



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

مقاله پژوهشی

## پیش بینی غلظت نترات در منابع آب زیرزمینی با استفاده از مدل تجمعی پارامتریک (LPM): مطالعه موردی در دشت قزوین

راضیه‌السادات حاجی میرمحمدعلی<sup>۱</sup>، حمید کاریاب<sup>۲\*</sup>

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی قزوین  
۲- (نویسنده مسئول): دکترای تخصصی بهداشت محیط، دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی قزوین

### چکیده

### اطلاعات مقاله:

زمینه و هدف: اطلاع از غلظت نترات، عوامل تاثیرگذار در بیلان و روند تغییرات آن در یک آبخوان از اهمیت فوق‌العاده‌ای برخوردار است. با توجه به آنکه مدل‌سازی روشی کارآمد جهت پیش‌بینی غلظت این آنیون در منابع آب است، در این مطالعه با استفاده از مدل تجمعی پارامتریک و شبیه‌سازی مونت کارلو غلظت نترات در منابع آب زیرزمینی دشت قزوین برآورد و تجزیه تحلیل شد.

تاریخ دریافت: ۹۴/۰۷/۱۵

تاریخ پذیرش: ۹۴/۱۰/۰۵

روش بررسی: تعداد ۱۹ حلقه چاه در اقلیم‌های مختلف حوضه آبریز شور در دشت قزوین انتخاب و مسیرهای ورود و خروج نترات به این منابع با استفاده از مدل تجمعی پارامتریک مورد تحلیل قرار گرفت. در ادامه شبیه‌سازی غلظت نترات در آبخوان با مدل مونت کارلو اجرا گردید. یافته‌ها: کاربرد مدل تجمعی پارامتریک در بخشی از منابع آب زیرزمینی حوضه آبریز شور دشت قزوین تغییرات غلظت نترات را در دامنه  $mg/L$  ۸/۱۲ تا ۱۵/۹۴ پیش‌بینی نمود. غلظت نترات در اقلیم خشک سرد با میانگین  $mg/L$   $12/8 \pm 0/04$  بالاترین برآورد بود. همچنین اختلاف بین غلظت برآورد شده نترات و عوامل موثر در انتشار آن در اقلیم‌های مختلف معنی‌دار بود ( $p < 0/05$ ).

واژگان کلیدی: منابع آب زیرزمینی، نترات، شبیه‌سازی مونت کارلو، مدل تجمعی پارامتریک

نتیجه‌گیری: علیرغم آنکه غلظت پیش‌بینی شده نترات در محدوده مطالعاتی مطابق با استاندارد ملی ایران جهت مصارف شرب بود، احتمال تجمعی حاصل از شبیه‌سازی مونت کارلو نشان داد که احتمال افزایش نترات از حد کاملاً ایمن  $mg/L$  ۱۰ در کل منطقه مطالعاتی ۹۰ درصد است ( $p = 0/05$ ).

پست الکترونیکی نویسنده مسئول:

hkaryab@gmail.com

## مقدمه

آب‌های زیرزمینی منبع آب شرب بسیاری از افراد در سراسر جهان را تشکیل می‌دهد. فعالیت‌های شهری، تجاری، صنعتی و کشاورزی می‌تواند کیفیت آب‌های زیرزمینی را تحت تاثیر قرار دهد. همچنین افزایش جمعیت و خشکسالی‌ها، نیاز به استفاده از آب‌های زیرزمینی و بهره‌برداری از چاه‌های موجود را برای مصارف شرب، صنعتی و کشاورزی افزایش داده است. ضمن آنکه با افزایش جمعیت، نیاز به استفاده از مواد غذایی افزایش یافته و این امر خود سبب افزایش استفاده از کودهایی با پایه نیتروژن در زمین‌های کشاورزی و متعاقب آن سبب آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌گردد (۱، ۲). بنابراین رشد جمعیت از یک سو و کاهش منابع آب قابل دسترس از سوی دیگر نیاز به حفاظت از منابع آب را بیش از پیش افزایش داده است. منابع آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات شامل نیتروژن موجود در کودها، آب باران، جریان برگشتی آبیاری، نشت سیستم‌های سپتیک و چاه فاضلاب است (۳). آلودگی آب‌های زیرزمینی با نیترات از طریق کودهای شیمیایی در سراسر جهان به عنوان یک موضوع زیست محیطی مطرح است. هنگامی که استفاده از کودهای حیوانی و معدنی نیتروژن‌دار ناقص یا ناکارآمد باشد، یا زمانی که آب مورد استفاده برای آبیاری مازاد بر نیاز زمین استفاده گردد، نشت آب باعث آلودگی سفره آب زیرزمینی می‌گردد (۴). مطالعات بسیاری ارتباط بین غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی و کود مصرفی در کشاورزی را به اثبات رسانده‌اند. ضمن آنکه نیتروژن مصرفی در کودها در دسترس باکتری‌های زنده خاک قرار گرفته و سبب جذب مقداری از نیترات به داخل گیاه می‌شود، مابقی نیترات که گیاه قادر به جذب آن نیست، توسط باکتری‌ها در مواد آلی خاک تثبیت شده یا توسط دنیتریفیکاسیون به گازهای اتمسفری تبدیل گشته و می‌تواند از طریق ناحیه ریشه به منابع آب نفوذ نماید (۵). متوسط مصرف کود در ایران در حدود ۲ میلیون تن در سال (۶). غلظت بالای نیترات در آب آشامیدنی می‌تواند سبب مشکلات حاد سلامتی گردد که از آن جمله می‌توان به بیماری متهموگلوبینمیا در نوزادان اشاره

کرد (۷). جنس خاک نیز پارامتری تاثیرگذار در میزان نشت نیترات به آب‌های زیرزمینی است. به نحوی که کودهای مبتنی بر پایه نیتروژن در خاک‌های شنی دارای پتانسیل بالاتری از نشت در مقایسه با رسی هستند (۸). مطالعات مختلف بیانگر افزایش غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی به بیش از حدود مجاز هستند (۷، ۹). این میزان مطابق استاندارد ملی ایران  $50 \text{ mg/L}$  بر حسب نیترات تعیین شده است (۱۰).

اگرچه بسیاری از مدل‌های عددی پیچیده برای شبیه‌سازی رفتار نیتروژن در خاک توسعه یافته‌اند، اما استفاده از آن‌ها در عمل دشوار بوده و با محدودیت‌هایی روبه‌رو است. مدل تجمعی پارامتریک (Lumped-Parameter Model) برای ارزیابی نشت نیترات از منطقه غیراشباع با استفاده از اطلاعات محدود توسعه یافته است. از این مدل برای اولین بار در سال ۱۹۵۰ برای تفسیر رادیویزوتوپ‌های زیست محیطی در هیدرولوژی آب‌های زیرزمینی استفاده شد (۱۱). Keating در سال ۱۹۸۲ از این مدل برای محاسبه تعادل آب در لایه آبخوان استفاده نمود (۱۲). همچنین Hajhamad و همکار در سال ۲۰۰۹ با استفاده از مدل تجمعی پارامتریک به توسعه و شبیه‌سازی غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی پرداختند. ایشان مهمترین خروجی این مدل را بررسی میانگین سطح ایستابی و غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی گزارش نمودند (۱۳). Ling و همکار با استفاده از مدل تجمعی پارامتریک به شبیه‌سازی غلظت نیترات نشتی در مناطق کشاورزی و لایه آبخوان غیراشباع پرداختند. نتایج ایشان نشان داد که این مدل موقعیت بهتری برای برآورد در یک سیستم با ارائه داده‌های کمتر برای پارامترها در مقایسه با مدل‌های همتای خود دارد (۱۴). در مطالعات مختلف جهت کاهش تاثیر فاکتورهای عدم قطعیت از شبیه‌سازی آماری استفاده شده است. شبیه‌سازی مونت کارلو از پرکاربردترین روش‌های مورد استفاده جهت اجرای آنالیز عدم قطعیت، بهینه‌سازی و تصمیم‌سازی بر اساس قابلیت اطمینان است. این شبیه‌سازی بر مبنای تولید اعداد تصادفی و احتمال عمل نموده و با استفاده از مجموعه‌ای از اعداد تصادفی، به

منطقه شامل نیمه‌خشک سرد، خشک سرد و نیمه‌خشک فراسرد بود. مطابق تصویر شماره ۱ و با توجه به وسعت آبخوان دشت قزوین، و تعداد چاه‌های موجود در هر اقلیم به صورت تصادفی تعداد ۱۹ حلقه چاه در اقلیم‌های مختلف در محدوده مطالعاتی انتخاب و مورد بررسی قرار گرفت. مهمترین محدودیت در انتخاب نمونه، دسترسی به لاگ چاه بود. لذا صرفاً چاه‌های در مطالعه وارد شده‌اند که اطلاعات مرتبط با جنس زمین، عمق لایه آبد، عمق لایه غیراشباع و میزان آبدی آن در دسترس بود. در جدول شماره ۱ مشخصات هیدروژئولوژیکی منابع آب زیرزمینی مورد مطالعه ارائه شده است (۱۸). طبق اطلاعات به دست آمده از ستون زمین‌شناسی و مقاطع ژئوفیزیک دشت قزوین، جنس خاک اطراف منطقه مورد مطالعه عمدتاً از نوع رس، ماسه، شن، سیلت و قلوه سنگ بود. جهت اجرای برآورد غلظت نترات از روابط توسعه داده شده توسط Hajhamad و همکار استفاده شد (۱۳). در این الگو پارامترهای مؤثر عبارت از میزان تغذیه آبخوان، میزان تخلیه آب از آبخوان و میزان نترات ورودی و خروجی به آبخوان است. میزان کل آب ورودی به آبخوان از مجموع تغذیه از طریق آب باران، جریان آبیاری، نشت فاضلاب، نشت آب از شبکه انتقال و چاه سپتیک موجود در منطقه و با استفاده از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$R = R_{ra} + R_{ir} + R_{wwl} + R_{wl} + R_{CSPT}$$

در این فرمول R میزان کل تغذیه آب در لایه آبخوان است که از مجموع  $R_{ra}$  کل میزان تغذیه از آب باران بر حسب  $m^3/month$ ،  $R_{ir}$  تغذیه ناشی از جریان آبیاری ( $m^3 / month$ )،  $R_{wwl}$  تغذیه ناشی از نشت فاضلاب ( $m^3/month$ )،  $R_{WL}$  تغذیه ناشی از نشت آب از شبکه توزیع آب ( $m^3/month$ ) و  $R_{cspt}$  تغذیه از سپتیک یا چاه فاضلاب بر حسب ( $m^3 / month$ ) محاسبه گردید.

جهت محاسبه مقدار عددی تغذیه ناشی از آب باران از فرمول زیر استفاده شد:

$$R_{ra} = \sum_{x=1}^l (ra_x \times Ara_x \times fra_x)$$

عنوان ورودی، انجام می‌پذیرد. در حقیقت شبیه‌سازی مونت کارلو یک روش آنالیز کمی ریسک بوده و براساس تکرار الگوریتم‌ها و محاسبات استوار است. مطالعات نشان داده که این روش جهت سامانه‌های پیچیده با درجه عدم قطعیت‌های بالا و یا سامانه‌هایی با ورودی نامعین قابلیت کاربرد دارد (۱۵). در روش شبیه‌سازی مونت کارلو یک عدد تصادفی انتخاب شده سپس احتمال انجام یک رخداد با مقدار عدد تصادفی موردنظر مقایسه می‌گردد. براین اساس مجموعه‌ای از فرایندها رخ می‌دهد که به ازای هر بار تکرار یک خروجی ظاهر می‌شود. سپس نتایج خروجی تحت پردازش آماری قرار گرفته و هر نقطه الگوریتم به عنوان متغیرهای خروجی مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد (۱۶). Chen و همکار (۲۰۰۶) برای کمی‌سازی عدم قطعیت‌ها و بررسی تاثیر آن در برآوردها، از شبیه‌سازی مونت کارلو استفاده نمودند. آنها اجراهای مختلفی از شبیه‌سازی را با ۱۰۰۰، ۴۰۰۰، ۵۰۰۰ و ۱۰۰۰۰ تکرار به اجرا رسانده و نشان دادند که برای اطمینان از یکنواختی نتایج شبیه‌سازی، ۵۰۰۰ تکرار کافی است (۱۷). هدف از این مطالعه برآورد میزان نشت نترات از منطقه غیراشباع و غلظت این آنیون در آبخوان حوضه آبریز شور دشت قزوین با استفاده از مدل تجمعی پارامتریک و شبیه‌سازی غلظت برآورد شده به منظور پیش‌بینی توزیع واقعی آن در منابع آب زیرزمینی در حوضه آبریز شور دشت قزوین بود.

## مواد و روش‌ها

دشت قزوین با مساحت  $4737/7 \text{ km}^2$  در استان قزوین، در ۴۹ درجه و ۱۷ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۳۲ دقیقه طول شرقی و ۳۵ درجه و ۳۹ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۲۱ دقیقه عرض شمالی واقع شده است. متوسط بارندگی در محدوده دشت  $259 \text{ mm/yr}$  است. متوسط رطوبت نسبی ۵۴ درصد و حداقل و حداکثر در ماه‌های تیر و اردیبهشت به ترتیب ۴۱ و ۷۱ درصد است (۱۷). این مطالعه در بخشی از حوضه آبریز شور دشت قزوین انجام شد. تقسیم‌بندی منطقه با توجه به نوع اقلیم صورت گرفت. اقلیم‌های موجود در

در این فرمول  $\Gamma_{ax}$  میزان بارندگی ماهانه برای هر بخش بر حسب  $\text{mm/month}$ ؛  $Ara_x$  مساحت هر بخش برای محاسبه تغذیه ناشی از آب باران بر حسب  $(\text{m}^2)$  است. این مطالعه با فرض انجام فعالیت کشاورزی در شعاع ۵۰۰ متری از هر چاه انجام پذیرفت.  $Fra_x$  جزیی از تغذیه ناشی از آب باران با توجه به نوع خاک (بدون بعد) است. با توجه به اینکه نوع خاک در چاه‌های منطقه بیشتر از جنس ماسه، گراول، رس، سیلت و قلوه‌سنگ است، میزان ثابت  $Fra_x$  برابر با ۲۵٪ لحاظ شد (۱۳). در تغذیه ناشی از جریان آبیاری تمام میزان جریان آبیاری به مصرف گیاه نمی‌رسد. مقداری از آن ممکن است از لایه‌های خاک عبور کرده به لایه آبخوان برسد. بنابراین محاسبه میزان آبیاری ضروری به نظر می‌رسد. برای محاسبه میزان جریان آبیاری رابطه زیر استفاده شد. در مطالعات دیگر کسری از میزان جریان آبیاری در رنج ۱۵-۳۰٪ فرض شده است (۱۳).

در این رابطه  $BIN_u$  ضریب ماه‌هایی است که آبیاری انجام می‌شود؛  $dirr$  نرخ آبیاری ماهانه برای هر محصول  $u$  بر حسب  $(\text{m/month})$ ؛  $Q_{irr}$  حجم آب مصرفی ماهانه برای آبیاری در منطقه مورد مطالعه بر حسب  $(\text{m}^3/\text{month})$  و  $\delta_{irr}$  جزیی از جریان آبیاری که در این مطالعه ۱۵٪ فرض شد. میزان تغذیه ناشی از نشت آب از شبکه توزیع برابر با حاصل ضرب حجم کل آب نشتی از شبکه توزیع در کسری از نشت در شبکه بوده و با روابط زیر محاسبه گردید:

$$WL = PUMPDOM \times \Omega_w$$

$$R_{wl} = WL \times \delta_{wl}$$

که در آن  $PUMPDOM$  حجم آب پمپ شده برای مصارف خانگی بر حسب  $(\text{m}^3/\text{month})$  است، که برابر با  $41130 \text{ m}^3/\text{month}$  برآورد شد؛  $\Omega_w$  جزیی از میزان نشت آب در شبکه توزیع که معادل ۲۰٪ فرض شد؛  $WL$  حجم ماهانه آب نشتی از شبکه توزیع بر حسب  $(\text{m}^3/\text{month})$ ؛  $\delta_{wl}$  میزان آب نشتی (بدون بعد) در منطقه مورد مطالعه است که مقدار عددی آن برابر با ۱۸٪ بود.

$$R_{ir} = Q_{irr} \times \delta_{irr}$$

$$Q_{irr} = \sum_{u=1}^v (d_{irr} \times A_u \times BIN_u(t))$$

جدول ۱- مشخصات هیدروژئولوژی چاه‌های مورد مطالعه در بخشی از حوضه آبریز شور دشت قزوین

شماره چاه	مختصات جغرافیایی		میزان آبدهی چاه ( $\text{m}^3/\text{h}$ )	عمق لایه آبده (m)	جنس خاک در اعماق مختلف
	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی			
۱	۳۷۱۲۷۲	۳۹۸۲۱۶۸	۱۹۲/۲۵	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۲	۳۷۱۳۸۶	۳۹۸۵۵۰۱	۱۵۵	۱۲۸۴/۱۴	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۳	۳۸۱۵۵۸	۳۹۷۴۰۹۸	۲۶۵	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۴	۳۸۴۸۵۵	۳۹۹۳۸۱۷	۱۲۳/۴	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۵	۳۹۰۹۹۸۷	۴۰۰۵۵۱۸	۱۷۶/۵	۱۲۳۸/۸	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۶	۴۰۱۰۸۹	۴۰۰۳۴۶۱	۲۶۴	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۷	۴۰۴۴۰۰	۴۰۰۹۵۲۹	۳۲۱/۷۵	۱۲۹۰/۶۳	ماسه‌ریز و قلوه‌سنگ
۸	۴۰۶۳۷۵	۴۰۰۹۲۳۴	۲۸۹/۲۵	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ، سیلت و رس

ادامه جدول ۱- مشخصات هیدروژئولوژی چاه‌های مورد مطالعه در بخشی از حوضه آبریز شور دشت قزوین

شماره چاه	مختصات جغرافیایی		میزان آبدهی چاه (m <sup>3</sup> /h)	عمق لایه آبد (m)	جنس خاک در اعماق مختلف
	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی			
۹	۴۰۴۹۵۰	۴۰۰۸۱۰۹	۲۸۷/۴	۱۱۲۲/۰۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ، سیلت و رس
۱۰	۴۲۶۳۹۵	۳۹۹۸۵۰۶	۱۳۲/۷۵	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۱	۴۳۷۳۳۳	۳۹۹۶۹۷۱	۲۳۷	۱۲۲۳/۲۴	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۲	۳۸۳۷۷۹	۳۹۷۱۵۱۰	۱۶۹/۲	۱۲۱۳	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۳	۳۹۷۳۲۹	۳۹۸۷۱۹۷	۲۹۳/۵	۱۲۳۷/۷۴	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۴	۴۰۵۲۷۶	۳۹۸۶۶۴۴	۱۲۶/۶	۱۲۳۷/۷۴	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ، سیلت و رس
۱۵	۴۰۰۸۴۴	۴۰۰۷۰۷۴	۳۹۴	۱۲۰۳/۲۱	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۶	۳۹۸۵۱۷	۳۹۹۰۶۸۰	۳۰۲/۷۵	۱۲۲۲/۶۳	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۷	۴۱۰۶۶۵	۳۹۹۸۵۰۶	۱۸۷	۱۲۲۲/۶۳	ماسه، گراول، قلوه‌سنگ و رس
۱۸	۴۲۳۰۸۱	۴۰۰۸۲۴۲	۸۹/۶	۱۲۸۷/۵	ماسه، گراول و قلوه‌سنگ
۱۹	۴۲۳۰۱۷	۴۰۰۶۶۸۹	۶۹	۱۱۸/۷۷	ماسه، گراول و قلوه‌سنگ

با توجه به اینکه بیشتر محصولات کشت شده در منطقه مورد مطالعه شامل گندم، ذرت، کلزا و باغات کشاورزی است، میزان کود مصرفی برای هر محصول متفاوت است. بنابراین میزان نیترات مازاد در کود کشاورزی که وارد لایه آبخوان می‌شود، از فرمول ذیل مورد محاسبه قرار گرفت:

$$NO_3R = NO_3R_{ra} + NO_3R_{ir} + NO_3R_{wwl} + NO_3R_{wl} + NO_{3CSPT}$$

با توجه به اینکه بیشتر محصولات کشت شده در منطقه مورد مطالعه شامل گندم، ذرت، کلزا و باغات کشاورزی است، میزان کود مصرفی برای هر محصول متفاوت است. بنابراین میزان نیترات مازاد در کود کشاورزی که وارد لایه آبخوان می‌شود، از فرمول ذیل مورد محاسبه قرار گرفت:

که در آن  $NO_3R$  جرم کل نیترات ورودی به آبخوان؛  $NO_3R_{ra}$  جرم نیترات ورودی به آبخوان از طریق آب باران؛  $NO_3R_{ir}$  جرم نیترات ورودی به آبخوان از طریق جریان آبیاری؛  $NO_3R_{wwl}$  جرم نیترات ورودی به آبخوان از طریق نشست آب از شبکه توزیع؛ و  $NO_{3CSPT}$  جرم نیترات ورودی به آبخوان از طریق سپتیک یا چاه فاضلاب و بر حسب  $mg/month$  است. میزان نیترات ورودی به آبخوان از طریق آب باران با استفاده از رابطه زیر برآورد شد:

$$NO_3R_{ra} = R_{ra} \times C_{ra} \times \alpha_{ra}$$

که در آن  $FERT_u$  مقدار کود مصرفی در واحد سطح بر حسب  $(mg/m^2/month)$ ؛  $PERCONS$  کسری از کود اعمال شده که توسط گیاه مصرف می‌شود (بدون بعد)؛  $FERT$  بخشی از کود که بیانگر تحولات مربوط به نیتروژن در منطقه غیراشباع است، که میزان آن در خاک‌های مختلف بین ۱۰۰ تا ۱۵۰ درصد فرض گردید (۱۹)؛ همچنین  $CONS_u$  میزان کود مصرفی برای هر محصول در هر سطح بر حسب

$$NO_3SURP = SURP \times \alpha_{FERT}$$

$$SURP = \sum_{u=1}^v [(FERT - CONS_u) \times A_u \times BIN_u(t)]$$

$$CONS_u = FERT_u \times PERCONS$$

دوره هشتم/ شماره چهارم/ زمستان ۱۳۹۴  
فصلنامه علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران

در این روابط  $Q_{in}$  میزان حجم آب ورودی از منبع خاص به دامنه مدل ( $m^3/month$ )،  $\sum Q_{out}$  حجم آب خروجی از دامنه مدل از تمام منابع ( $m^3/month$ )،  $\Delta S_w$  تغییرات ذخیره‌سازی آب در آبخوان منطقه در هر مرحله زمانی ( $m^3/month$ )،  $C_{in}$  میانگین غلظت نیترات برای یک منبع آب ( $mg/m^3$ )،  $Q_{in}$ ؛  $C$  متوسط غلظت نیترات در آبخوان ( $mg/m^3$ )؛ و  $\Delta S_N$  تغییرات جرم نیترات در آبخوان برای هر دوره زمانی بر حسب ( $mg/month$ ) است. برای محاسبه ارتفاع سطح آب روابط زیر بکار گرفته شدند:

$$\Delta S_w = G_{in} + Q_{Ar} + R_{ra} + R_{ir} + R_{wvl} + R_{wl} + R_{CSPT} - G_0 - Q_{irr} - Q_{DO}$$

$$V_{w1} = \Delta S_w + V_{w0}$$

$$h_1 = \frac{V_{w1}}{(A \times \Phi)} + D_p$$

که در آن  $V_{w1}$  حجم آب در پایان هر مرحله زمانی، زمانی که ارتفاع سطح آب برابر با  $h_1$  است، بر حسب  $m^3/month$  است. برای تعیین غلظت نیترات در آبخوان از روابط زیر استفاده شد:

$$\Delta S_N = [NO_3 G_{in} + NO_3 Q_{Ar} + NO_3 SURP + NO_3 R_{ra} + NO_3 R_{ir} + NO_3 R_{wvl} + NO_3 R_{wl} + NO_3 R_{CSPT}] - [NO_3 G_0 + NO_3 Q_{irr} + NO_3 Q_{DO} + NO_3 Q_{DEN}]$$

$$\Delta S_N = V_{w1} C_1 - V_{w0} C_0$$

$$C_1 = \frac{\Delta S_N + V_{w0} C_0}{V_{w1}}$$

که در آن  $C_0$  متوسط غلظت نیترات در آغاز هر مرحله زمانی بر حسب  $mg/L$  و  $C_1$  غلظت متوسط نیترات در پایان هر مرحله زمانی بر حسب  $mg/L$  است. در اولین مرحله زمانی  $C_0$  برابر غلظت اولیه در آبخوان است. با توجه به بازدیدهای انجام شده و سایر بررسی‌های صورت گرفته در منطقه مطالعاتی، مقدار عددی پارامترهایی از جمله تغذیه آبخوان ناشی از نشت فاضلاب، نشت از چاه سپتیک، میزان جریان جانبی ورودی و

که در آن  $C_{ra}$  غلظت نیترات در آب باران ( $mg/m^3$ ) و  $\alpha_{ra}$  بخشی از بارش باران که تحولات در خاک را توصیف می‌نماید (بدون بعد)، است. همچنین میزان نیترات ورودی به آبخوان از طریق جریان بازگشتی آبیاری از رابطه زیر برآورد شد:

$$NO_3 R_{ir} = R_{ir} \times C_{ir} \times \alpha_{ir}$$

که در آن  $C_{ir}$  غلظت نیترات در جریان بازگشتی آبیاری ( $mg/m^3$ ) و  $\alpha_{ir}$  بخشی از آبیاری که تحولات در خاک را توصیف می‌نماید (بدون بعد)، است. جرم نیترات ورودی به آبخوان از طریق نشت آب از شبکه توزیع از رابطه زیر محاسبه شد:

$$NO_3 R_{wl} = R_{wl} \times C_{wl} \times \alpha_{wl}$$

که در آن  $C_{wl}$  کل غلظت نیتروژن ناشی از نشت در شبکه توزیع ( $mg/m^3$ ) و  $\alpha_{wl}$  بخشی از نشت آب از شبکه توزیع که تحولات در خاک را توصیف می‌نماید (بدون بعد)، است. نیترات خروجی از جریان آبیاری از طریق فرمول ذیل تعیین شد:

$$NO_3 R_{irr} = Q_{irr} \times C$$

همچنین نیترات خروجی از طریق دنیتریفیکاسیون از طریق فرمول‌های ذیل تعیین شد:

$$NO_3 R_{DEN} = V_{w0} \times \lambda \times C$$

$$V_{w0} = (h_0 + |D_p| \times A \times \Phi)$$

$$\lambda = \frac{0.693}{t_n}$$

که در آن  $V_{w0}$  حجم آب در آبخوان در آغاز هر مرحله زمانی ( $m^3/month$ )؛  $\lambda$  ضریب معادله درجه اول در دنیتریفیکاسیون ( $t^{-1}$ ) بوده و با توجه به نیمه عمر نیترات در آبخوان، که برابر با  $2/3$  سال است، محاسبه شد؛  $A$  مساحت دامنه مدل ( $m^2$ )؛  $\Phi$  متوسط تخلخل مؤثر آبخوان (بدون بعد)؛  $h_0$  ارتفاع سطح آب نسبت به سطح دریا در آغاز هر مرحله زمانی ( $m$ )؛ و  $t_n$  نیمه عمر نیترات (سال) است. معادلات استفاده شده جهت توسعه مدل ریاضی در مرز سیستم به شرح زیر بود:

$$\sum Q_{in} - \sum Q_{out} = \Delta S_w$$

$$\sum [Q_{in} \times C_{in}] - C \times \sum Q_{out} = \Delta S_N$$

پیش‌بینی غلظت آن در منابع آبی استفاده شده است. به گونه‌ای که Rajaei و همکاران (۲۰۱۴) از مدل‌های تحلیل رگرسیون خطی چند متغیره، شبکه عصبی مصنوعی و شبکه عصبی - موجکی به منظور پیش‌بینی غلظت نیترات در رودخانه کرج استفاده نمودند (۱۹). یکی از بزرگترین محدودیت‌های اجرای شبیه‌سازی غلظت نیترات، عدم دسترسی به اطلاعات کافی نظیر دینامیک نیتروژن و غیرخطی بودن روابط، وضعیت آب و هوایی، میزان آبیاری و کود مصرفی و عدم وجود صراحت کافی در ضرایب خطی مورد محاسبه و ورودی‌ها به مدل است. این درحالی است که مدل تجمعی پارامتریک برای ارزیابی نشت نیترات از منطقه غیراشباع با استفاده از اطلاعات محدود توسعه یافته است. البته LPM جهت پیش‌بینی غلظت در پروفایل عمودی طراحی نشده و نمی‌تواند تنوع فضایی طبقه‌بندی شده‌ای را از خصوصیات هیدرولوژیکی خاک بدست دهد. همچنین در این مدل عمق منطقه ریشه مستقل از زمان در نظر گرفته می‌شود که این برای برخی محصولات معتبر نیست (۱۴). در این مطالعه با استفاده از LPM بیشترین و کمترین غلظت نیترات به ترتیب در اقلیم خشک سرد و نیمه‌خشک فراسرد و در محدوده  $8/12-15/94 \text{ mg/L}$  برآورد شد (جدول شماره ۲). اگرچه سایر مطالعات غلظت نیترات را در مناطقی از دشت قزوین در مقادیر بیش از  $50 \text{ mg/L}$  نیز گزارش نموده‌اند، در غالب گزارشات غلظت نیترات در چاه‌های کشاورزی دشت قزوین کمتر از این میزان گزارش شده است (۲۰-۲۲). همچنین Akhavan و همکاران، در مطالعه نظامند غلظت نیترات، گزارش نمودند که ۳۱٪ منابع آب آشامیدنی شهر قزوین نیترات بالاتر از حد مجاز دارند (۲۳). در اقلیم خشک سرد غلظت نیترات برآورد شده با کمترین پراکندگی ( $Sd=0/039$ ) بدست آمد، که به دلیل یکنواختی نسبت ورودی به خروجی آب و نیترات در لایه غیراشباع بود. تحلیل ریاضیاتی غلظت نیترات در چاه‌هایی با بیشینه مقادیر (چاه‌های شماره ۱۰ و ۱۱) و چاه‌هایی با کمینه مقادیر نیترات (چاه‌های شماره ۱۸ و ۱۹)، نشان داد که تاثیر

خروجی از لایه آبخوان و میزان تغذیه مصنوعی لایه آبخوان ناچیز بود. در این مطالعه تاثیر عدم قطعیت‌های ناشی از متغیرها با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو برای اطمینان از یکنواختی نتایج شبیه‌سازی با ۵۰۰۰ تکرار تحلیل شد. برای اجرای این شبیه‌سازی نرم‌افزار تحت اکسل ModelRisk بکار گرفته شد. جهت تحلیل آماری از نرم‌افزار SPSS استفاده شد. همچنین نقشه محدوده مطالعاتی با استفاده از نرم‌افزار ArcGIS ارائه شد.

### یافته‌ها

میانگین غلظت نیون نیترات در آب باران در اقلیم‌های مختلف در محدوده مطالعاتی برابر با  $2/7 \text{ mg/L}$  بدست آمد. برآورد غلظت نیترات در سه اقلیم مختلف در منطقه مطالعاتی در جدول شماره ۲ ارائه شده است. نتایج حاصل از کاربرد مدل تجمعی پارامتریک نشان داد که در اقلیم نیمه‌خشک سرد غلظت برآورد شده نیترات در چاه‌های مورد مطالعه در محدوده  $11/07-15/94 \text{ mg/L}$  متغیر است. این در حالیست که میزان غلظت نیترات در اقلیم خشک سرد و نیمه‌خشک فراسرد به ترتیب در محدوده  $8/12-12/88 \text{ mg/L}$  و  $12/83-12/93 \text{ mg/L}$  حداقل غلظت نیترات در اقلیم نیمه‌خشک فراسرد با مقدار عددی برابر با  $8/12 \text{ mg/L}$  و حداکثر آن با مقدار عددی  $15/94 \text{ mg/L}$  در اقلیم نیمه‌خشک سرد برآورد شد.

در تصویر شماره ۲ غلظت پیش‌بینی شده نیترات با استفاده از روش مونت کارلو در کل محدوده مطالعاتی ارائه شده است. نتایج حاصل نشان داد که میانگین پیش‌بینی نیترات در آبخوان  $12/05 \text{ mg/L}$  ( $p=0/043$ ) خواهد بود. ضمن آنکه کمینه و بیشینه نیترات در آبخوان به ترتیب  $8/12 \text{ mg/L}$  و  $16/00$  پیش‌بینی گردید.

### بحث

تحلیل غلظت نیترات بر اساس نتایج LPM: در مطالعات مختلف از روش‌های متفاوتی برای مدل‌سازی انتقال نیترات و

نیترات بیشتر از مقادیر تامین کامل ایمنی  $10 \text{ mg/L}$  برآورد شد. بنابراین کاربرد آب از  $89\%$  چاه‌های مورد مطالعه پتانسیل ایجاد اثرات سوء بر سلامتی انسان و تهدید حیات سایر جانداران را دارا است (۱۹).

فاکتور تغذیه نیترات از طریق مصرف سموم کشاورزی تعیین کننده‌تر از فاکتورهای عمق لایه آبده، میزان آبدهی و جنس خاک است. نتیجه فوق در هماهنگی با مطالعات مشابه است (۳). همچنین در تعداد ۱۷ حلقه چاه مطالعه شده غلظت

جدول ۲- غلظت پیش‌بینی شده نیترات در آبخوان منطقه مطالعاتی

نوع اقلیم	شماره چاه	ورودی آب به آبخوان ( $\text{m}^3/\text{month}$ )	خروجی آب از آبخوان ( $\text{m}^3/\text{month}$ )	ورودی نیترات به آبخوان ( $\text{g/month}$ )	خروجی نیترات از آبخوان ( $\text{g/month}$ )	غلظت برآورد شده نیترات ( $\text{mg/L}$ )	میانگین و انحراف معیار غلظت نیترات ( $\text{mg/L}$ )
نیمه خشک سرد	۱	۲۲۲۳۰/۶۸	۱۳۸۴۲۰	۱۶۹۷۵۳/۶	۱۴۵۳۵۳۳	۱۱/۰۹	$12/61 \pm 1/76$
	۲	۱۸۲۲۰/۶۸	۱۱۱۶۰۰	۱۳۹۴۸۰/۵	۱۱۱۷۱۹۲۳	۱۱/۱۱	
	۳	۳۰۱۰۰/۶۸	۱۹۰۸۰۰	۲۲۸۸۷/۵	۲۰۰۳۵۲۳	۱۱/۰۷	
	۴	۱۴۸۰۷/۸۸	۸۸۴۸	۱۱۳۷۹۹/۲	۱۰۶۶۳۱۶	۱۲/۹۴	
	۵	۲۰۵۴۲/۶۸	۱۲۷۰۸۰	۱۵۶۹۵۳/۹	۱۵۲۵۰۹۵	۱۲/۸۹	
	۶	۲۹۹۹۲/۶۸	۱۹۰۰۸۰	۲۲۸۰۶۵/۱	۲۲۸۱۰۹۹	۱۲/۸۶	
	۷	۳۶۲۲۹/۶۹	۲۳۱۶۶۰	۲۷۴۹۹۸/۷	۲۵۴۸۳۸۰	۱۱/۶۵	
	۸	۳۲۷۱۹/۶۹	۲۰۸۲۶۰	۲۴۸۵۸۵/۹	۲۲۹۰۹۸۲	۱۱/۶۶	
	۹	۳۲۵۱۹/۸۹	۲۰۶۹۲۸	۲۴۷۰۸۲/۴	۲۲۷۶۳۳۰	۱۱/۶۶	
	۱۰	۱۵۸۱۷/۶۸	۹۵۵۸۰	۱۲۱۳۹۸/۵	۱۳۸۶۰۷۷	۱۵/۹۴	
	۱۱	۲۷۰۷۶/۶۸	۱۷۰۶۴۰	۲۰۶۱۲۲/۵	۲۴۷۴۳۰۰	۱۵/۸۰	
خشک سرد	۱۲	۱۹۱۰۶/۲۸	۱۱۷۵۰۴	۱۴۶۱۴۴/۷	۱۴۱۰۱۸۸	۱۲/۹۰	$12/87 \pm 0/039$
	۱۳	۲۹۹۳۸/۶۸	۱۸۹۷۲۰	۲۲۷۶۵۸/۵	۲۲۷۶۷۸۰	۱۲/۸۶	
	۱۴	۱۵۱۵۳/۴۸	۹۱۱۵۲	۱۱۶۳۹۹/۹	۱۰۹۳۹۴۵	۱۲/۹۳	
	۱۵	۴۴۰۳۲/۶۸	۲۸۳۶۸۰	۳۳۳۷۱۵/۸	۳۴۰۴۲۹۸	۱۲/۸۳	
	۱۶	۳۴۱۷۷/۶۸	۲۱۷۹۸۰	۲۵۹۵۵۷	۲۶۱۵۸۹۴	۱۲/۸۵	
نیمه خشک فراسرد	۱۷	۲۱۶۷۶/۶۹	۱۳۴۶۴۰	۱۶۵۴۸۷/۱	۱۶۱۵۸۱۰	۱۲/۸۸	$9/71 \pm 2/74$
	۱۸	۱۱۱۵۷/۴۹	۶۴۵۱۲	۸۶۳۳۰/۵۱	۵۱۶۱۸۶/۲	۸/۱۲	
	۱۹	۸۹۳۲/۶۸۶	۴۹۶۸۰	۶۹۵۸۸/۸۹	۳۹۷۵۲۹/۷	۸/۱۳	

این فاکتورها ورود نیترات به آبخوان از طریق مصرف کود کشاورزی دارای بالاترین تاثیر بدست آمد. نتایج آنالیز آماری نشان داد بین غلظت پیش‌بینی شده نیترات و عوامل موثر در انتشار نیترات به منابع آب زیرزمینی اختلاف معنی‌داری وجود دارد ( $P < 0/05$ ). به صورتی که در منطقه نیمه‌خشک فراسرد

تحلیل عوامل موثر بر انتشار نیترات در آبخوان منطقه: عوامل تاثیرگذار در انتشار نیترات در آبخوان منطقه عبارت از تغذیه آبخوان از طریق آب باران، آب آبیاری و همچنین ورود نیترات به آبخوان از طریق مصرف کود کشاورزی و خروج آن از طریق پمپاژ آب جهت آبیاری و دنیتریفیکاسیون بود. در بین



Neshat و همکاران (۲۰۱۵) در مناطق کشاورزی واقع در کرمان با استفاده از شبیه‌سازی مونت کارلو به ارزیابی احتمال وقوع آلودگی نترات در منابع آب زیرزمینی و عدم قطعیت آن پرداختند. ایشان نشان دادند که بخش‌های جنوبی و بخش کوچکی از مناطق شمالی دارای خطر آلودگی به نترات بالاتری نسبت به سایر نقاط مطالعاتی بود (۲۹).

### نتیجه‌گیری

نتایج مطالعه نشان داد که میانگین غلظت پیش‌بینی شده نترات در مجموع اقلیم‌های خشک سرد، نیمه‌خشک سرد و نیمه‌خشک فراسرد در محدوده مطالعاتی در حوضه آبریز شور دشت قزوین از حد کاملاً ایمن  $10 \text{ mg/L}$  فراتر است؛ هرچند که این منابع هنوز دارای شرایط مناسب برای کاربری‌های انسانی و مصرف حیوانات هستند. همچنین منابع آبی بررسی شده استاندارد ملی  $50 \text{ mg/L}$  را تامین نموده و لذا می‌توانند مستقیماً جهت کاربری شرب مورد استفاده قرار گیرند؛ هر چند که مصرف آب با غلظت بیشتر از  $10 \text{ mg/L}$  برای نوزادان با محدودیت همراه است (۳۰).

### تشکر و قدردانی

این مقاله بخشی از طرح تحقیقاتی مصوب دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی قزوین در سال ۱۳۹۳ است که با حمایت دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی، درمانی قزوین اجرا شده است. لذا از حمایت فوق‌قدردانی می‌گردد.

### منابع

1. Babiker IS MM, Terao H, Kato K, Ohta K. Assessment of groundwater contamination by nitrate leaching from intensive vegetable cultivation using geographical information system. *Environment International*. 2003;29(1):1009–17.
2. Nas B, Berktaay A. Groundwater contamination by nitrates in the city of Konya,(Turkey): A GIS per-

بین غلظت نترات و مجموع عوامل موثر در انتشار نترات به منابع آب زیرزمینی با دو اقلیم دیگر اختلاف معنی‌داری وجود داشت ( $P < 0/05$ ). در مطالعه Jalali و همکاران در همدان عامل اصلی افزایش نترات در منابع آب به مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی در زمین‌های کشاورزی نسبت داده شد، که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت دارد (۲۴). همچنین در مطالعات دیگری که در بابل و همدان انجام شد، نتایج مشابه گزارش شده است (۲۵، ۲۶). این درحالی است که مطابق مطالعات Joekar و همکاران (۲۰۰۹) و Groffman و همکاران (۲۰۰۴) عامل آلودگی منابع آب زیرزمینی به نترات متفاوت از این مطالعه گزارش شد. Joekar و همکاران با استفاده از LPM عامل اصلی آلودگی به نترات در منابع آب زیرزمینی را تخلیه ناشی از فاضلاب خانگی گزارش نمودند (۲۷). همچنین Groffman و همکاران رواناب‌های سطحی را مسئول قلمداد نمودند (۲۸).

شبیه‌سازی غلظت نترات در آبخوان منطقه مطالعاتی بر اساس مونت کارلو: با توجه به نتایج به دست آمده از شبیه‌سازی می‌توان انتظار داشت که غلظت نترات در محدوده مطالعاتی در رنج  $16/00 - 8/12 \text{ mg/L}$  متغیر باشد. ضمن آنکه غلظت  $12/2 \text{ mg/L}$  دارای بالاترین احتمال وقوع در منطقه است ( $p = 0/044$ ). مطابق این الگو بالاترین احتمال مواجهه با نترات در بین مصرف‌کنندگان در محدوده غلظت  $14/2 - 9/8 \text{ mg/L}$  متفاوت خواهد بود ( $p = 0/024 - 0/044$ ). با توجه به برآورد احتمال تجمعی (Cumulative probability) پیش‌بینی می‌گردد که در ۹۰ درصد چاه‌ها در منطقه مطالعاتی مواجهه با نترات در آب از حد کاملاً ایمن  $10 \text{ mg/L}$  فراتر باشد.

spective. *Journal of Environmental Management*. 2006;79(1):30-37.

3. Joosten L Buijze S, Jansen D. Nitrate in sources of drinking water? Dutch drinking water companies aim at prevention. *Environmental Pollution*. 1998;102(1):487-92.
4. Guo H, Li G, Zhang D, Zhang X. Effects of water

- table and fertilization management on nitrogen loading to groundwater. *Agricultural Water Management*. 2006;82(1):86-98.
5. Hajhamad L. Management of nitrate contamination of groundwater using lumped parameter models [dissertation]. Nablus, Palestine: An-Najah National University; 2007.
  6. Mahvi A, Nouri J, Babaei A, Nabizadeh R. Agricultural activities impact on groundwater nitrate pollution. *International Journal of Environmental Science & Technology*. 2005;2(1):41-47.
  7. Sadeq M, Moe CL, Attarassi B, Cherkaoui I, El-Aouad R, Idrissi L. Drinking water nitrate and prevalence of methemoglobinemia among infants and children aged 1-7 years in Moroccan areas. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2008;211(5):546-54.
  8. Kraft GJ, Stites W. Nitrate impacts on groundwater from irrigated-vegetable systems in a humid north-central US sand plain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2003;100(1):63-74.
  9. Ju X, Kou C, Zhang F, Christie P. Nitrogen balance and groundwater nitrate contamination: Comparison among three intensive cropping systems on the North China Plain. *Environmental Pollution*. 2006;143(1):117-25.
  10. ISIRI. Drinking water Physical and chemical specifications. 5th ed. Tehran: Institute of Standards and Industrial Research of Iran; 2010. Report No.: 1053 (in Persian).
  11. Richter J, Szymczak P, Abraham T, Jordan H. Use of combinations of lumped parameter models to interpret groundwater isotopic data. *Journal of Contaminant Hydrology*. 1993;14(1):1-13.
  12. Keating T. A Lumped parameter model of a chalk aquifer-stream system in Hampshire, United Kingdom. *Groundwater*. 1982;20(4):430-36.
  13. Hajhamad L, Almasri MN. Assessment of nitrate contamination of groundwater using lumped-parameter models. *Environmental Modelling & Software*. 2009;24(9):1073-87.
  14. Ling G, El-Kadi AI. A lumped parameter model for nitrogen transformation in the unsaturated zone. *Water Resources Research*. 1998;34(2):203-12.
  15. Ghiass M. An introduction to the Monte Carlo simulation methods. *Polymerization*. 2014;4(1):67-77 (in Persian).
  16. Wittkop M, Sommer J-U, Kreitmeier S, Goritz D. Monte Carlo simulations of a single polymer chain under an external force in two and three dimensions. *Physical Review E*. 1994;49(6):5472-76.
  17. Chen SC, Liao CM. Health risk assessment on human exposed to environmental polycyclic aromatic hydrocarbons pollution sources. *Science of the Total Environment*. 2006;366(1):112-23.
  18. Kakavand Z. Factors affecting the building and reduce the useful life of wells in the aquifer Qazvin [dissertation]. Tehran: Islamic Azad University; 2013 (in Persian).
  19. Rajae T, Rahimi Benmaran R, Jafari H. Prediction of quality parameters (NO<sub>3</sub>, DO) of Karaj River using ANN, MLR, and Denoising-based combined wavelet-neural network based on Models. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2014;7(4):511-30 (in Persian).
  20. Shir Afros A, Liaghat A. Investigation of land use and chemical fertilizers usage on polluting of Ghazvin's aquifers. *The 3rd Conference of Applied Geology and the Environment*; 2008 Apr 5; Eslamshahr, Iran (in Persian).
  21. Kholqhi M, Taki R. Evaluating groundwater vulnerability in Ghazvin Plain. *Journal of Engineering Geology*. 2004;1(3):255-70 (in Persian).
  22. Zare AZ, Bayat VM, Daneshkare A. Forecasting nitrate concentration in groundwater using artificial neural network and linear regression models. *International Agrophysics*. 2011;25:187-92.
  23. Akhavan S, Zare Abyaneh H, Bayat Varkeshi M. A systematic review on nitrate concentration in water resources of Iran. *Iranian Journal of Health and Environment*. 2014;7(2):205-28 (in Persian).
  24. Jalali M. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2005;110(3):210-18.
  25. Ehteshami M, Biglarijoo N. Determination of nitrate concentration in groundwater in agricultural area in Babol County, Iran. *Iranian Journal of Health Sciences*. 2014;2(4):1-9.
  26. Akhavan S, Abedi-Koupai J, Mosavi SF, Afyuni M,

- Eslamian S, Abbaspour KC. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan–Bahar Watershed, Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2010;139(4):675-88.
27. Joekar-Niasar V, Ataie-Ashtiani B. Assessment of nitrate contamination in unsaturated zone of urban areas: The case study of Tehran, Iran. *Environmental Geology*. 2009;57(8):1785-98.
28. Groffman PM, Law NL, Belt KT, Band LE, Fisher GT. Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems*. 2004;7(4):393-403.
29. Neshat A, Pradhan B, Javadi S. Risk assessment of groundwater pollution using Monte Carlo approach in an agricultural region: An example from Kerman Plain, Iran. *Computers, Environment and Urban Systems*. 2015;50(1):66-73.
30. Norbakhsk R, Ansari F, Irani KD. Determination of nitrate pollution in both natural mineral waters and bottled/packaging waters in Iran. *Research Journal of Biological Sciences*. 2008;3(9):999-1003.



Available online: <http://ijhe.tums.ac.ir>

Original Article



## Predicting Nitrate Concentration in Groundwater Resources using Lumped-Parameter Model: Case Study in Qazvin Plain

R.S. Hajimirmohammad Ali<sup>1</sup>, H. Karyab<sup>1\*</sup>

1- Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Qazvin University of Medical Sciences, Qazvin, Iran

### ARTICLE INFORMATION:

**Received:** 7 October 2015;

**Accepted:** 26 December 2015

**Key words:** MNitrate, Groundwater resources, Monte Carlo Simulation, Lumped-parameter Model

### \*Corresponding Author:

*hkaryab@gmail.com*

**Mob:** +98 9127830583

**Tel:** +98 2833237269

**Fax:** +98 2833345862

### ABSTRACT

**Background and Objective:** The concentration of nitrate, factors affecting the balance sheet, and the changes in an aquifer is of utmost importance. Because modeling is an efficient method to predict the concentration of ions in water resources, in this study using lumped-parameter model and Monte Carlo simulation model, the nitrate concentrations in groundwater resources of Qazvin Plain were estimated and analyzed.

**Materials and Methods:** A total of 19 wells in different climates of saline watershed in Qazvin Plain were selected and entry and exit routes of nitrate to these sources were analyzed using lumped-parameter model. Finally, Monte Carlo simulation was used to determine the probability of the estimated nitrate concentration in aquifer.

**Results:** Application of lumped-parameter model for a part of a part of groundwater resources in Qazvin Plain watershed predicted the nitrate concentration in the range of 8.12 to 15.94 mg/l. The maximum concentration was estimated in cold-dry climate with  $12.8 \pm 0.04$  mg/L. Moreover, it was found that the difference between the estimated nitrate concentration and factors affecting its concentration in different climates was significant ( $p < 0.05$ ).

**Conclusion:** Despite the predicted concentrations of nitrate in the study area were in accordance with the Iran national standard for drinking purposes, the cumulative probability of Monte Carlo simulation showed that the possible violation of nitrate from the safe limit of 10 mg/l in the study area is 90% ( $p = 0.005$ ).