هیدروژئولوژی، سال ششم، شماره ۲، زمستان ۱۴۰۰
Hydrogeology, Volume 6, No. 2, Winter 2022

ارزیابی عدم‌قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل در مدل‌سازی آب زیرزمینی

مهسا جباری ملایری[۱]، سامان جوادی[۲*]، سعیده سامانی[۳]، عباس روزبهانی[۴]

۱- دانشجوی دکتری تخصصی، گروه مهندسی آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت، ایران
۲- دانشیار، گروه مهندسی آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت، ایران
۳- استادیار، پژوهشکده مطالعات و تحقیقات منابع آب، موسسه تحقیقات آب، تهران، ایران
۴- دانشیار، گروه مهندسی آب، پردیس ابوریحان، دانشگاه تهران، پاکدشت، ایران
*نویسنده مسئول Javadis@ut.ac.ir

تاریخ دریافت مقاله: ۱۴۰۰/۰۷/۲۰ تاریخ پذیرش مقاله: ۱۴۰۰/۰۹/۰۲

چکیده

از جمله عواملی که منجر به ایجاد عدم قطعیت در مدل ریاضی جریان آب زیرزمینی می‌شود، عدم قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل مفهومی است که از افزایش پارامترهای مدل ناشی می‌شود.در نظر گرفتن پیچیدگی در مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی می‌تواند به انتخاب یک مدل بهینه کمک کرده و از ایجاد این نوع عدم قطعیت و نتیجه‌گیری‌های گمراه‌کننده جلوگیری کند. هدف این پژوهش، بررسی عدم‌قطعیت پیچیدگی مدل ریاضی آبخوان نجف‌آباد است . در این راستا شش مدل مفهومی با پنج درجه متفاوت از پیچیدگی با تعداد پارامترهای مدل واسنجی‌شده (۴، ۱۶، ۲۰، ۲۲، ۲۶ و ۲۶ پارامتر) با داده‌های مشاهداتی یکسان در آبخوان نجف‌آباد واقع در استان اصفهان در حالت پایدار و برای سال ۹۸-۹۷ توسعه یافتند و برای ارزیابی احتمال مدل‌ها از روش معیارهای انتخاب مدل (AIC، AIC_C، BIC و KIC) استفاده شد. نتایج نشان داد که مدل شماره یک با چهار پارامتر که ساده‌ترین مدل است به‌عنوان بهترین مدل انتخاب شد و کمترین عدم‌قطعیت را دارد. اما مدل‌های ۵ و ۶ که پیچیده‌ترین مدل‌ها هستند، بیشترین عدم‌قطعیت و کمترین میزان اعتماد را دارند. بنابراین می‌توان بیان نمود که در تعریف مدل مفهومی یک آبخوان، تعیین تعداد بهینه پارامتر منجر به کاهش عدم قطعیت مدل ریاضی خواهد شد.

واژه‌های کلیدی: آبخوان نجف‌آباد، احتمال مدل، عدم‌قطعیت پیچیدگی، معیارهای انتخاب مدل.

مقدمه

افزایش پارامترهای مدل[1] یکی از عوامل پیچیدگی مدل است که منجر به عدم قطعیت در مدل می‌شود (Hill and Tiedman, 2007). دلیل این امر این است که داده‌های مشاهداتی باید بین تعداد بیشتری پارامتر توزیع شود. یکی از راه‌های کاهش عدم‌قطعیت ناشی از پیچیدگی، انتخاب مدل با تعداد پارامترهای بهینه و با عملکرد مناسب است که اصطلاحاً به این مدل، صرفه‌جو[2] گفته می‌شود. هرچند تفسیر نتایج حاصل از یک مدل ساده نسبت به یک مدل پیچیده بسیار راحت‌تر خواهد بود اما، باید درنظر داشت که نباید ساده‌سازی و صرفه‌جویی بیش‌ازحد در مدل‌سازی صورت گیرد چراکه از کارایی مدل می‌کاهد (Hunt et al., 2007). ضمن آن‌که یک مدل بسیار ساده توصیف جامعی از سیستم ارائه نمی‌دهد و منجر به ارائه نتایج گمراه کننده می‌شود (Popper, 1982; Hunt and Zheng, 1999; Hunt et al., 2007).

اگرچه مدل پیچیده‌تر برازش بهتری بین داده‌های مشاهداتی و محاسباتی نسبت به مدل ساده ارائه می‌دهد اما نسبت به مدل ساده خطای پیش‌بینی بالاتری خواهد داشت (Popper, 1982; Hunt and Zheng, 1999; Hunt et al., 2007; Simmons, 2012). بنابراین، در تهیه مدل‌های مفهومی

[1] Overparameterized

[2] Parismonious Model

جایگزین بهتر است که ابتدا مدل ساده تهیه و مدل‌های پیچیده بعدی به‌تدریج ایجاد شود. مزیت این عمل درک بهتر از داده‌های موجود و در نهایت ایجاد مدل پیچیده تا جایی که اطلاعات داده‌ای اجازه دهند، می‌شود. عدم قطعیت مدل مفهومی به‌طورکلی با افزایش پیچیدگی مدل به‌حساب می‌آید. افزایش پیچیدگی به‌طور مؤثر عدم‌قطعیت مدل مفهومی را با افزودن فرآیندهای بیشتر به مدل و/یا افزایش وضوح در فضا و زمان به عدم قطعیت پارامتر تبدیل می‌کند (Schwartz et al., 2017).

به دلیل این‌که مدل‌سازان تمایلی به استفاده از مدل‌های بیش-ازحد پیچیده در آب زیرزمینی ندارند ازاین‌رو، شناسایی سطح مناسبی از پیچیدگی مدل همیشه چالش‌برانگیز بوده است زیرا شامل عوامل زیادی همچون: پیچیدگی سیستم، درک از رفتار فعلی سیستم، کیفیت و کمیت مشاهدات سیستم، اهداف پروژه‌های مدل‌سازی، هزینه توسعه مدل می‌باشد (Hunt and Zheng, 1999; Clement, 2011; Simmons and Hunt, 2012).

پیچیدگی مدل را می‌توان از طرق مختلف با ارزیابی: رابطه بین ورودی‌ها و خروجی‌های مدل (Jakeman and Hornberger, 1993; Hill, 2006; Gómez-Hernández, 2006; Hunt et al., 2007)، تغییرات خروجی‌های مدل (Young et al., 1996; Arkesteijn and Pande, 2013) و یا پیش‌بینی عملکرد مدل (Brooks and Tobias, 1996; Schoups et al., 2008; Kumar, 2011) تعریف کرد. لذا برای ارزیابی عدم‌قطعیت مدل مفهومی و پیچیدگی مدل نیاز به مدل‌های مفهومی مختلفی است (Meyer et al. 2007; Rojas et al. 2008; Ye et al. 2004, 2008, 2010).

برای اعمال مدیریت صحیح نیاز به شناسایی و به مدل درآوردن سطح آب زیرزمینی برای برنامه‌ریزی‌های بلندمدت و استفاده بهتر از پتانسیل آبی موجود در دشت‌ها احساس می‌شود. در این راستا، زینعلی و همکاران (۱۳۹۷) با استفاده از مدل مفهومی آب زیرزمینی مادفلو و فرامدل شبیه‌ساز بیان ژن هیدروگراف معرف آبخوان دشت لور-اندیمشک را مدل‌سازی کردند. نتایج نشان داد که مدل مفهومی مادفلو با ضریب تبیین ۰/۷۸۳۶ نسبت به فرامدل شبیه‌ساز ژن با ضریب تبیین ۰/۷۳۹ عملکرد بهتری دارد. کرد و همکاران (۱۳۹۷) نیز به مدل‌سازی عددی آبخوان دشت اردبیل با استفاده از کد مادفلو و نرم‌افزار PMwin8 پرداختند. نتایج نشان داد که برای تعادل-بخشی سطح ایستابی آبخوان بیشترین بهره‌برداری در شرق آبخوان است. از سویی دیگر، مدیریت منابع آب زیرزمینی مستلزم شناخت کافی از سیستم آبخوان و به‌کارگیری ابزاری است که بتواند شرایط فعلی و آینده آبخوان را شبیه‌سازی کند. حیدری و همکاران (۱۳۹۸) وضعیت آبخوان دشت صحنه-بیستون با استفاده از کد مافلو ۲۰۰۰ توسط نرم‌افزار GMSv10 شبیه‌سازی کردند. نتایج به‌دست آمده نشان داد که بودجه آبی این دشت در سال آبی ۸۷-۸۸ منفی بوده و برابر با ۲۲/۸۱ میلیون مترمکعب در سال است. اطلاعات Kullback-Leibler (K-L) اساس و پایه نظریه انتخاب مدل است. هنگامی‌که معیار اطلاعات برای انتخاب مدل‌ها مورداستفاده قرار می‌گیرد.

هر مدل مفهومی می‌تواند سیستم واقعی آب زیرزمینی را نشان می‌دهد (Refsgaard et al., 2006). بااین‌حال، مقدار K-L به دلیل سیستم ناشناخته آب زیرزمینی نمی‌توان مستقیماً محاسبه کرد (Refsgaard et al., 2006). لذا یکسری معیار انتخاب مدل برای برآورد مقدار K-L وجود دارد. ازجمله می-توان به: معیار اطلاعات آکایکی[3] (Akaike, 1974)، معیار اطلاعات آکایکی اصلاح‌شده[4] (Hurvich and Tsai, 1989)، معیار اطلاعات بیزین[5] (Rissanen, 1978; Schwarz, 1978) و معیار اطلاعات کشیاپ[6] (Kashyap, 1982) اشاره کرد. این روش‌ها بر اساس نظریه آماری هستند و مدل‌های پیچیده را به روش‌های مختلفی برای رسیدن به تعادل بین توانایی اتصال داده‌ها و پیچیدگی مدل، ارزیابی می‌کنند.

Li andTsai (2009) از روش BIC-BMA برای ارزیابی عدم قطعیت مدل مدیریت نفوذ آب دریا به آب زیرزمینی در باتن راج واقع در لوئیزیانا استفاده کردند. استفاده از معیارها برای مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی سودمندتر است زیرا رویکرد مونت‌کارلو در صورت استفاده در مسائل آب زیرزمینی نیاز به محاسبات زیادی دارد.

[3] The Akaike Information criterion (AIC)
[4] The Akaike Information Corrected criterion (AICc)
[5] The Bayesian information criterion (BIC)
[6] The kashyap information criterion (KIC)

Carrera and Neuman (1986a, 1986b)، KIC را برای رتبه-بندی مدل‌های جریان آب زیرزمینی و مدل‌های زمین‌شناسی قابل‌اعتمادتر از BIC_k و AIC_k دانسته‌اند. در برخی از مواقع KIC مدل‌های پیچیده‌تری نسبت به BIC انتخاب می‌کند که به دلیل این است که کیفیت داده‌های در دسترس را با درنظرگرفتن حساسیت مدل به پارامترها علاوه بر مناسب بودن هم‌خوانی پارامترها و تعداد پارامترها درنظر می‌گیرد (Ye, 2010).

Nettasana et al. (2012) دوازده مدل مفهومی، از طریق سه موقعیت زمین‌شناسی جایگزین، دو برآورد تغذیه و دو شرایط مرزی برای برآورد نرخ استخراج پایدار در منطقه تافرا تایلند تنظیم نمودند، مدل با MODFLOW اجرا و با استفاده از PEST با داده‌های مشاهداتی سطح آب واسنجی گردید. برای انتخاب بهترین در میان مدل‌های جایگزین، معیارهای چندگانه تعریف شده و برای ارزیابی کیفیت مدل‌های فردی به‌کاربرده شد. مدل‌های جایگزین انتخاب شده برای تعیین عدم قطعیت در زمینه مدیریت آب‌های زیرزمینی هم به‌طور مشترک و هم به‌صورت جداگانه مورداستفاده قرار گرفت. در این مطالعه روش‌های میانگین‌گیری متفاوتی ازنظر توانایی خود برای کمک به اندازه‌گیری عدم قطعیت در برآورد بازدهی پایدار موردبررسی قرار گرفتند.

Lukjan et al. (2016) به مطالعه دو منبع عدم‌قطعیت مدل مفهومی جریان آب زیرزمینی برای حوضه Hat Yai (HYB) پرداختند. دو تفسیر هیدروژئولوژیکی و پنج شرط مرزی درنظر گرفتند. ده مدل مفهومی جایگزین در قالب مدل MODFLOW اجرا و پیاده‌سازی شد. عدم‌قطعیت مدل از طریق روش مبتنی بر معیارهای اطلاعات ارزیابی شد. در این مطالعه، از روش AIC مبتنی بر میانگین مدل‌سازی AICMA (Helton et al., 2004) برای تقویت تابع درست‌نمایی استفاده شد. نتایج این مطالعه نشان داد که سهم عدم‌قطعیت در تفسیر هیدروژئولوژیکی تأثیر بیشتری بر سیستم آب زیرزمینی نسبت به شرایط مرزی دارد. این نتایج نشان دهنده اهمیت عدم قطعیت مدل مفهومی در مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی برای مدیریت پایدار منابع آب زیرزمینی است.

Samani et al. (2017) از معیار KIC و روش تصمیم‌گیری چند معیاره[7] برای بررسی عدم قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل در آبخوان عجب‌شیر واقع در آذربایجان شرقی استفاده کردند. نتایج نشان داد که کیفیت داده‌ها و برآورد پارامتر اولویت بیشتری نسبت به درجه پیچیدگی مدل دارد.

Asl-Rousta et al. (2018) به ارزیابی و مقایسه مدل‌سازی هیدرولوژیکی مبتنی بر SWAT با استفاده از نش ستکلیف کلاسیک (NS) و معیارهای انتخاب مدل (MSC) پرداختند. دوازده مدل SWAT از حوضه رودخانه سیروان در ایران بر اساس ترکیبات مختلف داده‌های مشاهده شده، تعداد پارامترها و استراتژی‌های مورد استفاده برای واسنجی ساخته شده‌اند. سپس مدل‌ها در برابر NS و هشت MSC شامل AIC، AICc، AICu، CAIC، SIC، SICc، HIC و HICc مورد ارزیابی قرار می‌گیرند تا مدل‌ها را رتبه‌بندی کرده و مناسب‌ترین تنظیم واسنجی را از دوازده مدل انتخاب کند. نتایج عملکرد بهتر MSC را ازنظر استحکام نتایج رتبه‌بندی در مراحل واسنجی و اعتبارسنجی و همچنین قدرت تمایز آن‌ها نشان می‌دهد.

Viaroli et al. (2019) با استفاده از FEFLOW فرضیه تغذیه مجدد ترکیبی را مورد آزمایش قرار دادند. هفت نسخه بر روی تعداد فزاینده‌ای از پارامترهای قابل تنظیم با توجه به حساسیت آنها واسنجی شدند. کارآمدترین نسخه مدل با توجه به معیارهای اطلاعات محاسبه‌شده و مجموع باقیمانده‌های مجذور وزن شناسایی شد. ممکن‌ترین نرخ جریان عمیق ۴ ± ۳۴ درصد از کل تغذیه است که مربوط به جریان عمیق تخمینی ۵۰ ± ۴۱۵ لیتر در ثانیه در آبخوان دشت ریاردو واقع در جنوب ایتالیا از طریق سردابه کربناته است. نتایج نشان داد که این رویکرد روش‌شناختی می‌تواند ابزار ارزشمندی در مفهوم‌سازی مناطق آب معدنی مشابه باشد.

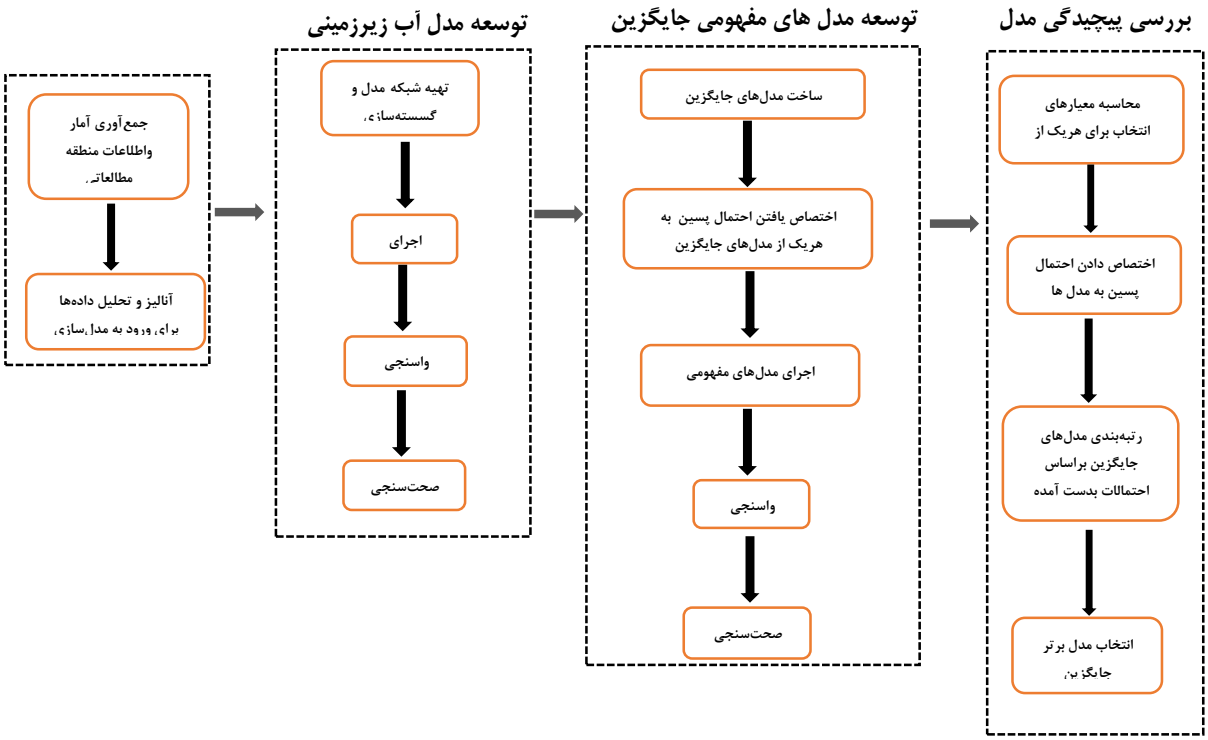
هدف از این مطالعه، بررسی عدم‌قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل جریان آب زیرزمینی با استفاده از روش‌های خطای جذر میانگین مربعات و معیارهای انتخاب مدل می‌باشد. برای تعیین عدم قطعیت حاصل از پیچیدگی مدل در آبخوان دشت نجف-آباد مدل‌های جایگزین با تعداد پارامترهای متفاوت ایجاد شده است. سوالی که در اینجا مطرح می‌شود این است که آیا پیچیده‌ترین مدل با تعداد بیست‌وشش پارامتر بهترین عملکرد را بین مدل‌ها نشان می‌دهد یا این‌که ساده‌ترین مدل با تعداد

[7] Multiple-criteria decision-making (MCDM)

چهار پارامتر برای توصیف آبخوان دشت نجف‌آباد کافی می‌باشد؟ آیا اعتماد به کیفیت برازش به‌تنهایی برای تشخیص بهترین مدل، کافی می‌باشد. به‌خصوص که هدف تعیین مدلی با بهینه‌ترین تعداد پارامتر برای رسیدن به مدل صرفه‌جو و کاهش عدم‌قطعیت می‌باشد. برای رسیدن به جواب این سوالات نیاز به بررسی پیچیدگی مدل با شیوه‌های کامل‌تر و قابل‌اعتمادتری می‌باشد. برای پاسخ به این سوالات ۶ مدل مفهومی جایگزین با درجات پیچیدگی متفاوت درنظر گرفته شده است. در تهیه این مدل‌های مفهومی ابتدا ساده‌ترین مدل یا مدل شماره ۱ با چهار پارامتر تعریف‌شده است. بقیه مدل‌ها به‌تدریج به درجه پیچیدگی آن‌ها با افزایش تعداد پارامتر، افزوده‌شده است. مدل ۲ با شانزده پارامتر، مدل ۳ با بیست پارامتر، مدل ۴ با بیست‌ودو پارامتر و مدل‌های ۵ و۶ با بیست‌وشش پارامتر تهیه گردیده‌اند. احتمال پسین هریک از مدل‌های مذکور، با استفاده از روش معیارهای انتخاب مدل محاسبه‌شده است.

مواد و روش‌ها

این پژوهش از ۴ مرحله تشکیل‌شده است. شکل ۱ روند نمای اجرای این پژوهش آمده است. ابتدا بر اساس داده‌های جمع‌آوری شده از دشت نجف‌آباد مدل‌سازی انجام می‌شود و پس از واسنجی و صحت‌سنجی به ساخت مدل مفهومی جایگزین پرداخته می‌شود. سپس بر اساس معیارهای انتخاب، رتبه‌بندی مدل‌های جایگزین انجام می‌شود و مدلی که کمترین عدم‌قطعیت را دارا می‌باشد، انتخاب می‌شود.



شکل ۱- روندنمای اجرای پژوهش.

منطقه مطالعاتی

محدوده مطالعاتی نجف‌آباد بین طول‌های جغرافیایی ′۵۰°۵۳ تا ′۵۱°۴۲ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ′۳۲°۱۸ تا ′۳۲°۵۰ شمالی گسترده شده است. ازجمله شهرهای مهم در این محدوده می‌توان به نجف‌آباد، کوشک، گل‌دشت، رضوان‌شهر و کلیشاد اشاره کرد. شبکه آبیاری نکوآباد طرح آبی مهم موجود در این محدوده است. محدوده مطالعاتی نجف‌آباد در قسمت مرکزی حوضه آبریز گاوخونی و در استان اصفهان واقع

شده است (شکل۲). وسعت این دشت تقریباً ۱۷۵۴/۹ کیلومترمربع است که ۶۷۹/۲ کیلومترمربع آن را ارتفاعات و ۱۰۷۵/۷کیلومترمربع را دشت تشکیل می‌دهد. ۹۵ درصد از سطح دشت، آبخوان آبرفتی با مساحتی بالغبر ۹۴۱ کیلومترمربع، سفره آزاد در این حوضه می‌باشد. محدوده دره نجف‌آباد که بخش مرکزی و غربی حوضه را دربر دارد با توجه به کمبود تغذیه آبخوان، آبخوان ازلحاظ کمی و کیفی در وضعیت نامناسبی قرار دارد. مهم‌ترین منبع تأمین آب سطحی منطقه رودخانه زاینده‌رود است که به طول ۳۶ کیلومتر از بخش جنوبی محدوده واردشده و از بخش شمال‌شرقی خارج می‌شود. عبور زاینده‌رود در بخش جنوب شرقی منطقه و تأثیر آن بر سفره آب‌های زیرزمینی باعث شده تا در محدوده مطالعاتی نجف‌آباد بخش‌های با شرایط هیدروژئولوژی و هیدرولوژی بسیار متفاوتی به وجود آید (عرب عامری و همکاران، ۱۳۹۷). دریافت آب از رودخانه به‌طور غیرمستقیم و از طریق شبکه انجام می‌شود. همچنین میانگین بارش سالانه در ارتفاعات و در دشت به‌ترتیب ۱۹۵و ۱۵۳/۷ میلی‌متر است (Malmir et al., 2021).

زمین‌شناسی

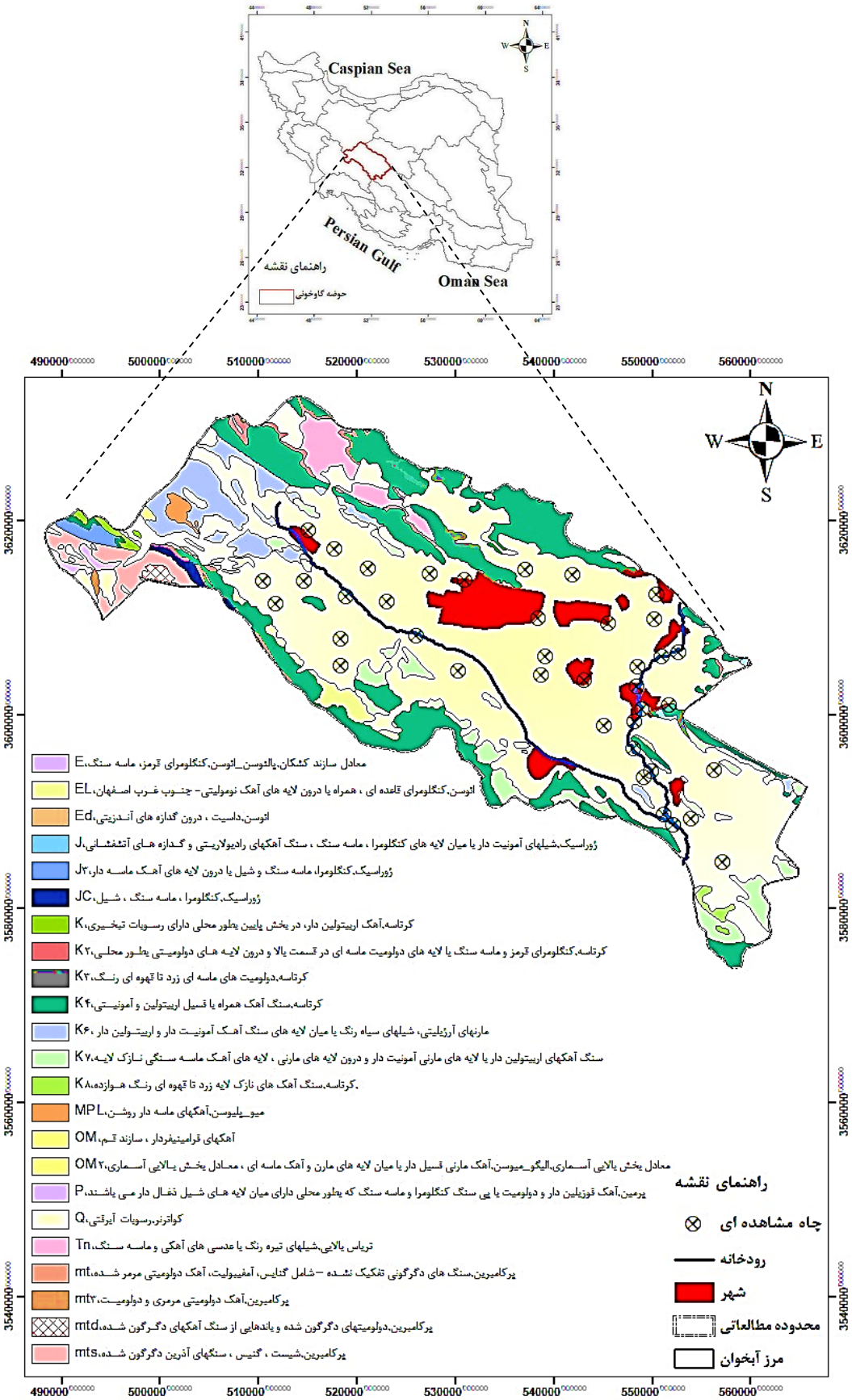
رخنمون‌های زمین‌شناسی منطقه

بخش قابل‌توجهی از رخنمون‌های زمین‌شناسی منطقه از دیدگاه رخساره تنوع زیادی داشته و بیشتر از جنس سنگ‌آهک همراه با فسیل آمونیتی، ماسه‌سنگ و شیل است که به واحدهای مختلف چینه‌ای تقسیم شده‌اند.

چینه‌شناسی منطقه

ورقه[8] نجف‌آباد متشکل از لایه‌های رسوبی دوران دوم و سوم زمین‌شناسی و شامل آهک، شیل، ماسه‌سنگ و کنگلومرا می‌باشد. تنها در ضلع جنوب‌غربی ورقه، لایه‌هایی از شیست و گنایس دیده می‌شود. در بیشتر قسمت‌های این ورقه تراست-های جوان محدوده وسیعی از منطقه را پوشانده است. شمال-شرقی ورقه نجف‌آباد را رسوبات کوارترنری از جنس گراول پوشیده شده است که در کنار شیل و ماسه‌سنگ‌های کرتاسه با میان‌لایه‌هایی از آهک اوربیتولینادار و آمونیت جاگذاری شده‌اند. در شمال‌غربی نیز همانند شمال‌شرقی از رسوبات کوارترنری پوشیده شده است. علاوه بر شیل و ماسه‌سنگ‌های کرتاسه تناوبی از ماسه‌سنگ (کنگلومرا و همچنین ماسه‌های دولومیتی زردرنگ) وجود دارد. در قسمت جنوب‌غربی تناوبی از شیل آهک و کنگلومراهای تریاس و ژوراسیک وجود دارد. رسوبات کوارترنری گراول و زمین‌های کشاورزی بخش اعظم ورقه‌ی نجف‌آباد را پوشانده‌اند. البته تناوبی از شیل ماسه‌سنگ و کنگلومراهای مزوزوئیک وجود دارد. نهشته‌های ژوراسیک در لبه‌های جنوب‌شرقی وجود دارد. ضخامت این نهشته‌ها شامل کنگلومرا در قاعده و شیل‌های خاکستری تیره‌اند که میان لایه-هایی از ماسه‌سنگ، کوارتزیت، آهک و سنگ‌های آتش‌فشانی در آن وجود دارد. کنگلومراهای درون‌سازندی و ماسه‌سنگ‌ها دارای قالب عدسی‌شکل بوده و عمدتاً شامل دانه‌های کوارتز یا به‌صورت محلی خرده‌های ولکانیکی دگرسان‌شده است که توسط زمینه‌ای از رس‌های تیره سیمان شده است. سنگ‌های کرتاسه به ضخامت ۵۰ متر در جنوب منطقه به‌خوبی توسعه‌یافته است و شامل میان‌لایه‌هایی از شیل قرمز و لایه‌های نازک دولومیت ماسه‌ای است که به‌صورت ناپیوسته بر روی لایه‌های شیلی-ماسه‌ای حاوی آمونیت ژوراسیک قرار می‌گیرد. در ۸ کیلومتری شمال نجف‌آباد در حدود ۲۰متر آهک نومولیتی به همراه میان‌لایه‌های کنگلومرایی و یک لایه نازک (یک تا دو متر) کنگلومرا و آهک کنگلومرایی در قاعده به‌صورت پیشرونده‌ای توسط یک ناپیوستگی مشخص بر روی آهک بینولینادار بامین-آپتین قرار می‌گیرد. بررسی چاه‌نگار چاه‌های اکتشافی و بهره‌برداری نشان داده است که جنس سنگ کف از شیست و شیل دوران دوم زمین‌شناسی است. این نوع از سنگ‌ها در گروه سنگ‌های شکل‌پذیر قرار می‌گیرند که فاقد آبگذری لازم هستند. ازاین‌رو، امکان انتقال آب با توجه به شرایط زمین‌شناسی سنگ کف آبخوان نجف‌آباد وجود ندارد (Holder et al., 2001; Singhal and Gupta, 2010).

[8] Sheet



شکل۲- نقشه زمین‌شناسی دشت نجف‌آباد

مدل‌های شبیه‌سازی‌کننده آب زیرزمینی به مدل‌های فیزیکی (محیط متخلخل)، مدل‌های آنالوگ، مدل‌های تجربی(معین)، مدل‌های احتمالاتی(استوکاستیک) و مدل‌های ریاضی تقسیم-بندی می‌شوند (Todd and Mays, 2005). در مدل‌های ریاضی واکنش‌های سیستم موردمطالعه با قوانین فیزیکی حاکم بر جریان آب زیرزمینی کنترل می‌گردند. در این مدل‌ها فرض بر این است که واکنش‌های آتی آبخوان موردمطالعه با قوانین فیزیکی حاکم بر جریان آب‌های زیرزمینی تعیین می‌شوند. مدل‌های ریاضی به دو گروه تحلیلی و عددی تقسیم‌بندی می-شوند. مدل‌های عددی توانایی حل معادلات بسیار پیچیده‌ای که جریان آب زیرزمینی و انتقال مواد محلول را تشریح می-کنند، را دارا می‌باشند و به‌طورکلی قادر به شبیه‌سازی جریان آب زیرزمینی و انتقال مواد محلول و واکنش‌های شیمیایی یک یا چندبعدی می‌باشند (Hill and Tiedemen, 2007).

دستورالعمل مدل‌سازی[9]

پس از مشخص شدن هدف و اینکه نیاز به یک مدل عددی در منطقه موردمطالعه می‌باشد، طراحی مدل صورت می‌گیرد. جهت انجام موفق طراحی مدل، باید یک دستورالعمل مدل-سازی مناسب مورداستفاده قرار گیرد. به‌طورکلی مراحل مدل-سازی شامل مراحل اساسی تعیین هدف، انتخاب کد و تعیین صحت طراحی مدل، کالیبراسیون، آنالیز حساسیت و در نهایت پیش‌بینی می‌باشد. هریک از این مراحل باعث می‌شوند تا مدل تهیه شده نتایج معنی‌داری را ارائه دهد و به عبارتی مدل معتبر باشد.

هدف از مدل‌سازی

در هر پروژه مطالعاتی مربوط به منابع آب از ابتدا باید اهداف مطالعاتی مشخص گردد تا در راستای رسیدن به نتایج موردنظر، اقدام به تهیه آمار و اطلاعات موردنیاز نمود. مدل‌سازی آب زیرزمینی نیز از این قاعده مستثنی نیست. بنابراین با مشخص نمودن هدف از تهیه مدل درواقع اسکلت و چارچوب اولیه جهت انجام مراحل بعدی پروژه مدل‌سازی مشخص می‌شود.

تهیه مدل مفهومی

مدل مفهومی درواقع نمایش تصویری سیستم جریان آب زیرزمینی است. یکی از مهم‌ترین مراحل مدل‌سازی، ساخت مدل مفهومی است. مدل مفهومی در واقع شامل معرفی واحدهای آب چینه‌شناختی[10] و مرزهای سیستم می‌باشد.
دومین مرحله از مدل‌سازی، انتخاب کد رایانه‌ای است که بتواند به بهترین وجه، درک تفهیمی از آبخوان را شبیه‌سازی کند و هدف تهیه مدل را برآورده نماید. ازجمله مهم‌ترین مدل‌های (کدهای) مورداستفاده در مدل کمّی جریان آب زیرزمینی، می‌توان به کد MODFLOW، تهیه شده در سازمان تحقیقات زمین‌شناسی آمریکا[11] که از روش تفاضل محدود استفاده می‌کند، اشاره کرد (McDonald and Harbaugh, 1988).

دقت واسنجی برای به‌کارگیری نتایج مدل

برای نشان دادن دقت واسنجی مدل‌ها از معیارهای مختلفی استفاده می‌شود. برخی از این معیارها عبارت‌اند از:
۱- خطای جذر میانگین مربعات[12]:

$$RMSE=\left[\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(h_m-h_s)^2 i\right]^{0.5} \quad (۱)$$

h_m: سطح آب مشاهداتی، h_s: سطح آب شبیه‌سازی‌شده و n: تعداد داده‌های مشاهداتی می‌باشد.
۲- مجموع مربعات باقیمانده (SSR)[13]:

$$SSR=\sum_{i=1}^{n}(h_m-h_s)^1 i \quad (۲)$$

توسعه مدل آب زیرزمینی آبخوان نجف‌آباد

تهیه شبکه مدل و گسسته‌سازی مکانی

بر اساس داده‌های موجود و شرایط هیدروژئولوژیکی حوزه آبخوان نجف‌آباد، ۶ مدل مفهومی عددی سه‌بعدی با تفاضل محدود با استفاده ازMODFlOW توسعه داده شده است. محدوده مدل با ۱۲۷ ردیف و ۸۶ ستون از نوع مرکز بلوکی و به‌صورت تک لایه با ۱۰۹۲۲ سلول فعال درنظر گرفته‌شده است. با توجه به مطالعات پایه آب‌های زیرزمینی منطقه و به

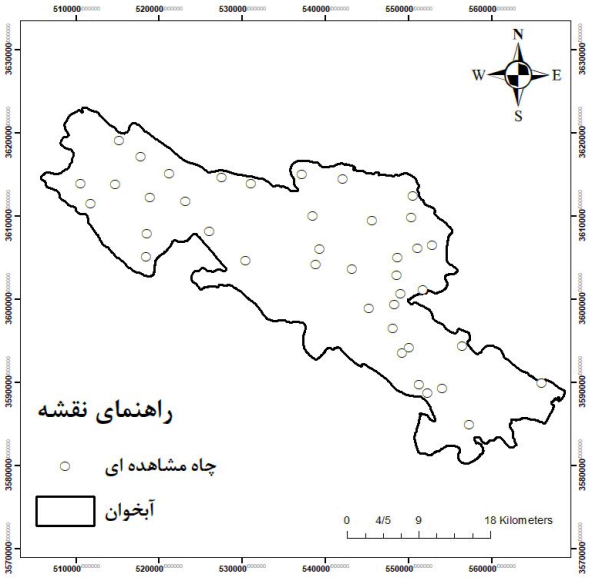
[9] Modeling Protocol
[10] Hydro stratigraphy
[11] The United States Geological Survey
[12] Root Mean Squared Errors(RMSE)
[13] Sum-of-Squared Residuals

دلیل استفاده از شبکه رستری GIS برای ورود اطلاعات، ابعاد سلول‌ها ۵۰۰ در ۵۰۰ متر در نظر گرفته‌شده است. مدل‌سازی در شرایط ماندگار با یک گام زمانی از مهر سال آبی ۹۸- ۹۷ می‌باشد.

داده‌های مورداستفاده برای مدل‌سازی

شبکه چاه‌های مشاهداتی

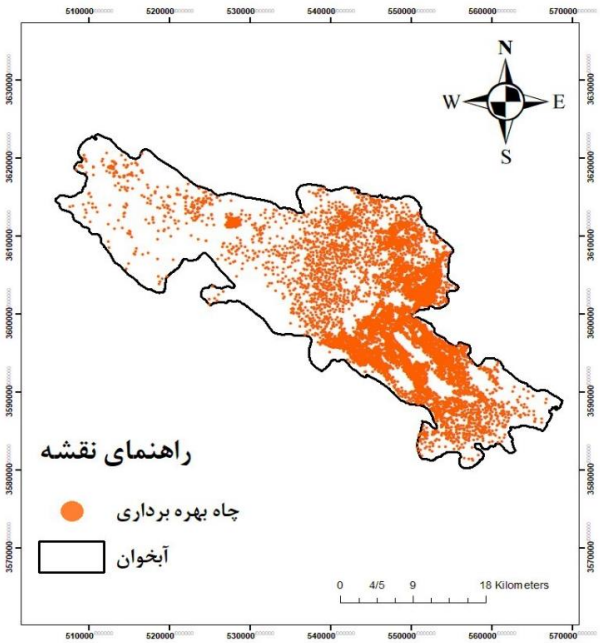
چاه مشاهداتی، چاهی است فاقد پمپاژ و بهره‌برداری با قطر ۱۰ تا ۲۰ سانتی‌متر که معمولاً تا چندم‌تر پایین‌تر از سطح آب زیرزمینی حفر و اسکرین‌گذاری می‌شود. ۵۲ حلقه چاه مشاهده‌ای برای قرائت سطح آب زیرزمینی در سراسر محدوده آبخوان حفرشده است که از این تعداد به دلیل نبود اطلاعات و مشکل‌دار بودن برخی از چاه‌ها، ۴۰ چاه درنظر گرفته شده است. موقعیت این چاه‌ها در شکل ۳ نشان داده شده است. توزیع ۹۷۲۳ چاه بهره‌برداری که توسط بسته چاه در MODFlOW شبیه‌سازی شده‌اند؛ در شکل ۴ آمده است. لازم به ذکر است اراضی کشاورزی در محدوده موردنظر معمولاً دارای ابعاد وسیعی هستند که منبع آبی هریک نیز در موقعیت همان اراضی قرار دارد. ازاین‌رو، میزان برگشت آب حاصل از آبیاری و یا سایر مصارف در خود شبکه و سلول مورد تخلیه لحاظ شده است. بر اساس اطلاعات آماربرداری مجموع تخلیه منابع آب زیرزمینی در محدوده بیلان ۸۸۵/۷ میلیون مترمکعب است که از این میزان ۸۶۰/۲ میلیون مترمکعب از آن در بخش کشاورزی مصرف می‌شود (Malmir et al., 2021).



شکل۳- موقعیت چاه‌های مشاهداتی

هدایت هیدرولیکی آبخوان

یکی از انواع مدل‌ها که در مطالعات آب‌شناسی و شناخت آبخوان مورداستفاده قرار می‌گیرد مدل‌های تحلیلی می‌باشند. آزمون‌های پمپاژ از این نوع مدل‌ها می‌باشند که همراه با انجام مطالعات صحرایی، در واقع بهترین روش برای تعیین ضرایب هیدرودینامیکی آبخوان ازجمله هدایت هیدرولیکی می‌باشند. برای مدل جریان آب زیرزمینی دشت نجف‌آباد بر اساس داده-های موجود از هیدرولوژی، زمین‌شناسی و آزمایش‌های پمپاژ، برآورد اولیه‌ای از پارامتر هدایت هیدرولیکی به‌دست آمد.



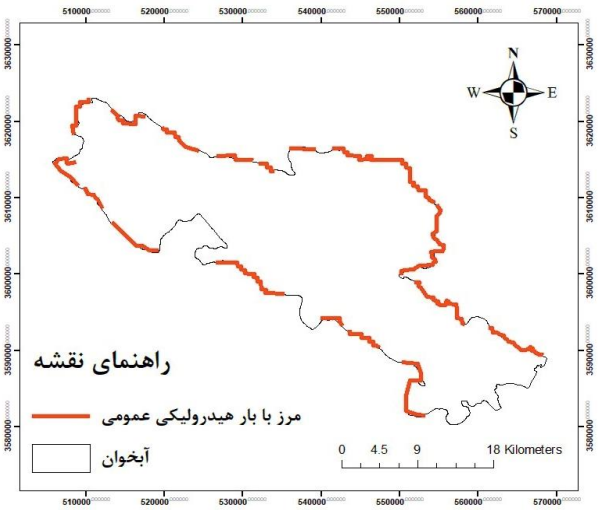
شکل۴- موقعیت چاه‌های بهره‌برداری

برآورد تغذیه آب زیرزمینی

تغذیه ناشی از جریان‌های ورودی آب زیرزمینی و ریزش-های جوی و آب برگشتی کشاورزی از مهم‌ترین منابع تغذیه‌کننده دشت نجف‌آباد به‌شمار می‌روند. میزان نفوذ از بارندگی بر سطح دشت ۲۹/۴ میلی‌متر و حجمی معادل ۳۰ میلیون مترمکعب در سال است. در این محدوده چون گستره دشت بیشتر از پهنه آبخوان آبرفتی است ازاین‌رو، حجم آب نفوذ یافته با توجه به مساحت آبخوان سطحی به حجم نفوذ در آبخوان تبدیل شد. بنابراین، میزان نفوذ حاصل از بارندگی در آبخوان ۲۶ میلیون مترمکعب در سال محاسبه‌شده است. ازآنجاکه معمولاً اطلاعات اندکی از میزان تغذیه در مناطق مختلف در دسترس می‌باشد، پارامتر تغذیه در طول واسنجی بهینه می‌گردد. میزان نفوذ از بارندگی در دشت بر اساس بیلان هیدروکلیماتولوژی برای دشت مشخص شد. سپس مقادیر کل تغذیه در آبخوان با تقسیم‌بندی آبخوان برای هریک از مدل-های مفهومی وارد نرم‌افزار مدل‌سازی گردید.

مرزهای ورودی آبخوان

یکی از حساس‌ترین مراحل در طراحی مدل انتخاب صحیح شرایط مرزی است. در آبخوان نجف‌آباد بر اساس مطالعات بیلان، ۱۴ جبهه ورودی و ۳ جبهه خروجی در نظر گرفته‌شده است. بیشترین شیب هیدرولیکی در بخش شمال غربی آبخوان وجود دارد و به سمت جنوب و شرق آبخوان از میزان شیب هیدرولیکی کاسته می‌شود. همچنین در این آبخوان به دلیل برداشت زیاد از منابع آب زیرزمینی و ایجاد مخروط افت در منطقه جریان آب زیرزمینی خروجی از آبخوان وجود ندارد. در قسمت‌هایی از دشت که تغذیه‌ای صورت نمی-گرفت با توجه به خطوط تراز پیزومترها و نیز نقشه‌های جهت جریان، مرز فاقد جریان یا نفوذناپذیر در نظر گرفته شد. (شکل ۵).



شکل۵-موقعیت مرزهای ورودی به آبخوان

توسعه مدل‌های مفهومی جایگزین با پیچیدگی‌های مختلف

برای تعیین عدم قطعیت حاصل از پیچیدگی مدل در آبخوان دشت نجف‌آباد مدل‌های جایگزین با تعداد پارامترهای متفاوت ایجاد شدند. شیوه‌های متعددی برای پیدا کردن یک مدل با برازش خوب و تعداد پارامترهای بهینه وجود دارد (Hill and Tiedemen, 2007). از دو دیدگاه محلی و منطقه‌ای می‌توان پیچیدگی مدل را موردبررسی قرار داد و قابلیت این روش‌ها در تعیین پیچیدگی مدل مورد بحث قرار گیرد. از دیدگاه محلی فقط قابلیت مدل‌ها در برازش سطح آب مشاهداتی و محاسباتی مورد بررسی قرار می‌گیرد. از دیدگاه منطقه‌ای از روش‌هایی همچون معیار انتخاب مدل برای تعیین بهترین مدل جهت جلوگیری از پیچیدگی مدل استفاده می‌شود. در واقع روش‌ها از دیدگاه محلی به سمت دیدگاه منطقه‌ای یک تکامل تدریجی را نشان می‌دهند. در تهیه این مدل‌های مفهومی ابتدا ساده‌ترین مدل یا مدل شماره ۱ با چهار پارامتر تهیه گردید. بقیه مدل‌ها به‌تدریج به درجه پیچیدگی آن‌ها با افزایش تعداد پارامتر، افزوده شد. به‌طوری‌که مدل ۲ با شانزده پارامتر، مدل۳ با بیست پارامتر، مدل ۴ با بیست‌ودو پارامتر و مدل‌های ۵ و ۶ هریک با بیست‌وشش پارامتر تهیه شدند. شیوه‌های متعددی برای پیدا کردن یک مدل با برازش خوب و تعداد پارامترهای بهینه وجود دارد (Hill and Tiedemen, 2007). در این تحقیق از روش معیارهای انتخاب مدل برای تعیین بهترین مدل برای جلوگیری از پیچیدگی مدل استفاده شده است. در جدول ۱ مشخصات شش مدل آمده است.

جدول۱-مشخصات شش مدل مفهومی جایگزین

Model number	1	2	3	4	5	6
Hydraulic conductivity	Interpolation (1Parameter)	Interpolation (1Parameter)	Interpolation (1Parameter)	Zoning out (7 Parameters)	Zoning out (7 Parameters)	Zoning out (7 Parameters)
Recharge	Zoning out (3 Parameters)	Zoning out (15 Parameters)	Zoning out (1Parameters)	Zoning out (15Parameters)	Zoning out (15Parameters)	Zoning out (15Parameters)
River	Well	Well	Recharge Packege (4Parameters)	Well	Recharge Packege (4 Parameters)	Zoning out (4 Parameters)
General Head Boundaries	GHB	GHB	GHB	GHB	GHB	The Well Package is defined as the output boundary

مدل مفهومی شماره ۱

در مدل مفهومی شماره ۱ از بسته[۱۴] GHB استفاده شده است. علت استفاده از مرز نوع GHB این است که برخلاف مرز با بار مشخص، سطح آب در این نوع مرز ثابت نمی‌باشد و ممکن است با رسیدن اثر استرس‌های داخلی به مرز، سطح آب تغییر نماید. در مدل مفهومی شماره ۱ رودخانه زاینده‌رود از طریق بسته چاه برای مدل تعریف گردیده است (شکل ۶). در تعریف بسته چاه برای این مدل سعی بر آن شد که در سلول-هایی که قبلاً برای آن‌ها بسته چاه بهره‌برداری تعریف‌شده است مجدداً بسته چاه تعریف نگردد. این چاه‌ها به‌صورت چاه تغذیه برای مدل تعریف شده‌اند. همچنین، بسته تغذیه در سه زون تعریف‌شده که در شکل ۷ نشان داده‌شده است. داده‌های هدایت هیدرولیکی نیز به‌صورت درون‌یابی وارد مدل شد (شکل ۸).

مدل مفهومی شماره ۲

تمامی شرایط مدل شماره ۲ به مدل شماره ۱ شباهت دارد و تنها در زون‌بندی تغذیه با یکدیگر تفاوت دارند. در مدل مفهومی شماره ۲ بسته تغذیه در پانزده پارامتر تعریف شده است (شکل ۹). شکل ۷ پارامتر هدایت هیدرولیکی که همچون مدل شماره ۱ درون‌یابی شده است؛ را نشان می‌دهد. برای انجام این کار در ابتدا یک ناحیه برای کل محدوده مدل تعریف شد و مقدار پارامتر هدایت هیدرولیکی برای این ناحیه، یک در نظر گرفته شد و سپس با تعیین ضریب تغییر[۱۵] برای این ناحیه داده‌های هدایت هیدرولیکی به‌صورت نقاط وارد مدل شده و با استفاده از روش درون‌یابی مثلثی[۱۶] در مدل برای کل ناحیه تعریف شدند.

مدل مفهومی شماره ۳

در این مدل رودخانه زاینده‌رود از طریق بسته تغذیه برای مدل تعریف گردیده است و در مسیر این رودخانه چهار پارامتر تغذیه تعریف شده که در شکل ۱۰ آمده است. سایر شرایط مدل شماره ۳ با مدل ۲ تفاوتی ندارند.

مدل مفهومی شماره ۴

در این مدل بر خلاف مدل‌های شماره یک و دو و سه، پارامتر هدایت هیدرولیکی به‌صورت زون‌بندی برای مدل تعریف‌شده است. زون بندی هدایت هیدرولیکی در شکل ۱۱ ارائه شده است. در این مدل زون تغذیه به‌صورت ۱۵ پارامتر برای مدل تعریف شده است. در منطقه موردمطالعه به دلیل موجود نبودن اطلاعات کافی از رودخانه (عمق بستر، سطح آب، ضخامت رسوبات و ...) از بسته هیدرولیکی رودخانه برای تعریف رودخانه در مدل استفاده نگردید. رودخانه در مدل‌های جایگزین با بسته چاه و تغذیه تعریف گردید. در مدل مفهومی شماره ۴، رودخانه زاینده‌رود به‌صورت چاه‌های تخلیه و تغذیه بر اساس رابطه رودخانه با آبخوان برای مدل تعریف شده است. در تعریف این بسته‌های چاه سعی بر آن شد که در سلول‌هایی که از قبل چاه‌های بهره‌برداری برای آن‌ها تعریف گردیده بود، مجدداً بسته چاه تعریف نشود.

مدل مفهومی شماره ۵

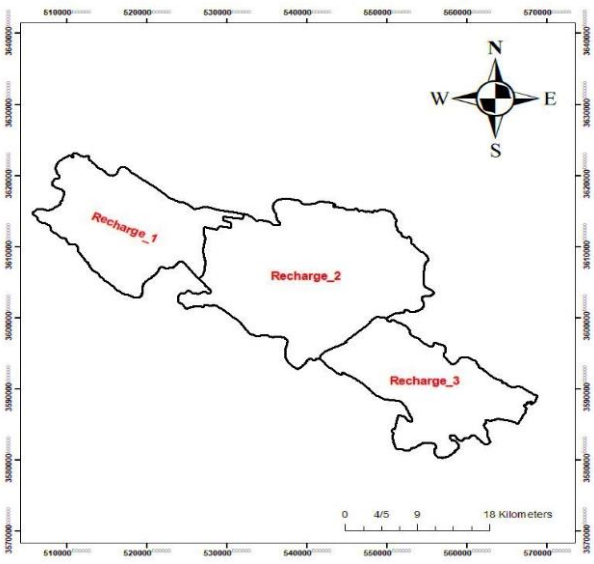
تمامی شرایط به مدل شماره ۳ شباهت دارد با این تفاوت که هدایت هیدرولیکی به‌صورت زون‌بندی در ۷ پارامتر همچون مدل شماره ۴ می‌باشد.

مدل مفهومی شماره ۶

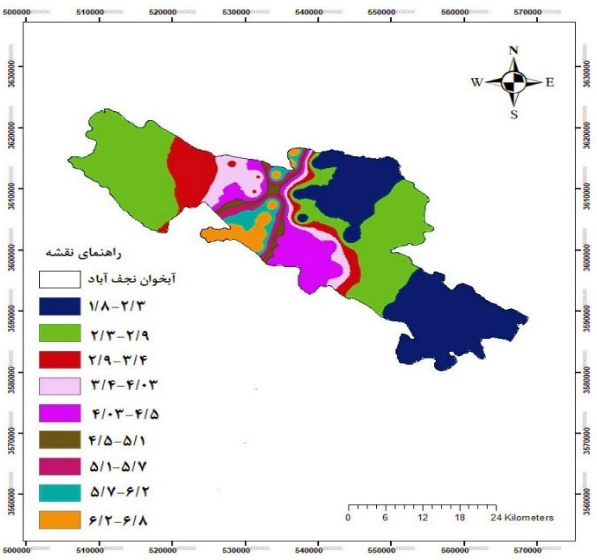
تمامی شرایط همچون مدل شماره ۵ است و تنها در ۳ خروجی بسته چاه به‌عنوان بسته GHB تعریف شده است که شکل ۱۲ این موضوع را نشان می‌دهد. در تعریف بسته چاه برای این مدل سعی بر آن شد که در سلول‌هایی که قبلاً برای آن‌ها بسته چاه بهره‌برداری تعریف شده است مجدداً بسته چاه تعریف نگردد. این چاه‌ها به‌صورت چاه تغذیه برای مدل تعریف گردیده‌اند.

[14] General Head Boundaries (GHB)
[15] Zone Multiplier
[16] Triangular

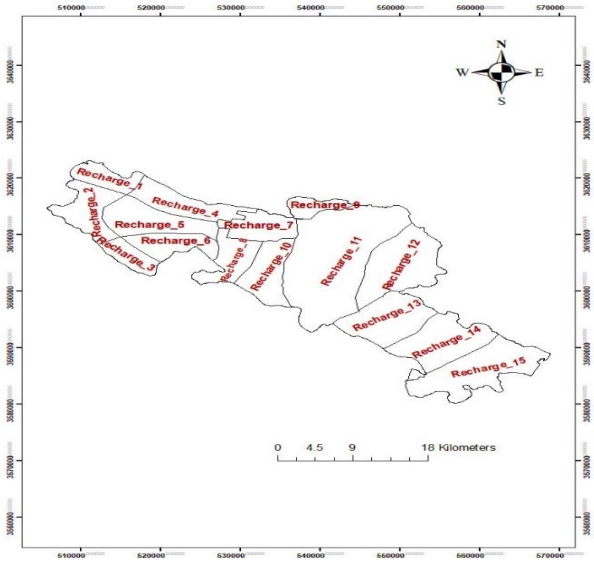
شکل ۶- بسته چاه معرف رودخانه در مدل شماره ۱



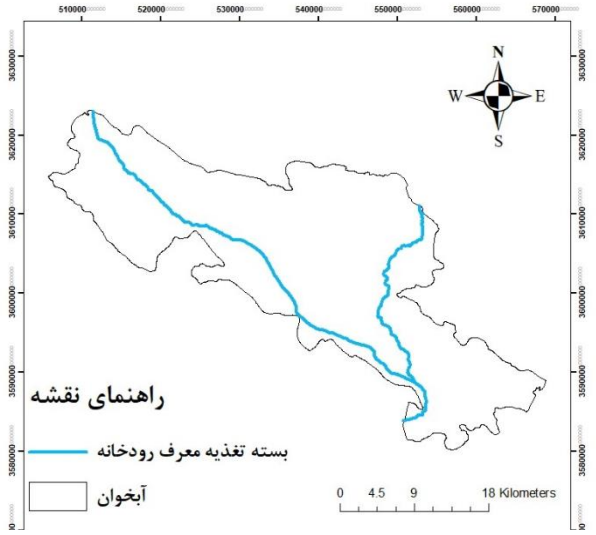
شکل ۷- پارامتر تغذیه در مدل شماره ۱



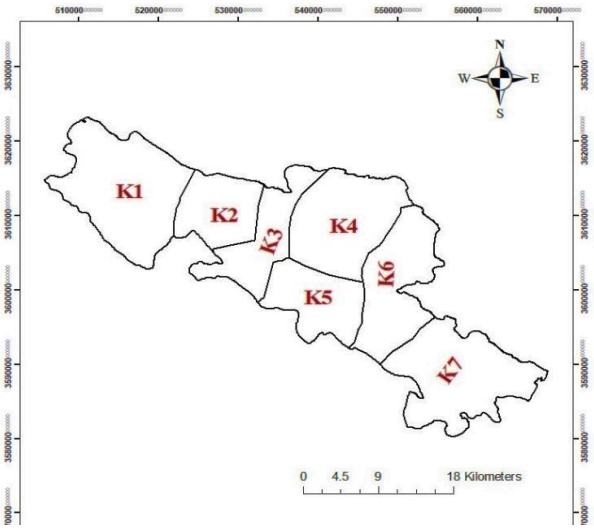
شکل ۸- پارامتر هدایت هیدرولیکی در مدل شماره ۲



شکل ۹- پارامتر تغذیه در مدل شماره ۲



شکل ۱۰- پارامتر تغذیه معرف رودخانه در مدل شماره ۳



شکل ۱۱- پارامتر هدایت هیدرولیکی زون‌بندی‌شده در مدل شماره

احتمال مدل

از آمار بیزی برای مقایسه مدل‌ها با درجه پیچیدگی متفاوت استفاده می‌شود. بر اساس قانون بیز احتمال پسین برای مدل M_k به‌صورت رابطه ۳ محاسبه می‌شود (Ye et al., 2004). و تشابه حاشیه‌ای یا ادغام‌شده مدل M_k به‌صورت رابطه ۴ خواهد بود.

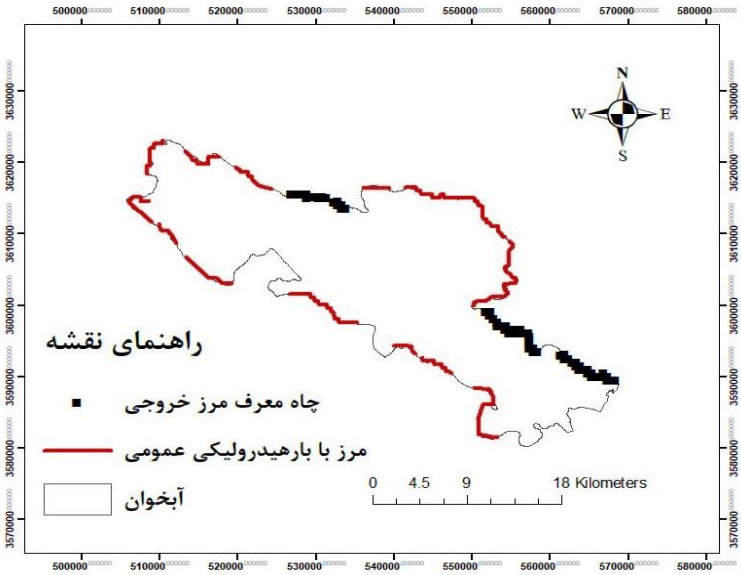
$$p(M_k|D)=\frac{p(D|M_k)p(M_k)}{\sum_{l=1}^{K} p(D|M_l)p(M_l)} \quad (۳)$$

$$p(D|M_k)=\int p(D|\theta_k,M_k)p(\theta_k|M_k)d\theta_k \quad (۴)$$

مجموعه پارامتر همراه با مدل، M_k،θ_k تشابه حاشیه‌ای یا ادغام‌شده مدل $p(D|M_k)$ است و M_k احتمال پیشین مدل $p(M_k)$ احتمال پیشین پارامتر و $p(\theta|M_k)$: و پارامتر مدل می‌باشد. k احتمال مشترک مدل $p(D|\theta_k,M_k)$ برای محاسبه مقدار تشابه ادغام‌شده مدل مفهومی، روش BMA می‌تواند به دو طبقه‌بندی وسیع تقسیم شود.

۱- معیار انتخاب مدل بر اساس روش BMA (IC-BMA).

۲- روش مونت‌کارلو بر اساس روش BMA (MC_BMA)، (Kass and Raftery, 1995)؛ ازجمله روش‌هایی موجود در برآورد مونت‌کارلو می‌توان به روش برآورد احتمالات مدل از طریق میانگین حسابی یا AME و برآورد احتمالات مدل از طریق میانگین هارمونیک یا HME نام برد (Liu et al., 2016).



شکل ۱۲-بسته چاه تعریف‌شده در سه مرز خروجی در مدل شماره ۶

معیارهای انتخاب مدل

رتبه‌بندی مدل‌های مفهومی بر اساس معیارهای انتخاب ازجمله معیار اطلاعات آکایکی[17] (Akaike, 1974)، معیار اطلاعات آکایکی اصلاح‌شده (Hurvich and Tsai, 1989)، - معیار اطلاعات بیزین (Schwarz, 1978; Rissanen, 1978) و معیار اطلاعات کشیاپ (Kashyap, 1982) انجام می‌شود. این معیارها بر اساس نظریه آماری هستند و مدل‌های پیچیده را بررسی می‌کنند تا بین توانایی برازش داده‌ها و پیچیدگی مدل تعادل ایجاد شود. مجموعه‌ای از K مدل جایگزین با تعداد پارامترهای N_k ، N: تعداد مشاهدات، D:مجموعه داده و $\boldsymbol{\theta_k}$ با k=1,…,K درنظر گرفته می‌شود. معیارهای انتخاب مدل به ترتیب زیر تعریف می‌شوند:

$$AIC_k=-2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)]+2N_k \quad (۵)$$

$$AIC_{ck}=-2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)]+2N_k+\frac{2N_k(N_k+1)}{N-N_k-1} \quad (۶)$$

$$BIC_k=-2\ln p(D|\hat{\theta}_k,M_k)+N_k\ln N \quad (۷)$$

$$KIC=-2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)]-2\ln p(\hat{\theta}_k)+N_k\ln(N/2\pi)+\ln|\overline{F_K}| \quad (۸)$$

[17] The Akaike Information criterion (AIC)

$\hat{\theta}_k$: حداکثر تشابهات از برآورد θ_k می‌باشد؛ $-2\ln[L(\hat{\theta}_k|D)]$: منفی لگاریتم تشابهات (Negative log likelihood یا NLL) نامیده می‌شود که برای همه معیارها مشترک است و میزان تناسب بین داده‌های پیش‌بینی شده و مشاهده‌شده را اندازه-گیری می‌کند. هرچه این عبارت کوچکتر باشد، تناسب بهتری دارد. ؛ N_k : تعداد پارامترها می‌باشد؛ $p(\hat{\theta}_k)$: احتمال پیشین پارامتر θ_k؛ F_k: ماتریس اطلاعات فیشر می‌باشد.

$$F_{k,ij}=-\frac{1}{N}\frac{\partial^2 \ln p(D|\theta_k,M_k)}{\partial\theta_i\partial\theta_j}\Big|_{\theta_k=\hat{\theta}_k} \quad (۹)$$

معیارهای انتخاب مدل را با فرض گوسی بودن تابع تشابهات را می‌توان از طریق فرمول‌های زیر نیز حل کرد (Ye et al, 2004):

$$AIC_k=N\ln(\sigma^2)+2N_k \quad (۱۰)$$

$$AIC_{ck}=N\ln(\sigma^2)+2N_k+\frac{22N_k(N_k+1)}{N-N_k-1} \quad (۱۱)$$

$$BIC_k=N\ln(\sigma^2)+N_k\ln(N) \quad (۱۲)$$

$$\sigma^2=SSR/N \quad (۱۳)$$

$$KIC=\left(N-(N_k-1)\right)\ln(\sigma^2)-(N_k-1)\ln(2\pi)+\ln\left|X^T\omega X\right| \quad (۱۴)$$

N: تعداد مشاهدات؛ N_k: تعداد پارامترهای مدل k؛ SSR: مجموع مربعات باقیمانده که از رابطه ۲ محاسبه می‌گردد؛ ω: وزن خطای مدل؛ X: ماتریکس حساسیت یا ماتریکس جاکوبین.

نتایج و بحث

اجرای مدل‌های مفهومی جایگزین

واسنجی مدل

پس از ساخت و طراحی مدل، برای اینکه مدل قابلیت تولید داده‌های مشاهده شده را داشته باشد، مدل باید واسنجی گردد. داده‌های متنوعی برای تهیه مدل، محاسبه و گردآوری می‌شود که با تغییر داده‌های مذکور در حد مجاز می‌توان به مقادیری دست پیدا کرد که امکان شبیه‌سازی آبخوان توسط آن‌ها میسر گردد. مدل‌های جریان جایگزین آب زیرزمینی برای حالت پایدار و با استفاده از داده‌های مشاهداتی یکسان واسنجی گردیدند. از هر دو روش واسنجی دستی و اتوماتیک برای رسیدن به مجموعه پارامتر بهینه برای مدل‌ها استفاده گردید. واسنجی اتوماتیک از طریق UCODE و نر افزار Model Mateصورت گرفت. UCODE از رگرسیون غیرخطی برای تعیین یک بردار پارامتر بهینه، b، با هدف به حداقل رساندن تابع هدف، S(b) استفاده می‌نماید.

$$S(b)=\sum_{i=1} w_i[h_m-h_s]^2 \quad (۱۵)$$

h_m سطح آب مشاهداتی، h_s سطح آب محاسباتی و w وزن داده‌های مشاهداتی می‌باشد. در مدل w=1 تعریف شده است. با استفاده از واسنجی حالت پایدار سعی بر ایجاد شرایط سطح آب برای سال آبی ۹۸-۹۷ توسط مدل گردید (جدول ۲). از روی نتایج خروجی واسنجی می‌توان کیفیت برازش سطح آب مشاهداتی و محاسباتی را موردبررسی قرار داد. یکی از فاکتورهای آماری که در بررسی این کیفیت مورد ارزیابی قرار می‌گیرد، خطای جذر میانگین مربعات می‌باشد. در جدول ۲ میزان این فاکتور برای هر شش مدل مفهومی با امتیازبندی مدل‌ها آمده است. با توجه به جدول مشاهده می‌شود که ساده-ترین مدل با ۴ پارامتر رتبه نخست و پیچیده‌ترین مدل با ۲۶ پارامتر رتبه ششم را به خود اختصاص داده‌اند. بنابراین می‌توان گفت که افزایش پارامتر در مدل باعث افزایش کیفیت در برازش داده‌های سطح آب مشاهداتی و محاسباتی نمی‌شود و مدل با تعداد پارامترهای کمتر، بیشترین کیفیت در برازش داده‌های سطح آب مشاهداتی و محاسباتی را دارد.

واسنجی داده‌های مربوط به مرزهایی با بار هیدرولیکی عمومی و میزان پمپاژ چاه‌هایی که در برخی از مدل‌های مفهومی در موقعیت مرز و رودخانه تعریف گردیده‌اند به‌صورت دستی انجام شد. واسنجی پارامتر هدایت هیدرولیکی و تغذیه به‌صورت اتوماتیک و از طریق تعریف پارامتر برای آن‌ها صورت پذیرفت. بنابراین همان‌طور که گفته شد هدایت هیدرولیکی و تغذیه خون‌بندی شدند و برای هر زون یک پارامتر در نظر گرفته شد تا در مرحله واسنجی پارامترهای مربوطه بهینه شوند. در مدل مفهومی شماره ۱، ۲ و ۳ برای مدل یک پارامتر هدایت هیدرولیکی تعریف شد و داده‌های هدایت هیدرولیکی به‌صورت درون‌یابی وارد مدل شدند. در مدل‌های ۴، ۵ و ۶ هفت پارامتر برای هدایت هیدرولیکی تعریف شد. در مدل‌های ۲، ۳، ۴، ۵ و ۶ برای تغذیه پانزده پارامتر و در مدل شماره ۱، سه پارامتر تعریف شده است.

نتایج بیلان مدل

پس از تهیه و تصحیح پارامترهای هیدروژئولوژی توسط مدل و اجرای مدل، بیلان نهایی دشت نجف‌آباد برای سال آبی ۹۸-۹۷ در حالت پایدار محاسبه و نتایج در جدول ۳ ارائه گردیده است. در مدل شماره یک که به‌عنوان مدل مفهومی برگزیده انتخاب شده است، بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، توسط مدل، بیلان آبی در سال مدل نشان دهنده تغییرات منفی حجم مخزن به میزان ۸۱۳/۲۲۰ مترمکعب در سال می‌باشد.

جدول۲-نتایج واسنجی و صحت‌سنجی مدل‌های مفهومی

Models	1	2	3	4	5	6
RMSE	0.718	0.757	0.777	0.815	0.943	0.83
Model Ranking	1	2	3	4	6	5

جدول۳- نتایج بیلان محاسباتی برای مدل‌های مفهومی در شرایط پایدار

	Parameters	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4	Model 5	Model 6
In Put	WELLS	99560	102900	0	98400	0	0
	GHB	365990.4	365924.5	363391.4	368816.5	366080.4	389064.7
	RECHARGE	1119976	1123745	1223934	1126500	1220181	1220519
	Total IN	1585526.4	1592569.5	1587325	1593717	1586261	1609584
Out put	WELLS	1430242	1436711	1429561	1430643	1429561	1453243
	GHB	155507.2	156088.6	157995.6	163323.9	157010.5	156710.5
	Total OUT	1585749.2	1592799.6	1587557	1593967	1586572	1609954
	IN-OUT	-222.8	-230.1	-231.2	-250.4	-310.1	-369.8

بررسی پیچیدگی مدل با استفاده از روش AIC

در این قسمت احتمال پسین مدل‌های مفهومی جایگزین از طریق روش AIC مورد بررسی قرار گرفته است و نتایج آن در جدول۴ ارائه شده است. در این روش مدل شماره ۲ بالاترین احتمال مدل را دریافت کرده و پیچیده‌ترین مدل‌ها یعنی مدل‌های شماره ۵ و ۶ کمترین احتمال مدل را بدست آوردند. ساده‌ترین مدل یعنی مدل شماره ۱ نیز در رتبه دوم قرار گرفته‌است.

جدول۴-رتبه‌دهی مدل‌های مفهومی با استفاده از روش AIC

Models	P-Model 1	P-Model 2	P-Model 3	P-Model 4	P-Model 5	P-Model 6
AIC	41.21	58.48	0.2951	0.0064	6.20E-07	7.35E-05
Ranking	2	1	3	4	5	6

بررسی پیچیدگی مدل با استفاده از روش‌های AIC_C و BIC

احتمال پسین مدل‌های مفهومی جایگزین از طریق روش AIC_C و BIC مورد بررسی قرار گرفته و نتایج آن در جدول ۵ آمده است. در این دو روش توزیع احتمالات بین مدل‌های مفهومی جایگزین وجود ندارد و هر دو روش به‌صورت قطعی مدل شماره ۱ را به‌عنوان بهترین مدل با بالاترین احتمال معرفی می‌نمایند. این دو روش نمایانگر این هستند که تهیه یک مدل پیچیده با پارامترهای زیاد قطعیت بسیار پایینی دارد درحالی‌که یک مدل ساده با تعداد پارامترهای کم دارای قطعیت بالایی هست. در صورت استفاده از روش‌های AIC_C و BIC برای تعیین قطعیت مدل در آبخوان دشت نجف‌آباد رسیدن به یک نتیجه پیش‌بینی با قطعیت بالا نیازی به روش میانگین‌گیری بین مدل‌ها نیست و تهیه یک مدل ساده با تعداد پارامترهای کمتر برای توصیف آبخوان کافی می‌باشد.

جدول۵- رتبه‌دهی مدل‌های مفهومی بر اساس معیارهای AIC_C و BIC

Models	P-Model 1	P-Model 2	P-Model 3	P-Model 4	P-Model 5	P-Model 6
AIC_C	99.99	2.1E-06	1.2E-15	6.07E-23	5.04E-48	5.98E-46
Ranking	1	2	3	4	6	5
BIC	99.99	3.8E-06	8.2E-10	3.6E-12	1.4E-17	1.7E-15
Ranking	1	2	3	4	6	5

بررسی پیچیدگی مدل با استفاده از روش KIC

احتمال پسین مدل‌های مفهومی جایگزین از طریق روش KIC موردبررسی قرار گرفته است و نتایج آن در جدول ۶ آمده است. در روش KIC کیفیت داده‌های مدل و محاسبات پارامتر جهت انتخاب مدل در الویت بالاتری نسبت به درجه پیچیدگی مدل می‌باشد. نتایج حاصل شده در این روش به‌عنوان قطعی‌ترین روش در بررسی پیچیدگی مدل دارای بیشترین قطعیت می‌باشد. در این روش توزیع احتمالات بین مدل‌های مفهومی جایگزین وجود ندارد و به‌صورت قطعی مدل شماره ۱ به‌عنوان بهترین مدل با بالاترین احتمال معرفی می‌شود. در صورت استفاده از روش KIC برای تعیین قطعیت مدل در آبخوان دشت نجف‌آباد برای رسیدن به یک نتیجه پیش‌بینی با قطعیت بالا نیازی به روش میانگین‌گیری بین مدل‌ها وجود ندارد. این روش مدل ساده و بسیار پیچیده به ترتیب با احتمالات بالا و عدم قطعیت بالا را نشان می‌دهد.

جدول۶- رتبه‌دهی مدل‌های مفهومی بر اساس معیار KIC

Models	P-Model 1	P-Model 2	P-Model 3	P-Model 4	P-Model 5	P-Model 6
KIC	100	1.7E-23	7.3E-26	5.9E-26	2.7E-28	9.3E-29
Ranking	1	2	3	4	5	6

نتیجه‌گیری

برای انتخاب مدل مناسب در شبیه‌سازی مدل‌های جریان آب زیرزمینی نیاز به دست‌یابی به یک مدل با تعداد پارامتر بهینه می‌باشد تا از عدم‌قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل اجتناب شود. برای رسیدن به این هدف از روش‌های خطای جذر میانگین مربعات و معیارهای انتخاب مدل برای شناسایی بهترین مدل استفاده شد. برای بررسی عدم‌قطعیت ناشی از پیچیدگی مدل، ۶ مدل مفهومی با ۵ درجه پیچیدگی و با ۴، ۱۶، ۲۰،۲۲ و ۲۶ پارامتر تعریف شدند. رتبه‌بندی مدل‌ها بر اساس دو روش ذکرشده انجام شد. نتایج نشان داد مدل شماره یک با ۴ پارامتر که درواقع ساده‌ترین مدل محسوب می‌شود؛ بهترین مدل مفهومی است.

با مقایسه نتایج حاصل از چهار معیار (BIC, AIC_C, AIC و KIC) می‌توان گفت که یک مدل ساده با تعداد پارامتر کمتر برای بررسی رفتار جریان آب زیرزمینی آبخوان نجف‌آباد مناسب است. این در حالی است که مدل‌های ۵ و ۶ که بیشترین تعداد پارامتر را دارند، منجر به عدم‌قطعیت بالایی می‌شوند. بنابراین، در صورت عدم‌توجه به فرایند پیچیدگی مدل و افزایش تعداد پارامتر، عدم قطعیت ناشی از پیچیدگی حاصل و منجر به ارائه نتایج و تصمیمات مدیریتی غیر صحیح می‌شود. به‌طورکلی می‌توان گفت عدم‌قطعیت مدل، شناخت کلی مربوط به سیستم را بهبود می‌بخشد، منجر به تخمین صحیح‌تر پارامترهای هیدروژئولوژیکی موردنیاز می‌شود، اطمینان کافی را در جهت استفاده از مدل ایجاد می‌کند، در مدیریت منابع آب زیرزمینی به سیاست‌گذاران جهت درک و پیاده‌سازی بهترین سناریو در میان سیاست‌های پیشنهادی برای دستیابی به هدف مدیریت آب‌های زیرزمینی، کمک می‌نماید و می‌تواند به‌عنوان یک راهنما برای جاهایی که به اطلاعات اضافی نیاز است، به کار رود. با توجه به احتمالات مختلف محاسبه‌شده بین مدل‌های مفهومی جایگزین، اعتماد

به یک مدل مفهومی در فرایند مدل‌سازی آب زیرزمینی منجر به ایجاد نتایج غیرصحیح می‌شود. بنابراین پیشنهاد می‌شود که در مطالعات مدل‌سازی در آبخوان‌های مختلف، عدم قطعیت مدل مفهومی با تعریف مدل‌های جایگزین و محاسبات احتمالات مربوط به آن، درنظر گرفته شود.

منابع

حیدری، ج.، چیت‌سازان، م.، میرزایی، س.ی.، ۱۳۹۸. مدل‌سازی رابطه هیدروژئولوژیکی آبخوان دشت صحنه-بیستون با رودخانه گاماسیاب و مدیریت آبخوان. هیدروژئولوژی، ۴(۱): ۱۴۰-۱۵۲.

عرب عامری، ع.، شیرانی، ک.، رضایی، خ.، ۱۳۹۷. ارزیابی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی به روش دراستیک (مطالعه موردی: دشت نجف‌آباد). علوم و مهندسی آبخیزداری ایران، ۱۲(۴۳): ۸۰-۸۸.

کرد، م.، اصغری مقدم، ا.، نخعی، م.، ۱۳۹۸. مدل‌سازی عددی آبخوان دشت اردبیل و مدیریت آن با استفاده از بهینه‌سازی برداشت آب زیرزمینی. هیدروژئولوژی، ۴(۱): ۱۵۳-۱۶۷.

گلابی، م.ر.، زینعلی، م.، نیک‌سخن، م. ح.، آذری، آ.، ۱۳۹۷. بررسی عملکرد مدل مفهومی مادفلو و فرا مدل شبیه‌ساز بیان ژن در مدل‌سازی هیدروگراف معرف آبخوان (مطالعه موردی: دشت لور-اندیمشک). هیدروژئولوژی، ۳(۲): ۳۳-۴۵.

Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. IEEE Trans Automat Contr, 19: 716–723.

Arkesteijn, L., Pande, S., 2013. On hydrological model complexity, its geometrical interpretations and prediction uncertainty. Water Resour. Res, 49(10): 7048-7063.

Asl-Rousta, B., Mousavi, S.J., Ehtiat, M., Ahmadi, M., 2018. SWAT-Based Hydrological Modelling Using Model Selection Criteria. Water Resour Manage, 32:2181–2197.

Brooks, R. J., Tobias, A.M., 1996. Choosing the best model: Level of detail, complexity, and model performance. Math. Comput. Model, 24(4): 1-14.

Carrera, J., Neuman, S.P., 1986. Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions: 2. Uniqueness, stability, and solution algorithms. Water Resources Research, 22(2): 211-227.

Clement, T.P., 2011. Complexities in hindcasting models-when should we say enough is enough?. Ground water, 49(5): 620-629.

Collyer, C.E., 1985. Comparing strong and weak models by fitting them to computer-generated data. Attention, Perception, & Psychophysics, 38(5): 476-481.

Gómez-Hernández, J., 2006. Complexity. Groundwater, 44(6): 782-785.

Helton, J.C., Oberkampf, W.L., 2004. Alternative representations of epistemic uncertainty. Reliab Eng Syst Safe, 85: 1–10.

Hill, C.M., Tiedeman, C.R., 2007. Effective Groundwater Model Calibration: With Analysis of Data, Sensitivities, Predictions, and Uncertainty. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. 455 pp.

Hill, M. C., 2006. The practical use of simplicity in developing ground water models. Groundwater, 44(6): 775-781.

Hill, M.C., 1998. Methods and guidelines for effective model calibration: with application to UCODE, a computer code for universal inverse modeling, and MODFLOWP, a computer code for inverse modeling with MODFLOW: U.S.Geological Survey Water-Resources Investigations Report, pp. 98-4005.

Holder, J., Olsen, J.E., Philip, Z., 2001. Experimental determination of subcritical crack growth parameters in sedimentary rock: Geophysical Research Letters, 28/4: 599-602.

Hunt, R.J., C. Zheng., 1999. Debating complexity in modeling. Eos, Transactions of the American Geophysical Union, 80(3): 29-29.

Hunt, R.J., Doherty, J., Tonkin, M.J., 2007. Are models too simple? Arguments for increased parameterization. Ground Water, 45(3): 254-262.

Hurvich, C.M., Tsai, C.L., 1989. Regression and time series model selection small samples. Biometrika, 76: 297–307.

Jakeman, A. J., Hornberger, G.M., 1993. How much complexity is warranted in a rainfall-runoff model? Water Resour. Res, 29(8):2637-2649.

Rissanen, J., 1978. Modeling by shortest data description, 14: 465-471.

Rojas, R., Feyen, L., Dassargues, A., 2008. Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging. Water Resour Res, 44(12): W12418.

Schoups, G., van de Giesen, N. C., Savenije, H.G., 2008. Model complexity control for hydrologic prediction. Water Resour. Res, 44(12): 370-380.

Schwartz, F.W., Liu, G., Aggarwal, P., Schwartz, C.M., 2017. Naïve simplicity: the overlooked piece of the complexity-simplicity paradigm. Groundwater, 55(5): 703-711.

Schwarz, G., 1978. Estimating the dimension of a model. Ann Stat, 6: 46-464.

Simmons, C.T., Hunt, R.J., 2012. Updating the debate on model complexity. GSA Today, 22(8): 28-29.

Singhal, B.B.S., Gupta R.P., 2010. Applied Hydrogeology of Fractured Rocks. Springer Publication. United States.

Todd, D.K., Mays, L.W., 2005. Groundwater Hydrology. Third Ed., John Wiley & Sons Inc., U.S.A. 636 pp.

Viaroli, S., Lotti, F, Mastrorillo., L, Paolucci., V, Mazza., R., 2019. Simplified two-dimensional modelling to constrain the deep groundwater contribution in a complex mineral water mixing area, Riardo Plain, southern Italy. Hydrogeology Journal, 27: 1459-1478.

Ye, M., Neuman, S.P., Meyer, P.D., 2004. Maximum likelihood Bayesian averaging of spatial variability models in unsaturated fractured tuff. Water Resour Res, 40(5): W05113.

Ye, M., Meyer, P., Neuman, S., 2008. On model selection criteria in multimodel analysis. Water Resour. Res, 44(3): 380-384.

Ye, M., Neuman, S.P., Meyer, P.D., 2004. Maximum likelihood Bayesian averaging of spatial variability models in unsaturated fractured tuff. Water Resour Res, 40(5): W05113.

Ye M, Pohlmann KF, Chapman JB, Pohll GM, Reeves DM. 2010. A model-averaging method for assessing groundwater conceptual model uncertainty. Ground Water. 48(5): 716-28.

Yeh, W.W.G., Yoon, Y.S., 1981. Aquifer parameter identification with optimum dimension in parameterization. Water Resources Research, 17(3): 664-672.

Kashyap, R.L., 1982. Optimal choice of AR and MA parts in autoregressive moving average models. IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence, (2): 99-104.

Kass, R.E., Raftery, A.E., 1995. Bayes factors. Journal of the American statistical association 90; (430):773-795.

Kumar, P. 2011. Typology of hydrologic predictability. Water Resour. Res, 47(3): 167-177.

Li, X., Tsai, F.-C., 2009. Bayesian model averaging for groundwater head prediction and uncertainty analysis using multimodel and multimethod. Water Resour. Res, 45, W09403.

Liu, P., Elshall, A.S., Ye, M., Beerli, P., Zeng, X., Lu, D., Tao, Y., 2016. Evaluating marginal likelihood with thermodynamic integration method and comparison with several other numerical methods. Water Resources Research.52(2): 734-758.

Lukjan, A., Swasdi, S., Chalermyanont, T., 2016. Importance of Alternative Conceptual Model for Sustainable Groundwater Management of the Hat Yai Basin, Thailand. Procedia Engineering, 154: 308-316.

Malmir, M, Javadi, S, Moridi, A, Neshat, A, Razdar, B. A. 2021. new combined framework for sustainable development using the DPSIR approach and numerical modeling. Geoscience Frontiers, 12(4).

McDonald, M.G., Harbaugh, A.W., 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model, U. S. Geological survey, Techniques of Water-Resources Investigation, book 6, chap. A1, 586 pp.

Meyer, P., Ye, M., Neuman, S., Rockhold, M., Cantrell, K., Nicholson, T., 2007. Combined estimation of hydrogeologic conceptual. Washington, DC: U.S. Nucl. Regul. Comm.

Nettasana, T., 2012. Conceptual Model Uncertainty in the Management of the Chi River Basin, Thailand. Thesis, University of Waterloo.

Popper, K. R., 1982. The Open Universe: An Argument for Indeterminism (From the Postscript to the Logic of Scientific Discovery, ed. WW Bartley III). Hutchinson, London.

Refsgaard, J.C., Sluijs, J.P., Brown, J., Keur , P., 2006. A framework for dealing with uncertainty due to model structure error. Adv Water Resour, 29: 1586–1597.

Yin, J., Tsai, F., Kao, Shih-Chieh. 2021. Accounting for uncertainty in complex alluvial aquifer modeling by Bayesian multi-model approach. United States. Journal of Hydrology, 601: 126682.

Young, P., Parkinson, S., Lees, M., 1996. Simplicity out of complexity in environmental modeling: Occam's Razor revisited. J. Appl. Stat, 23(2-3): 165-210.