‌سازی: تعریف یک مدل طراحی شبکه پایش کیفی برای مسأله بهینه‌سازی ضروری است. مدل بهینه‌سازی توسعه داده شده در این مطالعه شامل ۳ تابع هدف است. هدف اول، حداکثر کردن همبستگی بین مقادیر محاسبه شده و شاخص آسیب‌پذیری DRASTIC اصلاح شده که میزان تطابق انتخاب چاه‌های پایش را با توجه به نقشه آسیب‌پذیری آبخوان نشان می‌دهد.

بدین منظور، فرزندان اولیه که اکنون به عنوان والد شناخته می‌شوند، با روش‌هایی انتخاب می‌شوند تا از تلاقی آن‌ها توسط عملگرهای تقاطع^{۱۲} و جهش^{۱۳}، فرزندان جدید تولید شوند. فرزندان تولیدشده با استفاده از یکی از روش‌های موجود انتخاب می‌شوند تا نسل جدید را تولید کنند. نسل‌های جدید تولید شده تطابق بیشتری با هدف داشته و این روند تا تکامل الگوریتم ژنتیک که با استفاده از یک شرط توقف بررسی می‌شود، ادامه می‌یابد. در واقع در این الگوریتم ابتدا جامعه‌ای از کروموزوم‌ها به طور تصادفی ایجاد و سپس برآزش آن‌ها محاسبه و تعیین می‌شود. در ادامه، به وسیله عملگرهای تقاطع و جهش جامعه‌ای جدید با مقادیر برآزش بیشتر تولید می‌شود.

۳- روش تحقیق

برای طراحی شبکه پایش کارآمد و تعیین موقعیت بهینه چاه‌های پایش در محدوده مطالعاتی، ابتدا پایگاه داده‌ای از داده‌های پارامتر EC آب زیرزمینی تهیه می‌شود. در مرحله بعد، طراحی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی با استفاده از الگوریتم ژنتیک انجام می‌شود. بنابراین در ادامه، علاوه بر نحوه تشکیل پایگاه داده، توابع هدف، محدودیت‌های مدل بهینه‌سازی و همچنین روند فرآیند شبیه‌سازی شرح داده می‌شود.

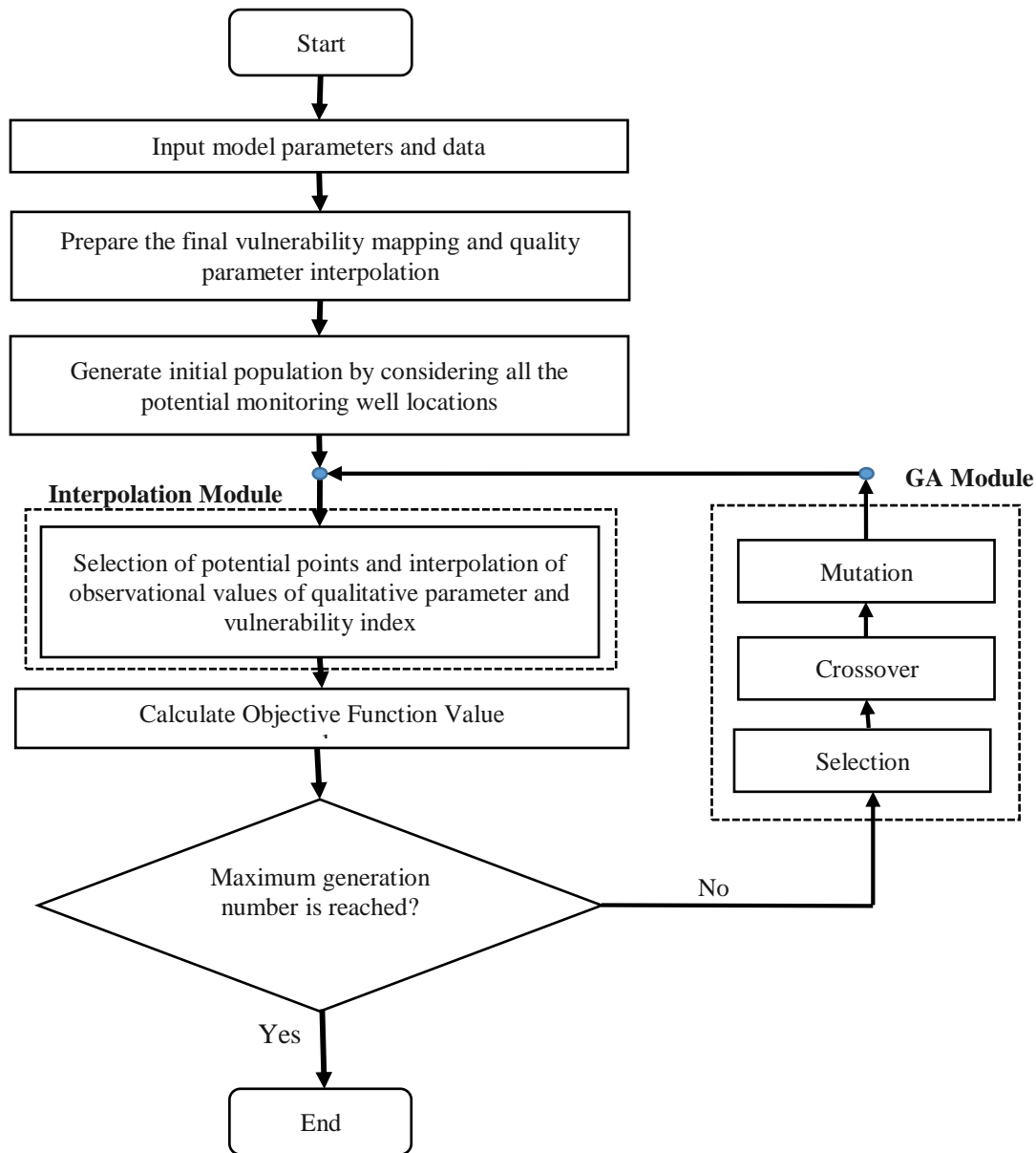


Fig. 3- Flowchart of an optimization approach based on Genetic algorithm

شکل ۳- فلوجارت رویکرد بهینه‌سازی مبتنی بر الگوریتم ژنتیک (GA)

$$Z_1 = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}, \quad Z_1 \in [-1, 1] \quad (3)$$

$$Z_2 = \frac{n}{m} \quad (4)$$

$$Z_3 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_s)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_s)^2}, \quad Z_3 \in [-\infty, 1] \quad (5)$$

در روابط بالا Z_n تابع هدف مدل بهینه‌سازی که از سه تابع هدف متفاوت تشکیل شده است؛ Z_1 تابع هدف اول است که بیانگر حداقل همبستگی بین شاخص آسیب‌پذیری و پارامتر کیفی آب زیرزمینی

هدف دوم، حداقل کردن تعداد چاه‌های پایش کیفی در شبکه برای حداقل کردن هزینه‌ها است و هدف سوم نیز حداقل کردن اختلاف بین مقادیر مشاهداتی و مقادیر محاسبه شده در تمام نقاط پتانسیل آبخوان است که دقت شبکه پایش را نشان می‌دهد. برای تحقق هدف سوم، از کارایی مدل نش - سانکلیف استفاده شد که با توجه به EC مشاهده شده و محاسبه شده بدست می‌آید (رابطه ۳). فرمول‌بندی مسئله بهینه‌سازی به صورت زیر است:

$$Z_n = \max(Z_1 - wZ_2 + Z_3) \quad (2)$$

بهینه‌سازی: پیاده‌سازی GA با تولید یک جمعیت از کروموزوم‌های تصادفی (مجموعه چاه‌های شبکه پایش) آغاز می‌شود. در طی هر نسل، الگوریتم میزان برآزش هر کروموزوم در جمعیت را محاسبه می‌کند. در گام بعدی، براساس مقادیر برآزش بدست آمده، زیرمجموعه‌ای از کروموزوم‌های جمعیت قبلی انتخاب و وارد نسل جدید می‌شود، که این فرآیند با استفاده از روش چرخه رولت انجام می‌شود. بعد از این فرآیند، جواب‌های ممکن در جمعیت جدید بر اساس احتمال تقاطع (P_{cross}) تعیین می‌شود. معمولاً برای اجتناب از جواب‌های مشابه در نسل‌های متوالی، مقدار P_{cross} را بالا در نظر می‌گیرند. مطالعات انجام شده در زمینه بهینه‌سازی آب‌های زیرزمینی نشان داد که معمولاً این ضریب را بین ۰/۵ تا ۱ در نظر می‌گیرند (Fisher, 2013; Ayvaz and Kentel, 2015). گام نهایی فرآیند جهش است که برای افزایش تنوع جمعیت با اصلاح جواب‌های قبلی به کار گرفته می‌شود. این فرآیند با استفاده از احتمال جهش (P_{mut}) کنترل می‌شود که برای حفظ تنوع ژنتیکی در جمعیت از یک نسل به نسل بعدی استفاده می‌شود. همانند P_{cross} ، در صورتی که P_{mut} بین ۰/۰۵ تا ۰/۲۵ باشد، تغییرات افزایشی نسبتاً قوی در الگوریتم خواهد بود (Fisher, 2013; Ayvaz and Kentel, 2015). این مراحل تا زمانی که شرط توقف برقرار شود تکرار می‌شود. با توجه به موارد ذکر شده، بر اساس مطالعات گذشته (Yang et al., 2012, Ayvaz and Kentel, 2015, Luo et al., 2016) و انجام فرآیند سعی و خطا، مقادیر پارامترهای جمعیت، احتمال تقاطع، احتمال جهش و حداکثر تعداد تکرارها، ۵۰، ۰/۹۵، ۰/۰۵ و ۱۰۰۰ تعیین گردید. لازم به ذکر است که کدنویسی الگوریتم مورد استفاده در محیط نرم‌افزار MATLAB انجام شده است.

۴- نتایج و بحث

۴-۱- تحلیل نقشه آسیب‌پذیری آبخوان

پس از آماده‌سازی و پردازش داده‌ها در ArcGIS، لایه‌های کلاسه‌بندی شده مربوط به عوامل مؤثر بر آسیب‌پذیری ایجاد شد (شکل ۴). این لایه‌ها بر اساس جدول ۱ وزن‌دهی و تلفیق شدند و نهایتاً نقشه آسیب‌پذیری آبخوان از هم‌پوشانی نقشه پارامترها با استفاده از رابطه ۱ تهیه شد (شکل ۵). همچنین شاخص مورد نظر به صورت توصیفی طبقه‌بندی شد و نتایج در جدول ۲ آورده شده است. عدد محاسبه شده، نشان‌دهنده میزان حساسیت سفره به آلوده شدن است. به این ترتیب که، اعداد بزرگ‌تر تعیین‌کننده استعداد بیش‌تر آبخوان برای آلوده شدن می‌باشد. شاخص آسیب‌پذیری برای کل دشت بین ۱۸۶ و ۳۲۲ برآورد شد و آسیب‌پذیری دشت به پنج دسته خیلی کم (۲۲۲-۱۸۶)، کم (۲۳۸-۲۲۲)، متوسط (۲۵۳-۲۳۸)، زیاد (۲۷۳-۲۵۳) و خیلی زیاد (۳۲۲-۲۷۳) تقسیم‌بندی شد که ۹/۰۷ درصد از دشت در

می‌باشد و مقدار آن بین ۱ تا ۱- متغیر است به طوری که مقدار ایده‌آل برای آن برابر یک می‌باشد؛ Z_2 تابع هدف دوم (تعداد چاه انتخابی در محدوده به عنوان نماینده و قرائت پارامتر کیفی آب زیرزمینی)، که برای به حداقل رساندن نسبت بین تعداد نقاط فعال و تعداد کل نقاط موجود در محدوده مورد بررسی، تعریف می‌شود و حالت ایده‌آل آن نیز مقدار عددی یک می‌باشد؛ Z_3 تابع هدف سوم (ضریب نش-ساتکلیف بین مقادیر مشاهداتی و محاسباتی پارامتر کیفی در تمام نقاط پتانسیل)، که بیانگر حداکثر کارایی روش درون‌یابی پارامتر کیفی (معرف دقت شبکه پایش) است که بین y_i و y_s محاسبه شده است. ضریب نش-ساتکلیف از $-\infty$ تا ۱ متغیر است، مقدار ۱، بدان معنی است که در هر نقطه از شبکه تناسب کاملی بین مقادیر y_i و y_s وجود دارد. مقدار ضریب نش-ساتکلیف کوچکتر یا مساوی با صفر ($Z_3 \leq 0$)، نشان‌دهنده این است که مقادیر y_s نسبت به y_i بهتر پیش‌بینی شده است؛ m تعداد کل چاه‌های موجود در منطقه؛ x_i شاخص آسیب‌پذیری مربوط به نقطه i ام؛ \bar{x} میانگین شاخص آسیب‌پذیری؛ y_i مقدار پارامتر کیفی در نقطه i ام؛ \bar{y} میانگین پارامتر کیفی؛ y_s مقدار پیش‌بینی شده پارامتر کیفی؛ \bar{y}_s میانگین مقادیر پیش‌بینی شده پارامتر کیفی و m تعداد چاه انتخابی توسط الگوریتم بهینه‌سازی را نشان می‌دهد. همانطور که ذکر گردید، حالت ایده‌آل هر سه تابع هدف برابر یک می‌باشد ولی ماهیت آن‌ها کاملاً متفاوت است. بنابراین هر سه تابع در یک تابع هدف کلی با استفاده از ضریب وزنی w گنجانده می‌شوند که برای بیان اهمیت Z_2 نسبت به Z_1 و Z_3 استفاده می‌شود. همچنین مقادیر مختلف w منجر به جواب‌های بهینه مختلف می‌شوند. بنابراین، باید آنالیز حساسیت دقیق برای تعیین تأثیر w به نتایج مدل انجام شود.

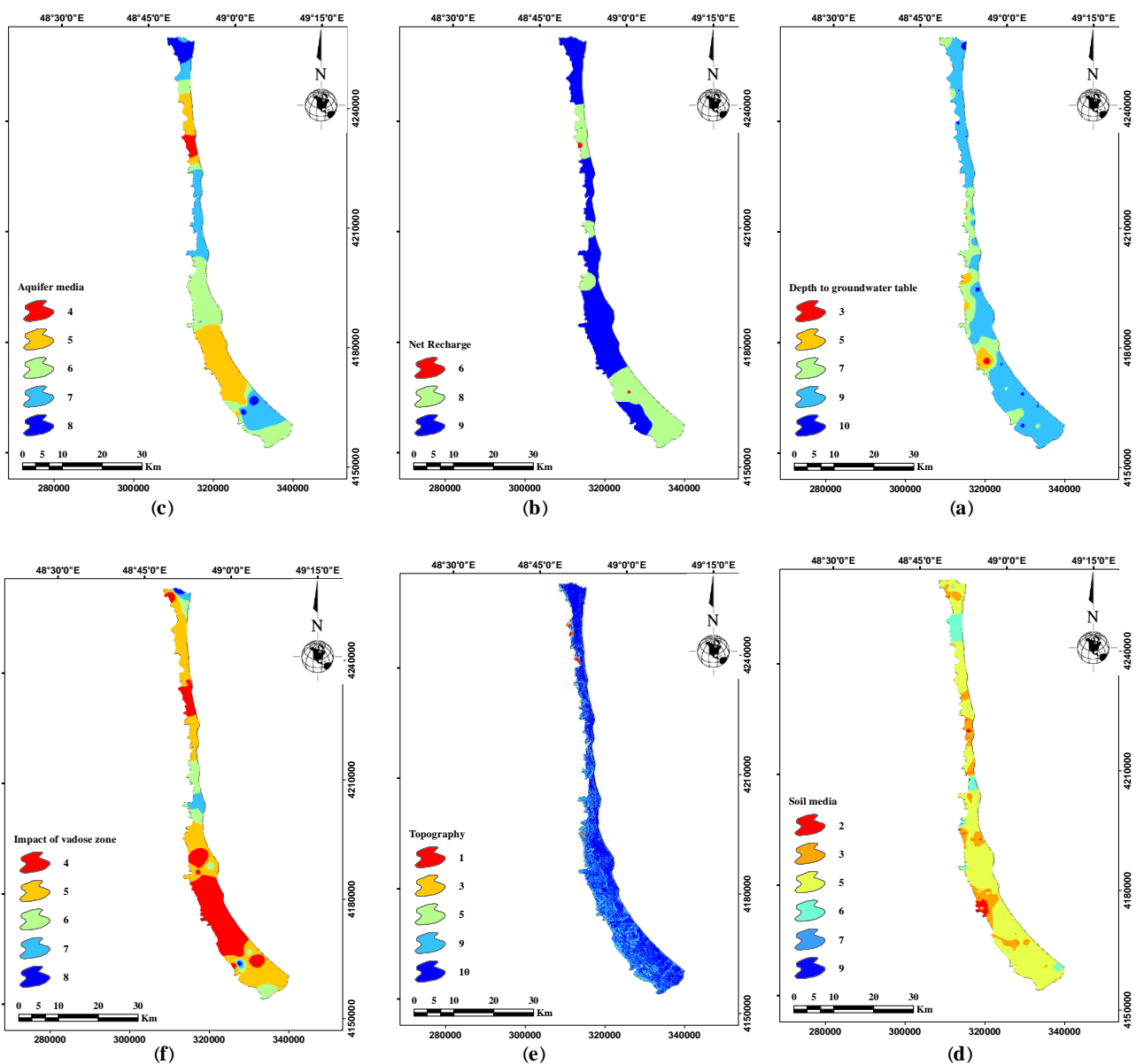
شبیه‌سازی: یکی از مراحل اصلی یک مسئله بهینه‌سازی، بررسی محدودیت‌ها و محاسبه توابع هدف است. در بررسی محدودیت‌های مسئله بهینه‌سازی، پس از انتخاب متغیرهای تصمیم (تعداد چاه‌ها) برای بررسی محدودیت‌ها و تعیین مقادیر تابع هدف نیاز به شبیه‌سازی است. در شبیه‌سازی این مسئله، ابتدا با استفاده از روش‌های درون‌یابی IDW مقادیر EC محاسبه شده در تمام نقاط پتانسیل به دست می‌آید. سپس مقادیر شاخص آسیب‌پذیری منطبق با نقاط شبکه در محدوده مورد نظر به منظور محاسبه همبستگی (Z_1) مورد استفاده قرار می‌گیرند. در ادامه، ضریب نش-ساتکلیف (Z_3) شبکه با استفاده از مقادیر محاسبه شده از طریق IDW و مقادیر مشاهده‌ای نقاط پتانسیل موجود در پایگاه داده تعیین می‌شود. از طرفی با توجه به معلوم بودن تعداد چاه‌های پایش در شبکه تابع Z_2 نیز به دست می‌آید.

Table 2- Classification and percentage of vulnerable areas obtained from modified DRASTIC index

جدول ۲- طبقه‌بندی کیفی و مساحت مناطق آسیب‌پذیر آب زیرزمینی آبخوان ساحلی تالش براساس شاخص DRASTIC اصلاح‌شده

Classification	Range	Area (km ²)	Area (%)
Very low	186-222	44.01	9.07
Low	222-238	96.45	19.89
Moderate	238-253	202.44	41.74
High	253-273	100.64	20.75
Very high	273-322	41.45	8.55
	Sum	484.99	100

محدوده آسیب‌پذیری خیلی کم، ۱۹/۸۹ درصد در محدوده آسیب‌پذیری کم، ۴۱/۷۴ درصد در محدوده آسیب‌پذیری متوسط، ۲۰/۷۵ درصد در محدوده آسیب‌پذیری زیاد و ۸/۵۵ درصد در محدوده آسیب‌پذیری خیلی زیاد قرار می‌گیرد. به طور کلی می‌توان بیان کرد که در این روش، عمق کم آب زیرزمینی، تغذیه آبخوان در قسمت‌های شمالی محدوده، بافت لومی خاک و درشت دانه بودن ذرات در نواحی کم عرض دشت تالش، هدایت هیدرولیکی در نواحی جنوب تا مرکز دشت و کاربری شهری در پارامتر نوع کاربری اراضی بیش‌ترین تأثیر را در طبقه کاملاً آسیب‌پذیر بودن دشت تالش دارند؛ به طوری که تقریباً تمامی نواحی با کاربری شهری در محدوده کاملاً آسیب‌پذیر قرار گرفته است.



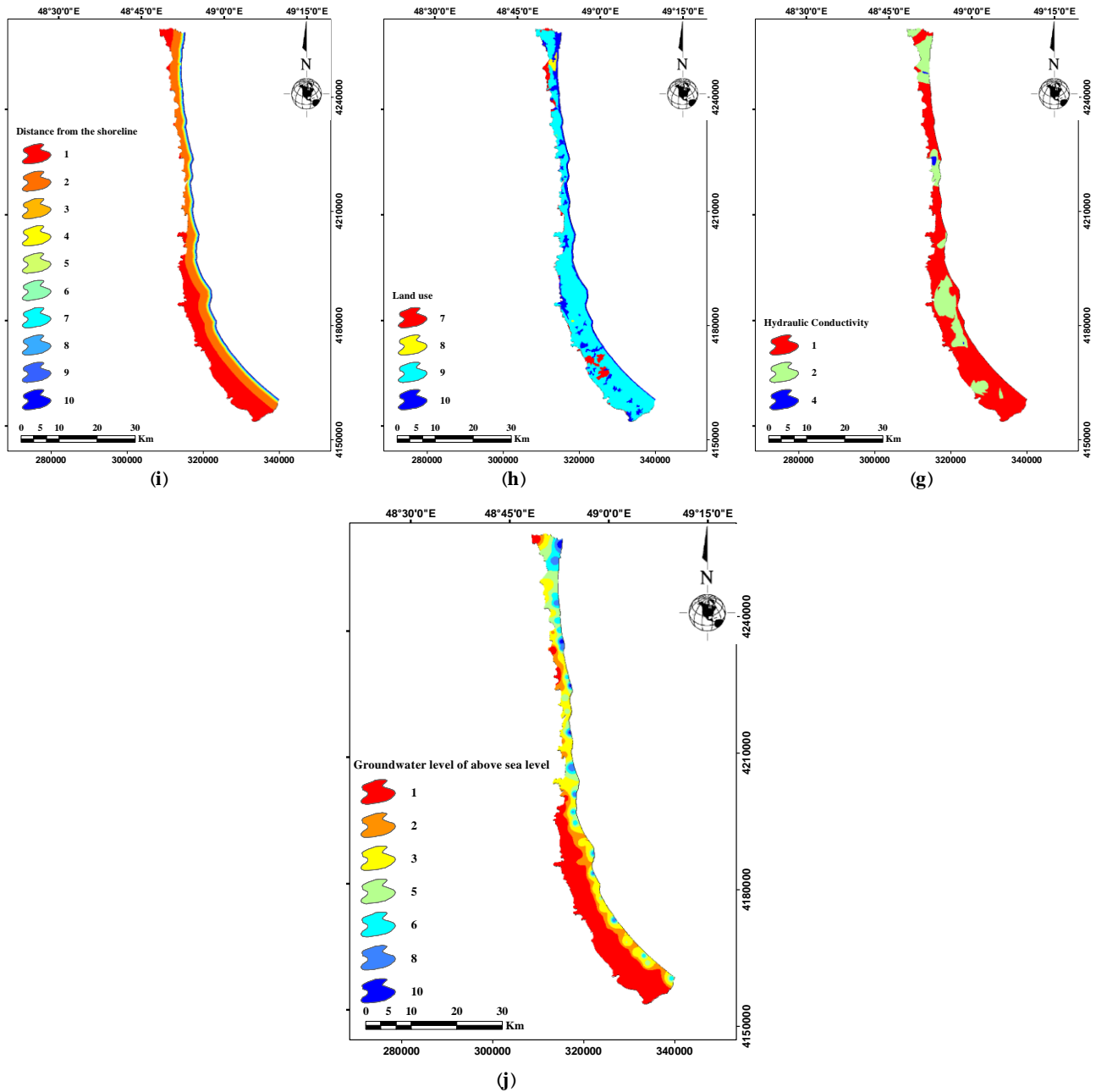


Fig. 4- Thematic maps of the modified DRASTIC method parameters: (a) parameter D, (b) parameter R, (c) parameter A, (d) parameter S, (e) parameter T, (f) parameter I, (g) parameter C, (h) parameter Land use, (i) parameter Distance from the shoreline, and (j) parameter Height of groundwater level of above sea level
 شکل ۴- نقشه پارامترهای اصلاح شده DRASTIC: (a) عمق تا سطح ایستابی، (b) تغذیه خالص، (c) محیط آبخوان، (d) محیط خاک، (e) توپوگرافی، (f) محیط غیراشباع، (g) هدایت هیدرولیکی، (h) کاربری اراضی، (i) فاصله تا ساحل و (j) اختلاف تراز سطح آب زیرزمینی با سطح آب دریا

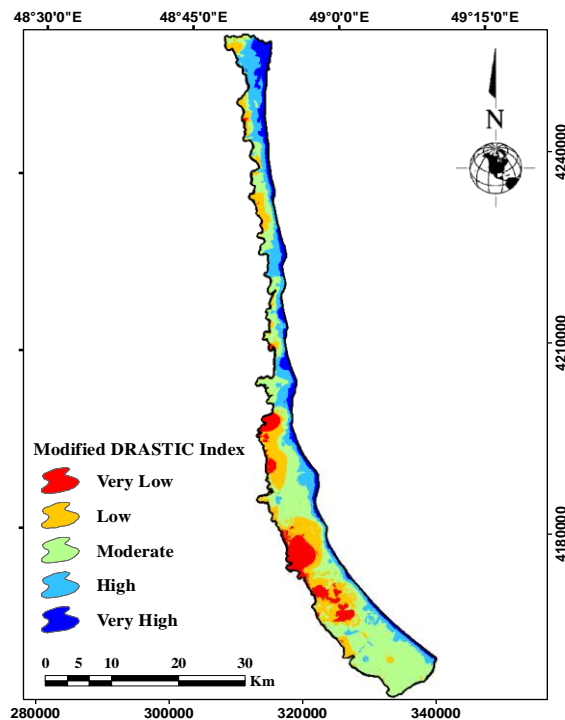


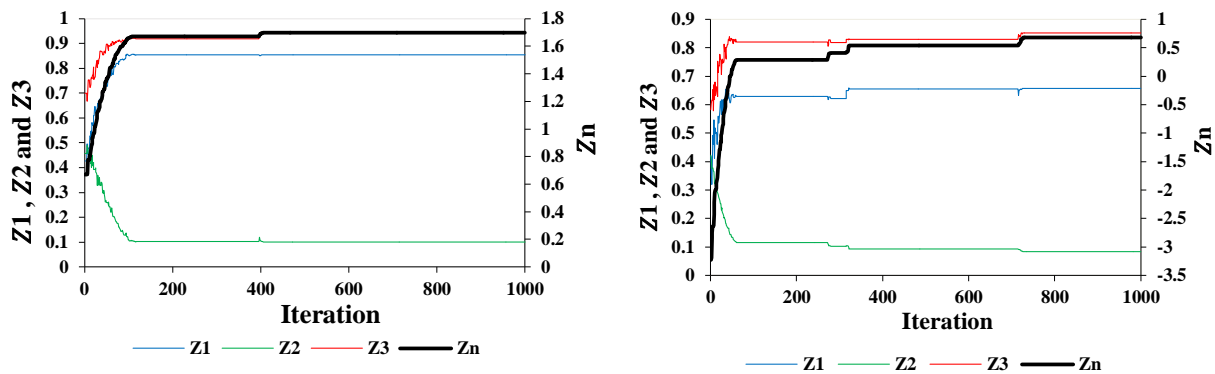
Fig. 5- Modified DRASTIC vulnerability map of the aquifer system in the study area
 شکل ۵- نقشه آسیب پذیری آبخوان ساحلی دشت تالش با استفاده از روش اصلاح شده DRASTIC

منتخب، مقادیر همبستگی (Z_1) و ضریب نش (Z_3) نیز به همان نسبت کاهش می یابد. جزئیات نتایج در جدول ۳ آورده شده است.

با توجه به نتایج ارائه شده در جدول ۳، مقدار تابع هدف نهایی برای $w=0.1$ ، $w=1/799$ به دست آمد که متناظر با آن، در این حالت میزان همبستگی 0.880 و ضریب مدل نش- ساتکلیف 0.922 برآورد گردید. این نتایج، با انتخاب ۱۰۰ حلقه چاه پایش به دست آمد که نشان دهنده افزایش تعداد چاه‌های پایش نسبت به شبکه فعلی چاه‌های موجود می باشد. برای $w=0.1$ ، مقدار تابع هدف نهایی $1/762$ خواهد بود که با استفاده از تعداد ۸۶ حلقه چاه به دست می آید و این نتایج با افزایش ۲ برابر از شبکه فعلی چاه‌های پایش به دست آمد که در این حالت Z_2 دارای بیشترین مقدار می باشد. برای $w=1$ ، مقدار تابع هدف نهایی $1/681$ خواهد بود که با استفاده از تعداد ۳۹ حلقه چاه به دست می آید. در این حالت، میزان همبستگی 0.847 و ضریب مدل نش- ساتکلیف 0.935 به دست آمد. این نتایج با کاهش ۱۲ درصدی از شبکه فعلی چاه‌های پایش به دست آمد. همان طور که ضریب وزنی w افزایش می یابد، مقدار تابع هدف نیز از $1/762$ به $1/681$ کاهش می یابد. در وزن‌های $w=1$ و $w=10$ ، تعداد چاه‌های منتخب در شبکه پایش اختلاف قابل توجهی نسبت به یکدیگر ندارند، اما هنگام افزایش ۱۰ برابری وزن‌ها در بازه وزنی 0.1 تا 1 ، چنین رفتار مشابهی دیده نشده و تعداد چاه‌ها با افزایش وزن، کاهش قابل ملاحظه‌ای داشته‌اند.

۴-۱- تحلیل نتایج الگوریتم ژنتیک (شناسایی شبکه‌های پایش بهینه)

در این بخش، تحلیل نتایج برای وزن‌های مختلف w مورد بررسی قرار می گیرد. شکل ۶ همگرایی رسیدن به جواب بهینه در الگوریتم ژنتیک را برای دو حالت $w=1$ و $w=10$ نشان می دهد. در این شکل، همگرایی تابع هدف کلی (Z_n) به تفکیک هر یک از توابع Z_1 ، Z_2 و Z_3 نشان داده شده است. مدل بهینه‌سازی فرآیند جستجو را از نقطه‌ای شروع می کند که فرض می شود تمام چاه‌ها در آغاز بهینه‌سازی فعال هستند و پس از شروع فرآیند جستجو، بعد از ۱۰۰۰ نسل به جواب بهینه همگرا می شود. همان طور که بهینه‌سازی ادامه می یابد، مقدار Z_n به طور سیستماتیک با توجه به مقادیر متغیر Z_1 ، Z_2 و Z_3 افزایش می یابد. فرآیند بهینه‌سازی در هر دو نمودار همگرایی (شکل a و b)، با انتخاب تعداد بیشتری از چاه‌ها در منطقه شروع می شود و به تدریج با تکامل GA، تعداد آن‌ها کاهش می یابد و به یک مقدار ثابتی همگرا می شود. تفاوت اصلی این دو نمودار در این است که در $w=10$ ، مقدار تابع هدف Z_n کاهش زیادی می یابد به طوری که حتی در وزن‌های بالاتر مقادیر منفی برای Z_n به دست می آید. تخصیص وزن بیشتر به تابع Z_2 منجر به افزایش قابل ملاحظه عبارت دوم تابع هدف Z_n نسبت به عبارت اول و سوم می شود که در نهایت مقادیر کمتری را برای تابع هدف کلی نتیجه می دهد. شایان ذکر است که با کاهش تعداد چاه‌های



(a) (b)

Fig. 6- Convergence plots for (a) $w=1$ and (b) $w=10$

شکل ۶- نقشه همگرایی برای، (a) وزن $w = 1$ و (b) وزن $w = 10$

مقادیر شاخص آسیب‌پذیری و مقادیر هدایت الکتریکی (EC) در این دو حالت، می‌توان شبکه مناسب را انتخاب نمود.

تطبیق نقشه آسیب‌پذیری آبخوان و نقشه درونیابی شده مقادیر EC آب زیرزمینی برای دو حالت $w=1$ و $w=10$ در شکل ۸ آورده شده است. نحوه توزیع چاه‌ها در این شکل نشان می‌دهد که الگوریتم ژنتیک در فرآیند بهینه‌سازی منجر به انتخاب چاه در موقعیت‌هایی شده است که هم از نظر آسیب‌پذیری و هم از نظر شوری دارای وضعیت بحرانی‌تری بودند، به نحوی که در مناطق با طبقه آسیب‌پذیری متوسط تا زیاد چاه‌های بیشتری را انتخاب کرده است. همچنین در شمال محدوده مطالعاتی و در نواحی ساحلی آن با توجه به شرایط بحرانی شوری آب و EC نسبتاً بالا و طبقه آسیب‌پذیری زیاد و خیلی زیاد تعداد چاه‌های انتخاب شده نسبت به شرایط موجود بیشتر است به طوری که در شرایط موجود هیچ چاه مشاهده‌ای در این محدوده وجود ندارد (شکل ۲). در مجموع با توجه به کاهش تعداد چاه‌ها در $w=10$ نسبت به $w=1$ ، توزیع چاه‌ها در نقاط حساس با توجه به نقشه آسیب‌پذیری و نقشه درونیابی EC موفق بوده است.

بعد از ارائه خروجی‌های مدل بهینه‌سازی، نتایج حاصل از وزن‌های مختلف نشان داد که برای انتخاب یک شبکه پایش بهینه باید وزن مناسب، تعداد چاه‌های متناظر با آن و همچنین پراکندگی مناسب چاه‌ها در مناطق مختلف آسیب‌پذیری مورد بررسی قرار گیرد. هنگامی که ضریب وزنی w بیشتر از یک می‌شود، وزن تابع هدف اقتصادی (Z_2) بیشتر می‌شود و برای کاهش هزینه‌ها، تعداد چاه‌ها کاهش می‌یابد. هم‌زمان با کاهش تعداد چاه‌ها، دقت نتایج کیفی که با ضریب همبستگی (Z_1) و کارایی مدل نش-ساتکلیف (Z_3) مقایسه می‌شود، کاهش می‌یابد.

طبق نتایج بیشترین میزان همبستگی در حالت $w=0.7$ با تعداد ۵۵ حلقه چاه و بیشترین ضریب مدل نش-ساتکلیف نیز در حالت $w=0.2$ با تعداد ۷۲ حلقه چاه به دست آمده است. ارزیابی نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که مقدار تابع هدف Z_2 با افزایش مقادیر w از ۰/۱ تا ۱ به دلیل افزایش سهم هزینه به‌طور پیوسته کاهش می‌یابد. مقایسه مقادیر Z_1 و Z_3 با افزایش وزن از $w=1$ به $w=1000$ ، نشان می‌دهد که تعداد چاه‌های منتخب در شبکه پایش کمتر می‌شود. با وجود اینکه تعداد چاه‌های منتخب در وزن‌های $w=1$ تا $w=1000$ اختلاف زیادی ندارند، مقدار تابع هدف نهایی (Z_n) آن‌ها از $1/681$ به $59/264$ کاهش می‌یابد.

با توجه به جدول ۳، اگر چه تعداد چاه‌های بهینه شبکه پایش در دو وزن $w=0.4$ و $w=0.5$ و همچنین در وزن‌های $w=0.6$ و $w=0.7$ یکسان می‌باشد؛ اما مقادیر متفاوتی برای توابع Z_1 و Z_3 در این وزن‌ها به دست آمده است. این نتیجه نشان می‌دهد که برای وزن‌های ذکر شده، اگر چه تعداد چاه‌های منتخب یکسان است، اما با توجه به نوع تابع هدف نهایی، موقعیت‌های متفاوتی برای چاه‌ها تعیین می‌شود که منجر به بهبود تابع هدف نهایی (Z_n) می‌شود. با توجه به نوع تابع هدف، برای مقادیر مشابه w ، هر چه تعداد چاه‌ها کمتر باشد، به همان نسبت، مقدار Z_2 بی‌کی که به دست می‌آید اثر منفی بر روی مقادیر Z_1 و Z_3 می‌گذارد. بنابراین مدل بهینه‌سازی در طول فرآیند بهینه‌سازی، برای اصلاح مقادیر Z_1 و Z_3 ، تمایل به ثابت نگه‌داشتن تعداد چاه‌ها و جستجو برای تعیین موقعیت‌های بهتر چاه‌ها دارد. پراکندگی چاه‌ها در منطقه، در همه وزن‌ها دارای پوشش مناسبی است، به طوری که، مقایسه شبکه چاه‌های ارائه شده در شکل‌های a, b, c و d شکل ۷ نشان می‌دهد که موقعیت چاه‌ها در این دو حالت دارای توزیع مکانی متفاوتی است، حتی اگر تعداد چاه‌ها ثابت باشد. در این مواقع، با مقایسه

Z_2 و همچنین Z_2 با Z_3 برای وزن‌های مختلف نشان می‌دهد که در وزن‌های کوچکتر از یک با افزایش همبستگی، جواب‌ها بیشتر متمایل به سمت هزینه اقتصادی بیشتر و انتخاب تعداد چاه‌های بیشتر است و در وزن‌های بزرگتر از یک جواب‌ها بیشتر متمایل به سمت هزینه اقتصادی پایین‌تر و انتخاب تعداد کمتری از چاه‌ها است (شکل‌های ۹ و ۱۰).

بنابراین، اگرچه کاهش تعداد چاه‌ها از نظر اقتصادی بهتر و به صرفه‌تر است، اما دقت نتایج ارزیابی کیفی منطقه نسبت به واقعیت پایین خواهد بود. برای افزایش این دقت، با توجه به نتایج جدول ۳، بهتر است وزن‌ها در محدوده وزن‌های بین ۰/۷ تا ۱ انتخاب شود، زیرا در این وزن‌ها مقادیر ضریب‌های همبستگی و کارایی مدل نش-ساتکلیف نیز در محدوده مطلوب قرار می‌گیرند. اما با توجه به هدف اقتصادی طرح بهترین حالت در وزن $w=1$ اتفاق می‌افتد. trade-off بین توابع Z_1 با

Table 3- Obtained results for different w values

جدول ۳- نتایج به‌دست آمده برای وزن‌های مختلف w

Weighting Coefficient(w)	Correlation between vulnerability and EC (Z_1)	Ratio between the number of selected wells and all available monitoring wells (Z_2)	NS model Efficiency (Z_3)	Objective Function (Z_n)	Number of selected wells (n)
0.01	0.88	0.224	0.922	1.799	100
0.1	0.852	0.192	0.929	1.762	86
0.2	0.856	0.161	0.945	1.769	72
0.3	0.858	0.15	0.928	1.741	67
0.4	0.858	0.148	0.939	1.739	66
0.5	0.866	0.148	0.936	1.728	66
0.6	0.854	0.123	0.928	1.708	55
0.7	0.869	0.123	0.904	1.687	55
0.8	0.854	0.11	0.92	1.686	49
0.9	0.844	0.107	0.941	1.688	48
1	0.847	0.101	0.935	1.681	39
10	0.658	0.083	0.853	0.683	37
100	0.542	0.067	0.729	-5.441	30
1000	0.487	0.06	0.651	-59.264	27

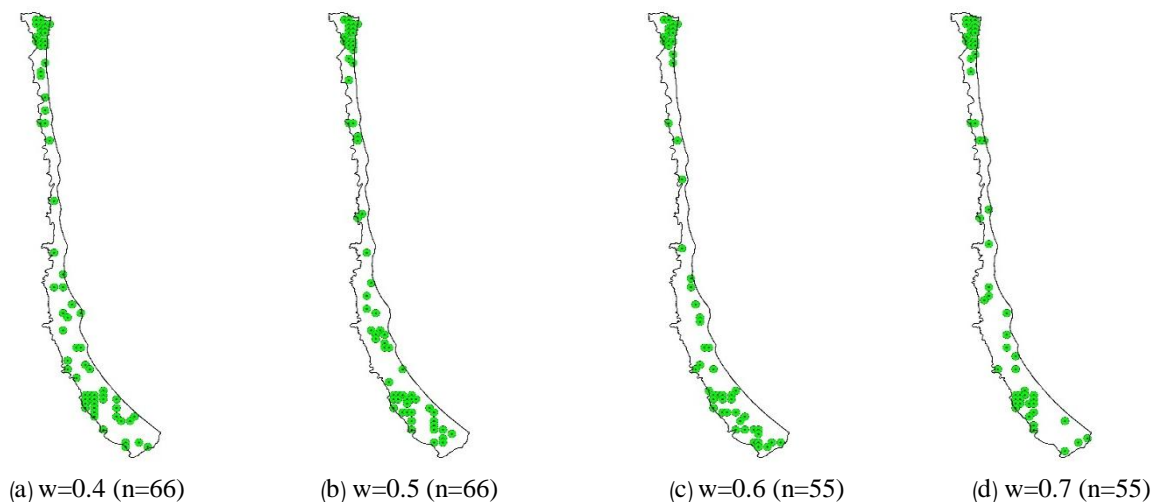


Fig. 7- Identified locations for monitoring wells for different w values
شکل ۷- موقعیت بهینه چاه‌های پایش برای وزن‌های مختلف w و تعداد چاه‌های منتخب (n)

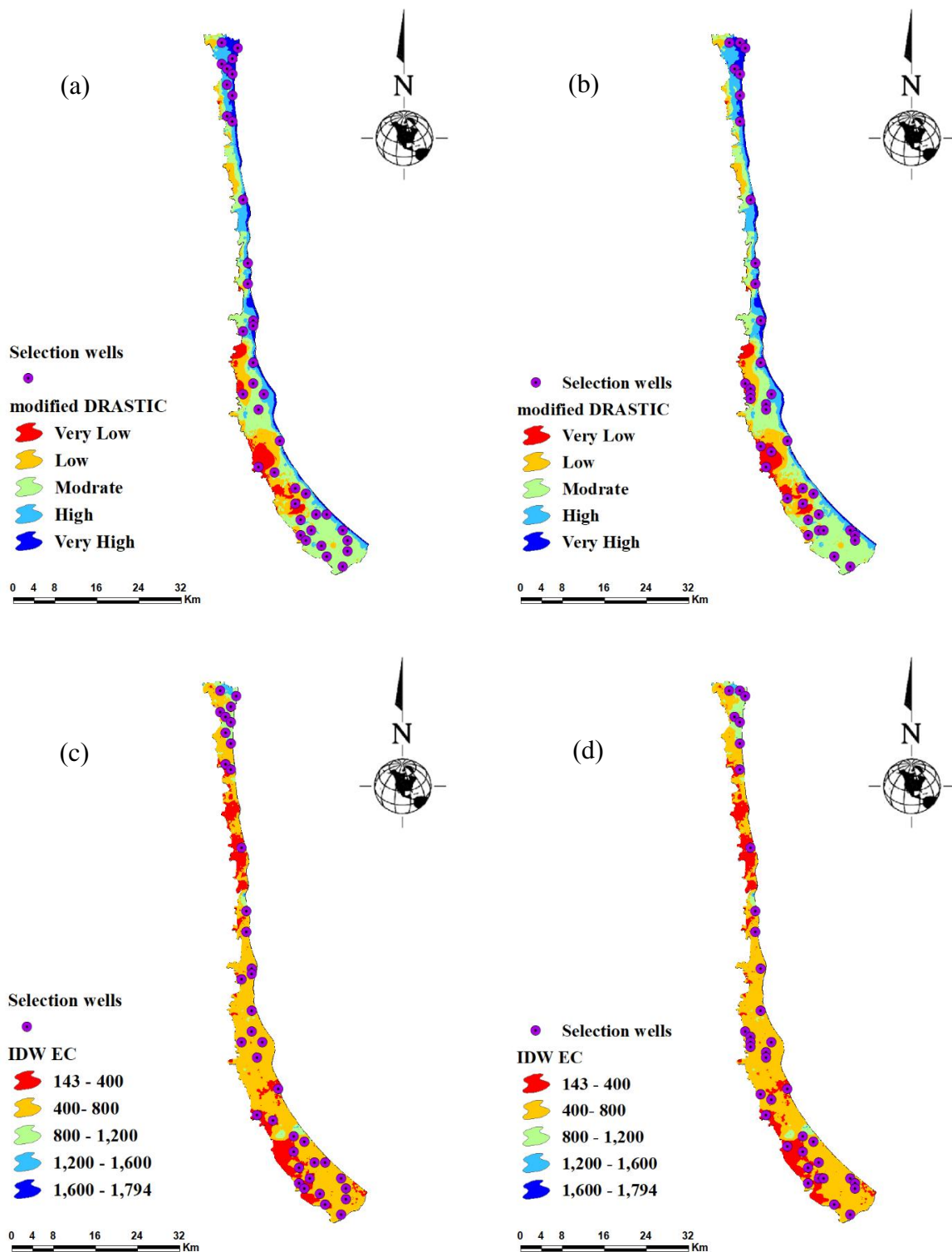


Fig. 8- Vulnerability map matching for (a) $w=1$ and (b) $w=10$ and interpolation map of EC matching for (c) $w=1$ and (d) $w=10$

شکل ۸- تطبیق نقشه آسیب‌پذیری: (a) برای وزن $w=1$ و (b) برای وزن $w=10$ و تطبیق درون‌یابی شده، (c) برای وزن $w=1$ و (d) برای وزن $w=10$

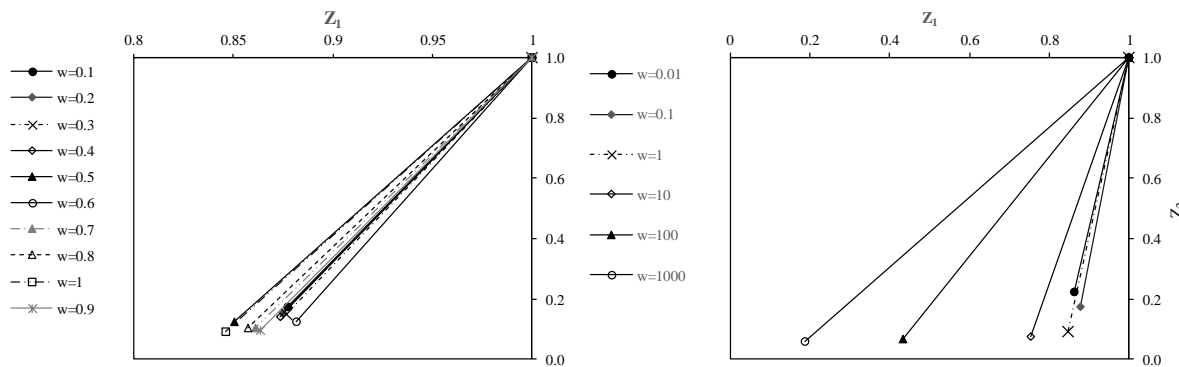


Fig. 9- Trade-off between Z_1 and Z_2
 شکل ۹- trade-off بین Z_2 و Z_1

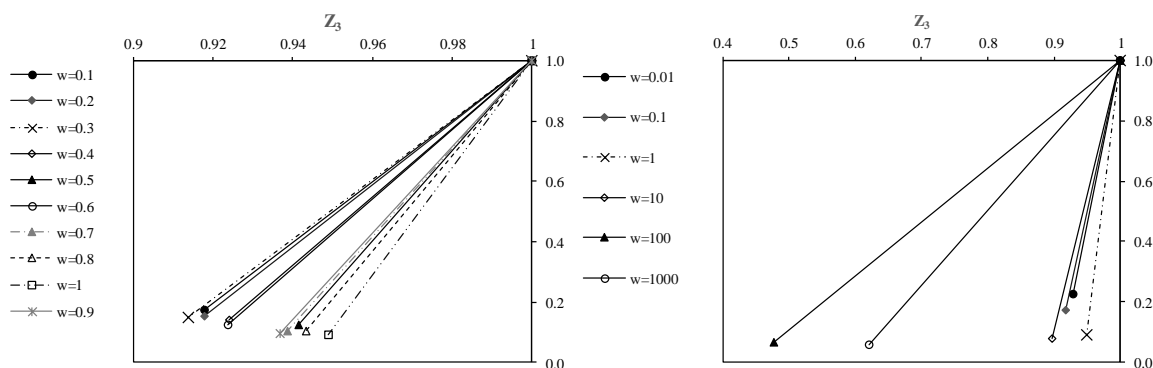


Fig. 10- Trade-off between Z_2 and Z_3
 شکل ۱۰- trade-off بین Z_3 و Z_2

قرار می‌گیرد، به طوری در کلاس "خوب" در دوره اعتبارسنجی مقدار ضریب نش-ساتکلیف بیشتر از دوره بهینه‌سازی می‌باشد.

برای اطمینان بیشتر از نتایج اعتبارسنجی، از شاخص‌های دیگری مانند درصد بایاس (PBIAS)، جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) و انحراف معیار (S) برای ارزیابی عملکرد مدل استفاده می‌شود. در ادامه، معادله هر یک از این شاخص‌ها در رابطه‌های (۶) تا (۸) آورده شده است:

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y_s)}{\sum_{i=1}^n y_i} \times 100 \quad (6)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_s - y_i)^2} \quad (7)$$

$$S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (y_s - \bar{y}_s)^2} \quad (8)$$

۵- اعتبارسنجی نتایج

اعتبارسنجی این اطمینان را ایجاد می‌کند که شبکه که پیش‌بینی دقت کافی را برای مجموعه داده‌های مختلف دارد. برای انجام اعتبارسنجی از توزیع EC برای سال آبی ۹۶-۱۳۹۵ استفاده شد. اعتبارسنجی ضریب همبستگی نشان داد (شکل ۱۱) که در تمامی وزن‌های به کار برده شده مقدار این ضریب در دوره بهینه‌سازی (سال ۹۳-۱۳۹۲) بیشتر از دوره اعتبارسنجی (سال ۹۶-۱۳۹۵) می‌باشد. طبق طبقه‌بندی توصیفی که برای ضریب نش-ساتکلیف طی بررسی مطالعات مختلف مدل‌سازی در مقیاس حوضه آبریز ارائه شده است (Moriassi et al., 2007)، مقدار معیار نش-ساتکلیف بین ۰/۷۵ تا ۱ در کلاس "خیلی خوب"، ۰/۶۵ تا ۰/۷۵ در کلاس "خوب"، ۰/۵ تا ۰/۶۵ در کلاس "قابل قبول" و کوچکتر از ۰/۵ در کلاس "غیرقابل قبول" قرار دارد. بر این اساس، نتایج مدل بهینه‌سازی در دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی، هنگامی که ضریب وزنی w بین ۰/۱ تا ۱۰ انتخاب شود (شکل ۱۲)، در کلاس "خیلی خوب" و در دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی برای دو وزن w=۱۰۰ و w=۱۰۰۰ در کلاس "خوب"

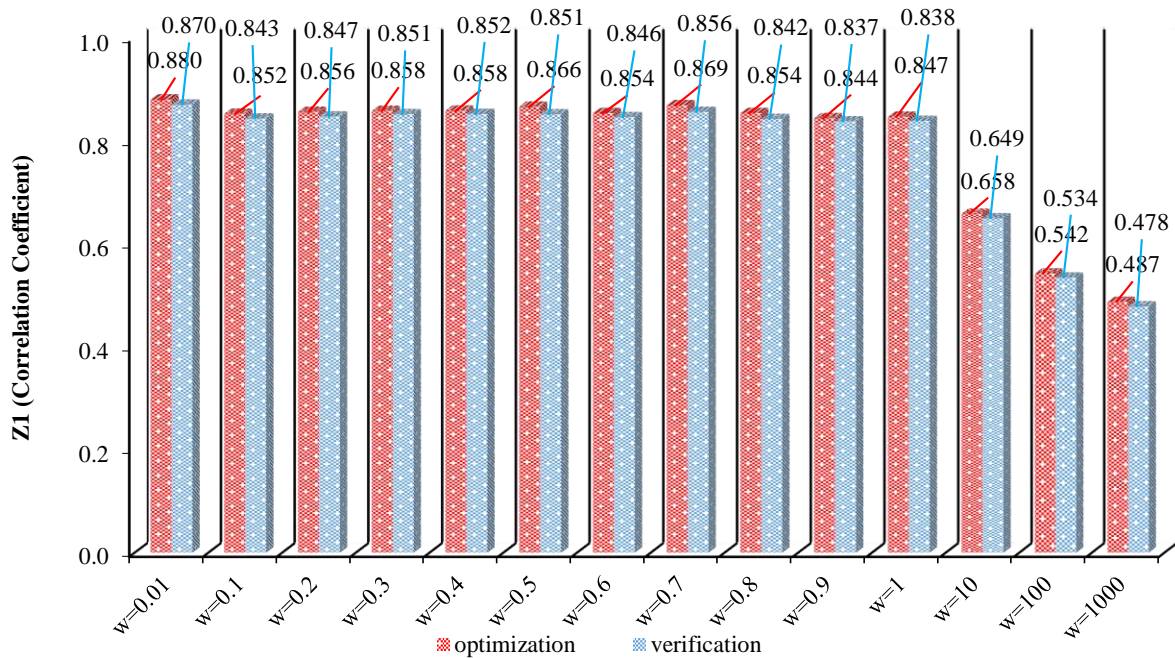


Fig. 11- Validation of correlation coefficient of optimal wells for different w values

شکل ۱۱- اعتبارسنجی ضریب همبستگی شبکه چاه‌های بهینه برای وزن‌های مختلف w

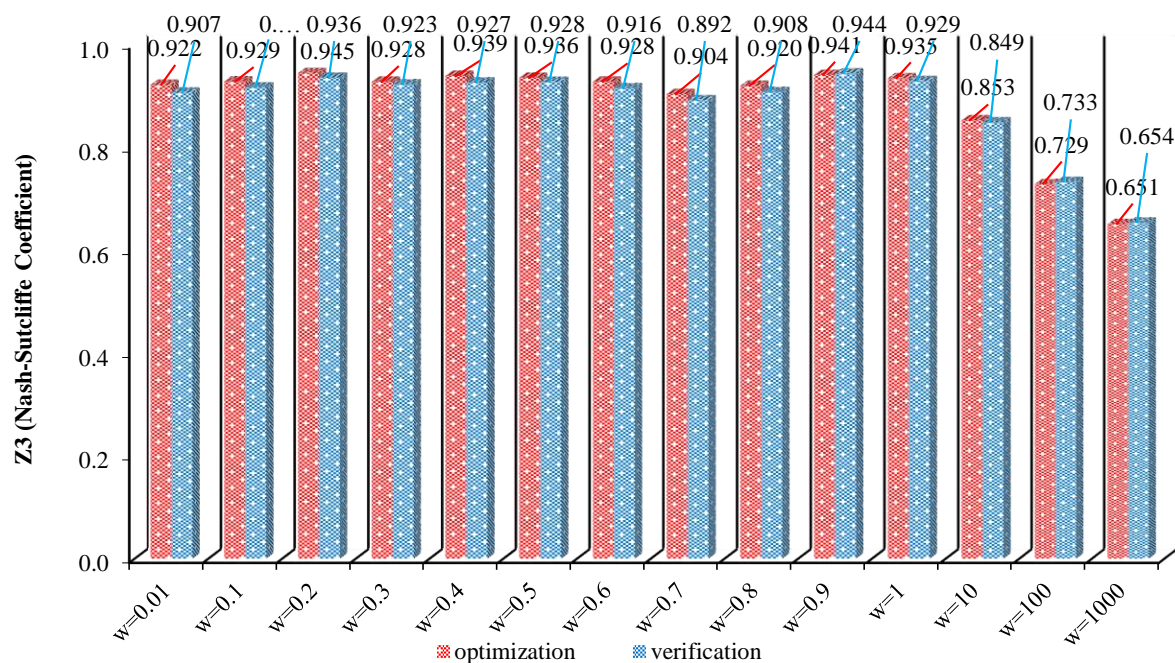


Fig. 12- Validation of Nash-Sutcliffe coefficient model of optimal wells for different w values

شکل ۱۲- اعتبارسنجی مدل نش-ساتکلیف شبکه چاه‌های بهینه برای وزن‌های مختلف w

نتایج به دست آمده از معادلات ۶ تا ۸ در جدول‌های ۴ آورده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، در دوره بهینه‌سازی مقادیر PBIAS بین وزن‌های مختلف از $-2/264$ برای وزن $w=0/6$ تا $7/353$ برای $w=1000$ تغییر می‌کند. PBIAS میزان میانگین انحراف مقادیر

در این معادلات، n تعداد چاه‌های منتخب، y_i مقدار مشاهداتی پارامتر کیفی در نقطه نام، y_s مقدار پیش‌بینی شده پارامتر کیفی، \bar{y}_s میانگین مقادیر پیش‌بینی شده پارامتر کیفی را نشان می‌دهد.

و ۱۰۰۰ این شرط برقرار است، بنابراین جواب‌های به‌دست آمده دارای خطای کمی هستند. همچنین، Van Liew و Santhi et al. (2001) و et al. (2003) اشاره کردند که در بسیاری از مطالعات هیدرولوژیکی مقادیر r بزرگتر از ۰/۵ قابل قبول است. بنابراین با توجه به اینکه، مقادیر r به‌دست آمده برای وزن‌های مختلف و برای هر دو دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی در همه موارد به استثنای وزن ۱۰۰۰، بزرگتر از ۰/۵ است، در وزن‌های ذکر شده دارای تخمین‌های قابل قبولی هستند.

در ادامه، تغییرات مقادیر میانگین EC در دو دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی در جدول ۵ آورده شده است. مقایسه مقادیر این جدول نشان می‌دهد که با کاهش تعداد چاه‌های پایش، میانگین EC افزایش و با افزایش تعداد چاه‌های پایش میانگین EC کاهش می‌یابد. این موضوع تأییدکننده این مطلب است که مدل بهینه‌سازی در فرآیند جستجو، ابتدا نقاط واقع در مناطق با EC بالاتر و حداکثر ضریب همبستگی با شاخص آسیب‌پذیری را انتخاب می‌کند و سپس، نقاطی را انتخاب می‌کند که دارای همبستگی کمتر و EC کمتری هستند. بنابراین با رعایت توزیع مکانی چاه‌ها، میزان همبستگی با شاخص آسیب‌پذیری و صرفه اقتصادی بهتر است وزنی انتخاب گردد که EC بالاتری دارد.

پیش‌بینی شده را نسبت به مقادیر مشاهده‌شده بر حسب درصد نشان می‌دهد. به‌طوری‌که، هر چه مقدار آن به صفر نزدیکتر باشد، اختلاف کمتر بین مقادیر پیش‌بینی شده و مشاهده‌ای را نشان می‌دهد. بنابراین، با توجه به مقادیر به‌دست آمده، در بیشتر موارد مقادیر پیش‌بینی شده کمتر از مقادیر مشاهده‌ای بوده است (به دلیل وجود علامت منفی). همچنین نتایج به‌دست آمده از دوره اعتبارسنجی اختلاف قابل ملاحظه‌ای با مقادیر به‌دست آمده در دوره بهینه‌سازی ندارد. در این راستا، Moriasi et al. (2007) در مطالعات خود به این نتیجه رسیدند که مقادیر PBIAS کوچکتر از ۱۰ درصد تخمین‌های بسیار خوبی هستند. بنابراین، مقادیر PBIAS به‌دست آمده در این مطالعه بیانگر تخمین بسیار خوبی است.

به همین ترتیب، مقایسه مقادیر RMSE برای وزن‌های مختلف در دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی نشان می‌دهد این مقادیر در دو دوره اعتبارسنجی و بهینه‌سازی اختلاف قابل‌ملاحظه‌ای ندارد. با توجه به مطالعات Singh et al. (2004)، در صورتی که مقادیر RMSE جوابی کوچکتر از نصف s باشد، آن راه‌حل می‌تواند به عنوان راه‌حلی با خطای کمتر طبقه‌بندی شود. در این راستا، با در نظر گرفتن مقادیر s به‌دست آمده برای وزن‌های مختلف، مقایسه این نسبت در دو دوره بهینه‌سازی و اعتبارسنجی نشان داد که همه وزن‌ها به استثنای سه وزن ۱۰، ۱۰۰ و

Table 4- Validation results obtained for different weights w values
جدول ۴- نتایج اعتبارسنجی به‌دست آمده برای وزن‌های مختلف w

Weighting Coefficient (w)	Optimization				Verification			
	PBIAS	RMSE	r	s	PBIAS	RMSE	r	s
0.01	-0.623	58.097	0.88	177.142	0.609	58.106	0.87	178.189
0.1	-1.083	53.132	0.852	179.511	-1.04	53.173	0.843	180.256
0.2	-0.778	51.258	0.856	203.718	-0.719	51.292	0.847	204.607
0.3	0.369	63.041	0.858	169.801	0.373	63.196	0.851	196.02
0.4	-0.107	55.4	0.858	200.385	-0.1	55.516	0.852	201.229
0.5	-0.498	58.167	0.866	205.034	-0.489	57.797	0.851	204.971
0.6	-2.264	63.862	0.854	208.157	-2.289	63.808	0.846	209.144
0.7	1.712	79.955	0.869	220.089	1.706	79.993	0.856	220.871
0.8	-0.843	71.158	0.854	224.154	-0.792	71.231	0.842	224.448
0.9	2.203	63.526	0.844	225.572	2.225	63.439	0.837	226.473
1	1.184	69.027	0.847	175.592	1.139	67.882	0.838	173.85
10	1.796	86.194	0.658	169.94	1.819	86.253	0.649	170.477
100	-1.526	105.338	0.542	149.195	-1.459	105.195	0.534	149.631
1000	7.353	139.541	0.487	157.142	7.178	139.626	0.478	158.315

Table 5- The change of mean EC values in monitored groundwater quality (unit: μ Siemens/cm)
جدول ۵- تغییرات مقادیر میانگین EC در چاه‌های پایش کیفی (واحد: μ s/cm)

Year	Without optimization	Optimization using different weights						
	- n=44	w=0.01 n=100	w=0.1 n=86	w=0.5 n=66	w=1 n=39	W=10 n=37	w=100 n=30	w=1000 n=27
1392-93	564.255	523.937	532.844	562.611	558.924	551.600	515.688	534.312

شود. متعادل‌ترین جواب به این معناست که یک trade-off قابل قبولی بین توابع هدف برقرار باشد. علاوه بر استفاده از ضریب کارایی نش- ساتکلیف و ضریب همبستگی بین شاخص آسیب‌پذیری پارامتر کیفی در انتخاب جواب بهینه، از شاخص‌های عملکرد دیگری مانند RMSE، PBIAS و انحراف معیار نیز استفاده شد. علاوه بر این، برای انتخاب مناسب‌ترین وزن بهتر است میانگین مقادیر EC مشاهده شده در منطقه و EC محاسبه شده در شبکه بهینه با توجه به همه چاه‌های پایش انتخاب شده نیز مقایسه شود؛ زیرا در صورت بزرگتر بودن مقادیر بهینه‌شده از میانگین مقادیر مشاهده شده می‌توان به وضوح نتیجه‌گیری کرد که شبکه بهینه‌شده داده‌های کیفی آب زیرزمینی مناطق آلوده‌تر را را بهتر شناسایی می‌کند.

پی‌نوشت‌ها

- 1- Depth to Groundwater Table
- 2- Net Recharge
- 3- Aquifer Media
- 4- Soil Media
- 5- Topography
- 6- Impact of Vadose Zone
- 7- Hydraulic Conductivity
- 8- Land Use
- 9- Distance from the Shoreline
- 10- Height of Groundwater Level of above Sea Level
- 11- Genetic Algorithm
- 12- Crossover
- 13- Mutation

۶- مراجع

- Afonso MJ, Pires A, Chamine HI, Marques JM, Guimarães L, Guilhermino L, Rocha FT (2008) Aquifer vulnerability assessment of urban areas using a GIS-based cartography: paranhos groundwater pilot site, Porto, NW Portugal. Global Groundwater Resources and Management, Selected Papers from The 33rd International Geological Congress, Aug. 6-14:259-278
- Aller L, Bennet T, Lehr JH, Petty RJ, Hackett G (1987) DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using

۵- نتیجه‌گیری

در طراحی شبکه‌های پایش آب زیرزمینی معمولاً توزیع همگن چاه‌های پایش در منطقه رعایت می‌شود. اما این رویکرد به دلیل برداشت اطلاعات اضافی یا عدم اطلاعات کافی در نقاط گم‌شده یا پرت منطقه مورد مطالعه، همیشه منجر به توزیع بهینه چاه‌های پایش نمی‌شود که استفاده از روش بهینه‌سازی، راه‌حلی مؤثر در طراحی شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی است. بنابراین هدف این مطالعه، طراحی بهینه شبکه پایش کیفی آب زیرزمینی با فرض موجود بودن شبکه پایش فعلی در منطقه است. برای رسیدن به این هدف، مجموعه داده‌های سال آبی ۹۳-۱۳۹۲ برای بهینه‌سازی و سال آبی ۹۶-۱۳۹۵ برای انجام فرآیند اعتبارسنجی استفاده شد. رویکرد مورد استفاده در این مطالعه، با رسم نقشه‌های آسیب‌پذیری آبخوان، شرایط موجود در شبکه پایش مورد بررسی قرار گرفت و سپس با توجه به نقشه آسیب‌پذیری آبخوان و توزیع مکانی چاه‌ها، شبکه پایش جدید با کاهش یا افزایش چاه‌های پایش در منطقه طراحی شد. بدیهی است که کاهش یا افزایش تعداد چاه‌های پایش در شبکه باعث کاهش یا افزایش هزینه می‌شود که با اعمال تابع هدف اقتصادی در تابع هدف اصلی، هزینه‌ها در تعیین جواب بهینه اعمال شد. با توجه به نتایج بهینه‌سازی، حذف بعضی از چاه‌ها از برنامه نمونه‌برداری موقتی است زیرا ممکن است در آینده شرایطی ایجاد شود که از نظر کیفی مناطقی بحرانی شوند و نیاز به چاه‌های بیشتری در آن مناطق باشد بنابراین بهتر است فرآیند طراحی شبکه پایش به صورت دوره‌ای و چند سال یک بار با توجه به شرایط کیفی موجود طراحی شود.

با توجه به موارد ذکر شده، علاوه بر تابع هدف هزینه، برای تطابق بیشتر پراکنش چاه‌های پایش با مناطق بحرانی آبخوان از همبستگی بین شاخص آسیب‌پذیری و پارامتر کیفی آب زیرزمینی و همچنین برای افزایش دقت شبکه پایش از معیار کارایی نش-ساتکلیف به عنوان توابع هدف دیگر در مدل بهینه‌سازی در نظر گرفته شد که با اعمال سه هدف در یک تابع هدف، اهمیت نسبی اهداف با استفاده از ضریب وزنی w نشان داده شد. نتایج ارزیابی وزن‌های مختلف در تعیین جواب بهینه نشان داد که جواب بهینه وابستگی زیادی به انتخاب w دارد؛ بنابراین باید مقدار w را با توجه به متعادل‌ترین جواب انتخاب

- reduction. *Journal of Water Resources Planning and Management* 136:88–94
- Fisher JC (2013) Optimization of water-level monitoring networks in the eastern Snake River Plain aquifer using a kriging-based genetic algorithm method. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5120 (DOE/ID-22224) Reston VA
- Guo Y, Wang JF, Yin XL (2011) Optimizing the groundwater monitoring network using MSN theory. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 21:240–242
- Hamza MH, Added A, Rodriguez R, Abdeljaoued S, Mammou AB (2006) GIS-based DRASTIC vulnerability and net recharge reassessment in an aquifer of a semi-arid region (Metline-Ras Jebel-RafRaf aquifer, Northern Tunisia). *Journal of Environmental Management* 84(1):12-19
- Jin X, Ranjithan RS, Mahintakumar G (2014) A monitoring network design procedure for Three Dimensional (3D) groundwater contaminant source identification. *Environmental Forensics* 15(1):78-96
- Kardan Moghaddam H, Jafari F, Javadi S (2015) Evaluation vulnerability of coastal aquifer via GALDIT model and comparison with DRASTIC index using quality parameters. *Hydrological Sciences Journal* 62(1):137-146
- Khader A, McKee M (2014) Use of a relevance vector machine for groundwater quality monitoring network design under uncertainty. *Environmental Modelling & Software* 57:115-126
- Khoshdooz Masooleh N, Babazadeh H, Tabatabaei SH, Naderi M (2013) Modifying DRASTIC model to determine groundwater vulnerability in a coastal region. *Journal of Water and Soil Resources Conservation* 3(1):19-31 (In Persian)
- Kim KH, Lee KK (2007) Optimization of groundwater-monitoring networks for identification of the distribution of a contaminant plume. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 21(6):785-794
- Loaiciga HA, Charbeneau RJ, Everett LG, Fogg GE (1992) Review of ground-water quality monitoring network design. *Journal of Hydraulic Engineering* 118:11-37
- Luo Q, Wu J, Yang Y, Qian J, Wu J (2016) Multi-objective optimization of long-term groundwater monitoring network design using a probabilistic Pareto genetic algorithm under uncertainty. *Journal of Hydrology* 534:352-363
- hydrogeological settings. EPA/600/2-87/035, US EPA, Ada, OK, USA
- Ayvaz MT, Elçi A (2018) Identification of the optimum groundwater quality monitoring network using a genetic algorithm based optimization approach. *Journal of Hydrology* 563:1078-109
- Ayvaz MT, Kentel E (2015) Identification of the best booster station network for a water distribution system. *Journal of Water Resources Planning and Management* 141(10):4014-4076
- Azizi Mobaser Jsh, Masud Lak M, Rasoulzadeh A (2018) Evaluation of intrinsic vulnerability of Urmia Plain groundwater pollution using original DRASTIC and drastic modified models. *Iran-Water Resources Research* 14(5):220-235 (In Persian)
- Baalousha H (2010) Assessment of a groundwater quality monitoring network using vulnerability mapping and geostatistics: a case study from Heretaunga Plains, New Zealand. *Agricultural Water Management* 97(2):240-246
- Barca E, Bruno DE, Lay-Ekuakille DE, Maggi S, Passarella S (2018) Retrospective analysis: A validation procedure for the redesign of an environmental monitoring network. *Measurement* 113:211-219
- Bashi Azghadi SN, Kerachian R (2010) Locating monitoring wells in groundwater systems using embedded optimization and simulation models. *Science of the Total Environment* 408(10):2189-2198
- Chachadi AG (2005) Seawater intrusion mapping using modified GALDIT indicator model-case study in Goa. *Jalvigyan Sameeksha* 20:29-45
- Chadalavada S, Datta B (2008) Dynamic optimal monitoring network design for transient transport of pollutants in groundwater aquifers. *Water Resources Management* 22:651-670
- Datta B, Chakrabarty D, Dhar A (2009) Optimal dynamic monitoring network design and identification of unknown groundwater pollution sources. *Water Resources Management* 23(10):2031-2049
- Daughney CJ, Raiber M, Moreau Fournier M, Morgenstern U, Van der Raaij R (2012) Use of hierarchical cluster analysis to assess the representativeness of a baseline groundwater quality monitoring network: comparison of New Zealand's national and regional groundwater monitoring programs. *Hydrogeology Journal* 20:185-200
- Dhar A, Datta B (2010) Logic-based design of groundwater monitoring network for redundancy

- nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association* 37(5):1169-1188
- Singh J, Knapp HV, Demissie M (2004) Hydrologic modeling of the Iroquois River watershed using HSPF and SWAT. ISWS CR 2004-08. Champaign, Ill.: Illinois State Water Survey
- Van Liew MW, Arnold JG, Garbrecht JD (2003) Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between models. *Trans. ASAE* 46:1539-1551
- Wu J, Zheng C, Chien CC (2005) Cost-effective sampling network design for contaminant plume monitoring under general hydrogeological conditions. *Journal of contaminant Hydrology* 77(1-2):41-65
- Wu Y (2004) Optimal design of a groundwater monitoring network in Daqing, China. *Environmental Geology* 45:527-535
- Yakirevich A, Pachepsky YA, Gish TJ, Guber AK, Kuznetsov MY, Cady RE, Nicholson TJ (2013) Augmentation of groundwater monitoring networks using information theory and ensemble modeling with pedotransfer functions. *Journal of Hydrology* 501(25):13-24
- Yang F, Cao S, Liu X, Yang K (2008) Design of groundwater level monitoring network with ordinary kriging. *Journal of Hydrodynamics* 20(3):339-346
- Yang XS, Gandomi AH, Talatahari S, Alavi AH (2012) *Geotechnical and transport engineering (1st ed.)*. Metaheuristics in Water, Elsevier, Amsterdam
- Zamani Moghadam MG, Moridi A, Yazdi J (2020) Determining the groundwater quality protection zone by considering the vulnerability of aquifer. *Iran-Water Resources Research* 16(1):1-16 (In Persian)
- Luyun JrR, Momii K, Nakagawa K (2009) Laboratory-scale saltwater behavior due to subsurface cutoff wall. *Journal of Hydrology* 377:227-236
- McLean MI, Evers L, Bowman AW, Bonte M, Jones WR (2019) Statistical modelling of groundwater contamination monitoring data: A comparison of spatial and spatiotemporal methods. *Science of The Total Environment* 652:1339-1346
- Mogheir Y, Lima JLMP, Singh VP (2009) Entropy and multi-objective based approach for groundwater quality monitoring network assessment and redesign. *Water Resources Management* 23:1603-1620
- Momejian N, Abou-Najm M, Alameddine I, El-Fadel M (2018) Can groundwater vulnerability models assess seawater intrusion?. *Environmental Impact Assessment Review* 75:13-26
- Moriasi DN, Arnold JG, Van Liew MW, Bingner RL, Harmel RD, Veith TL (2007) Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50(3):885-900
- Nowak W, Rubin Y, de Barros PJ (2012) A hypothesis-driven approach to optimize field campaigns. *Water Resources Research* 48:1-16
- Oroji B, Solgi E (2016) Vulnerability assessment of asadabad (Hamadan) plain groundwater by GIS. *Environmental Sciences* 14(1):91-104
- Rosen L (1994) A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. *Ground Water* 32:278-285
- Santhi C, Arnold JG, Williams JR, Dugas WA, Srinivasan R, Hauck LM (2001) Validation of the SWAT model on a large river basin with point and