

مدل‌سازی و بررسی آلودگی نیترات در محیط غیراشباع تهران: تلفیق

روش پارامتر متمرکز و تعادل جرم

وحید جوکارنیاسر (کارشناس ارشد)
بهزاد عطایی آشتیانی (دانشیار)
دانشکده‌ی مهندسی عمران، دانشگاه صنعتی شریف

رشد روزافزون صنعت و جمعیت، بالا رفتن مصرف، و محدود بودن منابع آب از مهم‌ترین مشکلات مطرح در مناطق خشک و نیمه‌خشک، نظیر شهر تهران، است. این امر باعث شده که حفظ منابع آب، به ویژه آب زیرزمینی، در دهه‌ی اخیر از اهمیت دوچندان برخوردار شود. از آنجا که منابع آب زیرزمینی تهران متأثر از آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی است، نیترات به‌عنوان شاخص مهم آلودگی مطرح است. این نوشتار ابتدا به بررسی نحوه‌ی تغییر و تحولات ترکیبات نیتروژن در محیط غیراشباع می‌پردازد. بدین منظور، با توجه به وسعت منطقه‌ی مطالعاتی و برای تسهیل مطالعات از سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی (GIS) استفاده شده است. در این نوشتار علاوه بر شناسایی منابع مختلف آلودگی نیترات در محیط غیراشباع، سهم هر یک از آنها در ورودی نیتروژن به آب زیرزمینی برآورد شده، که در نتیجه‌ی این مطالعات، دفع فاضلاب خانگی مهم‌ترین منبع آلودگی است. براساس نتایج مطالعات، چاه‌های فاضلاب جذبی با حدود ۹۵٪، فعالیت‌های کشاورزی با ۴٪ و آلودگی هوا با حدود ۱٪ بیشترین سهم را در آلودگی نیترات آب زیرزمینی دارند. در ادامه، تغییر و تحولات ترکیبات نیتروژن در محیط غیراشباع شبیه‌سازی شده است تا میزان نیتروژن ورودی به آب زیرزمینی، مقدار حذف آن در محیط غیراشباع و نحوه‌ی تغییرات آن با عمق تقریب زده شده است. البته به‌دلیل وسعت منطقه‌ی مطالعاتی، کمبود اطلاعات پایه و پیچیدگی فرایندها، به‌کارگیری روش‌های متداول عددی ناممکن بود که در نتیجه روشی اتخاذ شده است تا علاوه بر قابل اطمینان بودن نسبی نتایج آن، نیاز به اطلاعات کم‌تری داشته باشد. لذا با کمک روش پارامتر متمرکز نحوه‌ی تغییرات آمونیم و نیترات در محیط غیراشباع برآورد شد و نتایج حاصل از این روش با نتایج حاصل از روش تعادل جرم مطابقت داده شد. براساس نتایج، تا عمق ۲ تا ۳ متر حداکثر تولید نیترات صورت می‌گیرد. اگرچه در طی عمق مقدار آمونیم به سرعت کاهش می‌یابد (البته در مورد نیتروژن نیز به همین صورت است) ولی به تدریج از شتاب آن کاسته می‌شود. در عمق‌های ۲۰ تا ۳۰ متر این روند کاهش نیتروژن تقریباً ثابت می‌شود. این نتایج براساس روش تعادل جرم نیز تأیید شده است. در روش تعادل جرم که براساس متوسط منطقه‌ی اجرا شده، مقدار حذف نیتروژن به‌طور متوسط حدود ۵۵٪ است. در این نوشتار سعی شده با نگرشی ساده‌تر ولی کارآمد در مدل‌سازی تغییرات ترکیبات نیتروژن در محیط غیراشباع، روشی مناسب و مطمئن در تجزیه و تحلیل رژیم تغییرات نیترات در ناحیه‌ی غیراشباع — در مناطقی که وسعت زیاد دارند و از کمبود اطلاعات پایه وجود دارد — ارائه شود.

مقدمه

قابلیت انتقال بالاتری برخوردار است. از طرفی نیترات در غلظت بیش از ۱۰ mg/lit-N باعث بروز سرطان معده، بیماری متاموگلوبینامیا^۲ در نوزادان کم‌تر از ۶ ماه و نیز سقط جنین می‌شود.^[۱] از طرف دیگر، در شهر تهران وجود عوامل مختلف آلودگی از جمله عدم وجود سیستم جمع‌آوری و دفع فاضلاب شهری باعث آلوده شدن منابع آب زیرزمینی در طی سالیان دراز شده که لازم است نقش منابع مختلف آلاینده در آلودگی نیترات آب زیرزمینی بررسی شود.

محققین برای بررسی آلودگی نیترات در محیط غیراشباع، روش‌ها و مدل‌های گوناگونی ارائه کرده‌اند که بسته به اهداف مورد نظر، این مسئله را به‌طور کیفی و کمی بررسی می‌کنند. در بین روش‌های مختلف، مدل‌های عددی که اغلب برای کاربری‌های کشاورزی ارائه شده‌اند، متداول‌تر است. مدل عددی WANISM برای مدل‌سازی حرکت و

در قرن حاضر «بحران آب» یکی از مشکلاتی است که به‌طور جدی گریبان‌گیر بسیاری از کشورهای دنیا به‌ویژه کشورهای خشک مانند ایران، بوده است. شهر تهران با جمعیتی بالغ بر ۶٫۸ میلیون نفر از جمله شهرهای ایران است که از این معضل رنج می‌برد. یکی از منابع مهم در تأمین آب شرب شهر تهران، آب زیرزمینی است که براساس آمار سال ۱۳۷۹ بیش از ۴۵ درصد آب شرب شهر را تأمین می‌کند.^[۱] لذا لازم است، سلامت آب زیرزمینی تهران مورد اطمینان باشد.

براساس تحقیقات Tesoriero نیترات مهم‌ترین آلاینده‌ی غیرآلی، برای نشان دادن آلودگی آب‌ها توسط فعالیت‌های بشری است. همچنین نیترات به‌دلیل انحلال‌پذیری بالا، جذب کم، و پایداری ترکیب — نسبت به سایر آلاینده‌های شیمیایی آلی و غیرآلی و نیز ویروس‌ها و باکتری‌ها — از

مشخص می‌شود. به منظور دقیق‌تر کردن محاسبات با استفاده از مدل پارامتر متمرکز^۳ که به ورودی‌های کمتری نیاز دارد، شبیه‌سازی دقیق‌تر این فرایندها انجام می‌شود. مدل‌های پارامتر متمرکز ابتدا در دهه‌های ۱۹۵۰ و ۱۹۶۰ برای استفاده از داده‌های زیست‌محیطی رادیوایزوتوپ در آب زیرزمینی معرفی شدند.^[۱۰] مدل‌های تحلیلی که براساس نظریه سینتیک مرتبه اول استوار بودند و از دهه ۱۹۷۰ بسیار متداول شدند، برای مطالعه آلودگی آب زیرزمینی در کاربری‌های کشاورزی به کار می‌رفتند و بسیار شبیه مدل‌های پارامتر متمرکز بودند.^[۱۰] به منظور استفاده از مدل فوق و استفاده از روش تعادل جرم لازم است منابع ورودی بررسی شوند.

بررسی منابع آلاینده

به طور کلی، در طبیعت و محیط شهری چهارده منبع مختلف برای ورود نیتروژن به آب زیرزمینی در نظر گرفته می‌شود که از این منابع، فاضلاب شهری، بارش و فعالیت‌های کشاورزی، و پارک‌ها از اهمیت و سهم بیشتری برخوردار بوده‌اند.^[۱۱] در سطح شهر تهران با استفاده از بررسی و مطالعه منابع فوق و به کمک نرم‌افزار ArcView که در سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی از قابلیت مناسبی برخوردار است، مقادیر ورودی نیتروژن از این منابع در کل سطح مناطق مختلف بررسی و محاسبه شده است.^[۱۲] در ادامه، این منابع به طور خلاصه معرفی می‌شوند.

الف) فاضلاب شهری: شهر تهران فاقد سیستم دفع فاضلاب است و دفع فاضلاب در اغلب خانه‌ها از طریق چاه‌های جاذب فاضلاب انجام می‌شود که این نحوه دفع فاضلاب باعث آلودگی آب زیرزمینی شده است. به منظور محاسبه نیتروژن ورودی ناشی از فاضلاب، لازم است ابتدا حجم فاضلاب محاسبه شود. برای محاسبه حجم فاضلاب ورودی با داشتن جمعیت هر منطقه شهری و وسعت آن تراکم جمعیت محاسبه می‌شود؛ سپس با داشتن تراکم جمعیت و سرانه فاضلاب، مقدار فاضلاب دفع شده در هر منطقه محاسبه خواهد شد. این مقدار در طی فصول مختلف ثابت فرض شده است. سپس با داشتن غلظت ترکیبات فاضلاب، مقدار نیتروژن ورودی به خاک به دست خواهد آمد. براساس محاسبات، مقدار متوسط سالانه ورودی نیتروژن حدود ۳۰۰۳۹/۸۵ میلی‌گرم بر مترمربع است که مقدار کل نیتروژن ورودی به محیط غیراشباع در طی سال، حدود ۱۸۸۹۰ تن در سال خواهد بود.^[۱۳]

ب) بارش: عامل دیگری که باعث ورود نیتروژن به محیط غیراشباع می‌شود، بارش است. از آنجا که سطح تهران در اکثر مناطق نفوذناپذیر است، بارش تماماً وارد محیط خاک نمی‌شود و بخشی از آن به صورت رواناب به جنوب شهر حرکت می‌کند. در محاسبات، آن قسمت از بارش که در بام منازل جمع شده، سپس وارد چاه‌های جاذب و از آنجا به

تغییرات نیتروژن ناشی از کاربردهای کشاورزی ارائه شد.^[۳] و نیز مدل اجزا محدود در بعدی برای شبیه‌سازی انتقال و تبدیلات نیتروژن در محیط اشباع متغیر همراه با در نظر گرفتن تغییرات و تبدیلات آن ارائه شد.^[۴] البته محققینی نظیر مک‌کواری نیز با استفاده از شبیه‌سازی انتقال و تبدیلات ترکیبات نیتروژن در درون مخازن سپتیک و محیط غیراشباع تغییر و تحولات نیتروژن درون فاضلاب را همراه با تغییرات حرارتی به طور جزئی بررسی کردند.^[۵] با مطالعه مدل‌های پیشین دو نکته مشخص می‌شود: اولاً اغلب مدل‌های پیشین بر پایه کاربری کشاورزی ارائه شده‌اند که به دلیل محدود بودن عمق ریشه گیاه، این مدل‌ها برای عمق‌های بالا عموماً غیرقابل استفاده‌اند؛ ثانیاً از آنجا که این مدل‌ها به اطلاعات ورودی دقیق و متعددی نیاز دارند، استفاده از آنها در محدوده وسیع که از کمبود اطلاعات رنج می‌برد، مشکل یا ناممکن است. لذا برای بررسی این مسئله در نواحی وسیع، نظیر تهران، که از کمبود اطلاعات رنج می‌برد، با استفاده از اندازه‌گیری‌های محلی و آنالیز تعادل جرم سهم فرایندهای مختلف تغییرات نیتروژن نظیر جذب، نیترات‌سازی (نیتریفیکاسیون)، گازی شدن و... تعیین شد.^[۶] در برخی مطالعات نیز آسیب‌پذیری آب زیرزمینی در اثر نیترات به طور کیفی بررسی شده است. نولان با به‌کارگیری نمونه‌های فراوان، توانست در منطقه مطالعاتی خود بین عواملی نظیر بارش و جمعیت آلودگی نیترات مشاهده شده در آب زیرزمینی رابطه‌ی برقرار کند.^[۷] همچنین جوکار و عطایی نیز با استفاده از مفاهیم آسیب‌پذیری به بررسی میزان تأثیر عوامل مختلف نظیر جمعیت، تراکم، عمق برخورد به آب زیرزمینی و... پرداختند. براساس نتایج مطالعات آنها آلودگی نیترات آب زیرزمینی تهران در اثر دفع فاضلاب چاه‌های جاذب بوده است.^[۸]

در این تحقیق، انتخاب روش با توجه به چندین ویژگی محدوده مطالعاتی صورت گرفته است. اولاً، محدوده مطالعاتی شامل مناطق بیست و دوگانه‌ی تهران مساحتی بالغ بر ۶۰۰ کیلومتر مربع دارد. ثانیاً محدودیت داده‌های مناسب و قابل اطمینان برای اجرای مدل‌های عددی موجود در این منطقه گسترده است و بنابراین لازم است برخی ویژگی‌ها براساس مشاهدات برآورد شود و مدلی انتخاب شود که بتوان در شرایط موجود از آن استفاده کرد. روشن است که مدل‌های عددی موجود قابلیت استفاده در مقیاس‌های بزرگ را ندارند.^[۶]

مجموعه عوامل فوق مؤید لزوم تعمیم مدلی است که علاوه بر سادگی، قابلیت استفاده در این مقیاس را داشته باشد. به‌کارگیری محیط سیستم اطلاعات جغرافیایی برای این منظور امکان کاربرد مدلی را در مقیاس‌های بزرگ عملی می‌سازد. در این تحقیق ابتدا با استفاده از روش تعادل جرم که ابزاری ایده‌آل برای بررسی کمی نیترات در مقیاس بزرگ است^[۶]، مقادیر ورودی و خروجی نیتروژن آنالیز می‌شود و با تعیین اختلاف مقادیر ورودی و خروجی تغییرات (کاهش) نیتروژن در محیط غیراشباع

جدول ۲. مشخصات کاربری مناطق تهران (مساحت برحسب کیلومتر مربع). [۱۵]

منطقه	سطح کل	جمعیت (نفر)	پوشش ساختمانی	فضای سبز	ورزشی روباز	تفریحی
۱	۷۷,۵	۲۴۹۶۷۶	۲۵,۶	۸,۵۲۶	۰,۰۲	۰,۰۱
۲	۵۰,۲	۴۵۸۰۸۹	۲۶	۰,۹۴۷	۰,۰۲	-
۳	۳۲	۲۵۹۰۱۹	۱۹,۷	۱,۴۱۶	۱,۳۴	۰,۰۵
۴	۵۶,۸	۶۶۳۱۶۶	۲۲,۱	۱۳,۶۱۳	۰,۰۵	-
۵	۵۱,۹	۴۲۷۹۴۵	۳۲,۹	۱۴,۸۶	۴,۲۳	۰,۶۸
۶	۱۹,۹	۲۲۰۳۳۱	۱۴,۲	۰,۴۲	۰,۰۳	۰,۰۱
۷	۱۴,۸	۳۰۰۲۱۲	۱۱,۲	۰,۰۲	۰,۱۲	۰,۰۰۵
۸	۱۲,۴	۳۳۶۴۷۴	۱۱,۲	۰,۱۳	-	-
۹	۱۸,۸	۱۷۳۴۸۲	۱۲,۲	۰,۰۶۵	۰,۰۳	-
۱۰	۷,۲	۲۸۲۳۰۸	۴,۹	۰,۰۳	-	-
۱۱	۱۱,۱	۲۲۵۸۴۰	۹	۰,۰۴	۰,۰۳	۰,۰۳
۱۲	۱۵,۱	۱۸۹۶۲۵	۱۳,۲	۰,۲۵	۰,۰۳	۰,۰۲
۱۳	۱۴,۵	۲۴۵۱۴۲	۷,۲	۰,۰۹	-	-
۱۴	۲۰,۷	۳۹۴۶۱۱	۱۴,۱	۰,۵۶	-	-
۱۵	۴۱,۴	۶۲۲۵۱۷	۲۵,۸	۰,۹۵	۰,۰۵	-
۱۶	۱۸,۲	۳۹۸۴۱۰	۱۰,۱	۰,۹۹	۰,۲	-
۱۷	۷,۰	۲۸۷۳۶۷	۶,۴	۱,۰۹	-	-
۱۸	۸,۹	۲۹۶۲۴۳	۷,۳	۰,۱۶	۰,۴۱	-
۱۹	۳,۶	۲۲۷۳۸۹	۳,۲	۰,۲۶۵	-	-
۲۰	۳۳,۴	۳۵۶۶۰۹	۱۳,۷	۰,۲۱	-	-
۲۱	۵۲	۱۸۸۸۹۰	۷,۷	نامعلوم	نامعلوم	نامعلوم
۲۲	۶۱,۵	۵۶۰۲۰	۴,۱	نامعلوم	نامعلوم	نامعلوم
مجموع	۶۲۸,۹					

فاضلاب، حدود ۴ درصد بر اثر فعالیت‌های کشاورزی، و بقیه‌ی آن توسط بارش وارد محیط غیراشباع می‌شود. در مطالعات آسیب‌پذیری منطقه، همبستگی معنی‌دار نرخ فاضلاب با غلظت نیترات درون آب زیرزمینی به تأیید رسیده است. [۹۸]

مدل‌سازی انتقال نیتروژن

انتقال نیتروژن و تغییر و تحولات آن با استفاده از مدل پارامتر متمرکز صورت گرفته است، که صرف نظر از جریان پخش شده^۴ معادله‌ی ساده شده‌ی بقای جرم برای تخمین غلظت متوسط آلاینده نشت کرده در محدوده‌ی خاک چنین است (شکل ۱): [۴]

$$\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} = -\frac{\partial(qc)}{\partial z} \pm (Sink/Source) \quad (2)$$

θ : مقدار رطوبت موجود در خاک cm^3/cm^3

q : جریان آب عبوری از ستون خاک cm/day

c : غلظت محلول عبوری mg/m^3

z : عمق در زیر سطح cm

محیط خاک وارد می‌شود، در نظر گرفته شده است. البته مقداری که مستقیماً نفوذ می‌کند، ناچیز است. برای محاسبه‌ی نیتروژن موجود در بارش از رابطه‌ی ۱ استفاده شده است. [۸ و ۱۳]

$$D = 10^{-6} CP \quad (1)$$

که در آن D مقدار ته‌نشینی مرطوب آلاینده بر حسب کیلوگرم در مترمربع، C غلظت آلاینده در هوا بر حسب میلی‌گرم بر لیتر و P بارش برحسب میلی‌متر است. براساس رابطه‌ی فوق و با داشتن غلظت ترکیبات مختلف نیتروژن در هوا که در جدول ۱ در هفت ایستگاه در سطح شهر نشان داده شده است، مقدار ورودی نیتروژن در اثر بارش در هر منطقه محاسبه شده است.

با وارد ساختن اطلاعات ایستگاه‌های هواشناسی موجود به محیط سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی (GIS) و درون‌یابی ایستگاه‌ها، غلظت نیتروژن کل هوا در پهنه‌ی تهران محاسبه شده است. [۱۴] با توجه به محاسبه‌ی انجام شده، سالانه به‌طور متوسط $۱۶/۳۶$ میلی‌گرم بر مترمربع ته‌نشینی نیتروژن در اثر بارش تخمین زده می‌شود. به این ترتیب مقدار تقریبی نیتروژن ورودی به محیط غیراشباع از طریق بام منازل حدود $۹/۸$ تن است. این درحالی است که کل نیتروژن ته‌نشین شده‌ی مرطوب به‌طور متوسط $۲۴/۹۵$ میلی‌گرم بر مترمربع و مقدار کل تقریبی آن برابر ۱۵ تن در سال است. [۱۳ و ۸]

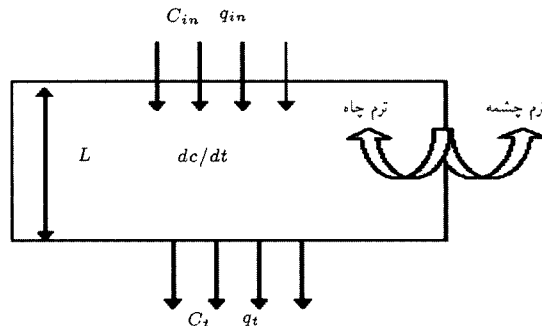
ج) فضای سبز و پارک‌ها: با استفاده از آمار مربوط به فضای سبز و پارک‌ها در هر منطقه و فرض مقدار مصرف نیتروژن در حدود $۲۰۰۰۰ kg/km^2/yr$ مقدار نیتروژن ورودی بر اثر این فعالیت در هر منطقه بررسی شده است. [۱۱] مقدار نیتروژن ورودی به محیط خاک در اثر این فعالیت در مناطق بیستگانه تهران بیش از ۸۹۰ تن در سال خواهد بود. البته انتظار می‌رود با احتساب فضای سبز منطقه‌های ۲۱ و ۲۲ این مقدار به بیش از هزار تن در سال برسد. جدول ۲ علاوه بر سطوح تقریبی پوشیده با بام منازل، نشانگر سطوح پارک‌ها و فضاهای ورزشی - تفریحی در هر منطقه است. [۱۵]

چنان که ملاحظه می‌شود، بیش از ۹۵ درصد نیتروژن توسط

جدول ۱. غلظت ترکیبات نیتروژن در ایستگاه‌های مختلف (ppm). [۱۶]

ایستگاه	X(UTM)	Y(UTM)	NOx	NO2	NO
تجریش	۵۳۸۸۵۳	۳۹۶۱۸۵۱	۰,۰۹۶	۰,۰۴۹	۰,۰۴۷
ویلا	۵۳۷۶۸۷	۳۹۵۲۶۰۳	۰,۲۹۳	۰,۰۸۱	۰,۲۱۲
سرخه حصار	۵۵۰۶۴۳	۳۹۵۴۱۴۷	۰,۰۲۲	۰,۰۱۶	۰,۰۰۶
پردیسان	۵۳۲۵۵۶	۳۹۵۴۰۶۲	۰,۱۳۵	۰,۰۷۳	۰,۰۸۰
آزادی	۵۳۰۱۵۶	۳۹۵۰۷۲۶	۰,۱۹۱	۰,۰۴۱	۰,۱۵۰
قاهک	۵۴۰۶۶۸	۳۹۶۰۰۱۱	۰,۲۴۷	۰,۰۸۶	۰,۱۵۷
بهن	۵۳۶۸۱۳	۳۹۴۵۲۰۶	۰,۲۸۹	۰,۱۷۱	۰,۱۲۲

مشکل زا باشد. زیرا این دو پارامتر به یکدیگر وابسته اند، ولی با فرضی که در مورد ثابت بودن مقدار فلاکس منشأ آلودگی (فاضلاب) در طی زمان شد، این تقریب در محاسبات خطای محاسباتی بزرگی را به وجود نمی آورد. اصل تعادل جرم نشان می دهد که تغییر متوسط درصد رطوبت برابر است با جریان ورودی منهای جریان خروجی در حدفاصل مفروض.



شکل ۱. شکل شماتیک تعادل جرم مورد نظر در مدل پارامتر متمرکز.

$$L \frac{\partial E[\theta]}{\partial t} = q|_{z=0} - q|_{z=L} = P + I - R - q_t - ET \quad (9)$$

که در آن P, I, R و ET به ترتیب معرف بارش، ورودی آب و غیره (بسته به کاربری)، رواناب، تبخیر و تعرق هستند.

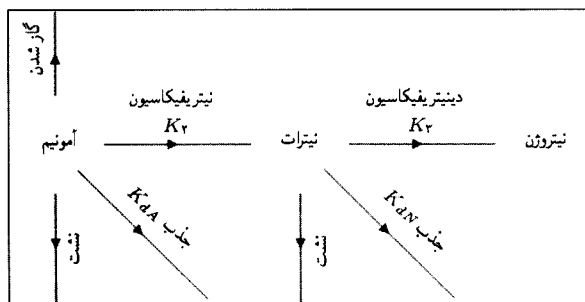
با وارد کردن معادله ۸ و ۷ در معادله ۶، معادله ی بقای محلول را می توان چنین نوشت:

$$(LE[\theta]) \frac{dE[c]}{dt} + (P + I - R - ET) E[c] + (c_t - E[c]) q_t = c_{in} q_{in} \pm \phi \quad (10)$$

که در آن $E[\theta] = \bar{\theta}$ متوسط مقدار θ است که به دلیل دائمی بودن منبع ورودی، می توان آن را تقریباً ثابت فرض کرد. چنان که در شکل ۲ ملاحظه می شود، از آنجا که در مخازن فاضلاب، اوره سریعاً آبکافت (هیدرولیز) شده و به آمونیم تبدیل می شود، فرایندهای مورد نظر شامل تبدیل آمونیم به نیترات (نیترات سازی) با ضریب k_2 ، نیترات به نیتروژن با ضریب k_3 (نیترات زدایی) و جذب آنها در خاک و گازی شدن آمونیم به شکل آمونیاک است. به طور کل معادلات حاکم بر تغییرات چنین خواهد بود:

$$q_o = P + I - R - ET \quad (11)$$

$$(L\bar{\theta}) \frac{dA}{dt} + q_o A = q_{in} A_{in} - L(\rho_b K_d A + \varepsilon K_H) \frac{dA}{dt} - k_2 (L\bar{\theta} A) \quad (12)$$



شکل ۲. نمایش شماتیک تبدیلات نیتروژن و دیگر فرایندهای سیکل نیتروژن.

با انتگرال گیری در حد فاصل بین کف مخزن تا سطح آب زیرزمینی L برحسب سانتی متر می توان نوشت:

$$\int_0^L \frac{\partial(\theta c)}{\partial t} dz = - \int_0^L \frac{\partial(qc)}{\partial z} \pm \phi \quad (3)$$

که در آن ϕ عبارت مربوط به چشمه یا چاه است. باید توجه داشت که ضخامت L مستقل از زمان فرض شده است که در شرایط این مطالعه قابل اغماض است. به منظور قابلیت انجام محاسبات از مقدار متوسط استفاده شده است. اگر مقادیر متوسط θ, c و θc در زمان مشخص به شکل زیر تعریف شوند می توان نوشت:

$$E[\theta] = \frac{1}{L} \int_0^L \theta(z, t) dz \quad (4)$$

$$E[c] = \frac{1}{L} \int_0^L c(z, t) dz \quad (5)$$

$$E[\theta c] = \frac{1}{L} \int_0^L \theta(z, t) c(z, t) dz \quad (6)$$

که رابطه ی کل را می توان به شکل زیر نوشت:

$$LE \left[\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} \right] = c_{in} q_{in} - c_t q_t \pm \phi \quad (7)$$

c_t : غلظت محلول در تراز پایین عمق (خروجی) mg/m^3

c_{in} : غلظت محلول در تراز بالای عمق (ورودی) mg/m^3

q_{in} : فلاکس ورودی در تراز بالای عمق در واحد سطح cm/day

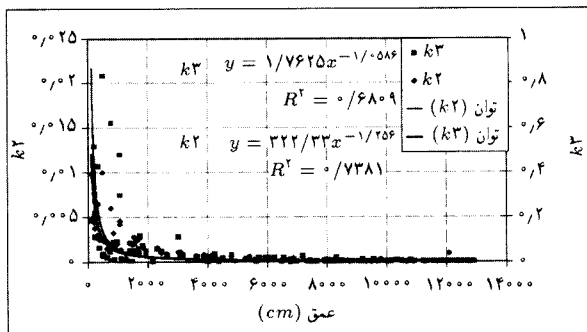
q_t : فلاکس خروجی در تراز پایین عمق در واحد سطح cm/day

ϕ : عبارت چشمه / چاه در حد فاصل دو تراز عمق

طرف چپ معادله ی ۷ را می توان به شکل زیر نوشت:

$$LE \left[\frac{\partial(\theta c)}{\partial t} \right] = LE[\theta] \frac{\partial E[c]}{\partial t} + LE[c] \frac{\partial E[\theta]}{\partial t} \quad (8)$$

در معادله ی فوق c و $\frac{\partial \theta}{\partial t}$ مستقل فرض می شوند، و بنابراین θ و $\frac{\partial c}{\partial t}$ نیز به همین ترتیب، مستقل اند. بدین ترتیب، $E[v_1, v_2]$ برای دو متغیر v_1 و v_2 تقریباً برابر است با $E[v_1] E[v_2]$. این امر می تواند



شکل ۳. تغییر ضرایب k_2 و k_3 با توجه به عمق در مدل پارامتر متمرکز.

محیط شنی در نظر گرفته‌اند. [۱۸] با توجه به تخلیه‌ی فاضلاب در تهران برای مدت زمان بسیار طولانی، رطوبت خاک بالا بوده و برابر ۰/۴۵ در نظر گرفته شده است. محتوای هوا ε برابر ۰/۱۵، ضریب هانری برابر ۲ (بی‌بعد)، ضرایب توزیع آمونیم و نیترات برابر ۳/۵ و ۰/۰۱ در نظر گرفته شدند. ولی در این مدل ضرایب k_2 و k_3 از اهمیت بالایی برخوردارند. [۸] باید توجه داشت که ماهیت مدل، روش پارامتر متمرکز است و غلظت در عمق به‌طور متوسط فرض می‌شود؛ لذا در عمق‌های زیاد تأثیر و حساسیت این پارامترها بسیار بالا خواهد بود. به‌منظور تعیین این ضرایب در چند نقطه از تهران، این مدل در عمق‌های مختلف اجرا شد و ضرایب به‌گونه‌ی تغییر داده شد که خروجی مدل برابر با اندازه‌گیری درون آب زیرزمینی باشد. چنان که در شکل ۳ ملاحظه می‌شود، روند این تغییرات بسیار بامعنی است. پس از برازش نقاط و تعیین معادله‌ی حاکم از آن رابطه در اجرای سایر نقاط استفاده شد. لازم به ذکر است که این ضرایب به شرایط حاکم در خاک کاملاً مرتبط‌اند، ولی از آنجا که در مورد آنها اطلاعاتی در دسترس نبود، به‌ناچار به روابط عمق و ضرایب اکتفا شده است. [۸]

در اجرای مدل، ملاک، ثابت شدن غلظت خروجی یا به‌عبارتی حالت پایدار مدل بوده است. بدین ترتیب تأثیر شرایط اولیه از بین می‌رود. برای رسیدن به شرایط پایدار در اجرای مدل، مدت زمان بسیار زیادی لازم بود. به‌عنوان مثال، در عمق حدود ۷۰ متر، شرایط پایدار عموماً پس از ۱۵۰ تا ۱۷۰ سال مشاهده شد که البته در عمق‌های کم‌تر این روند سریع‌تر پایدار می‌شود.

نتایج مدل

با استفاده از نتایج مدل، روند تغییرات غلظت ترکیبات مختلف مطابق شکل ۴ است. بر اساس نتایج مدل، روند جذب نیتروژن دائمی است، ولی با گذشتن از عمق حدود ۲۰ متر این تغییرات بسیار کم می‌شود. از طرفی حداکثر مقدار نیترات‌سازی در عمق ۲ تا ۳ متر رخ می‌دهد که با مقادیری که در مطالعات مختلف به دست آمده کاملاً تطابق دارد.

$$(L\bar{\theta}) \frac{dN}{dt} + q_0 N = q_{in} N_{in} + k_2 (L\bar{\theta}) A - (L\rho_b K_{dN}) \frac{dN}{dt} - k_3 (L\bar{\theta} N) \quad (13)$$

با احتساب نرخ کاهیدگی آمونیم و نیترات برابر λ_2 و λ_3 می‌توان نوشت:

$$\lambda_2 = \frac{1}{R_{FA}} \left(k_2 + \frac{q_{in}}{L\bar{\theta}} \right) \quad (14)$$

$$\lambda_3 = \frac{1}{R_{FN}} \left(k_3 + \frac{q_{in}}{L\bar{\theta}} \right) \quad (15)$$

که با حل معادلات فوق، با فرض دائمی بودن منبع ورودی شکل نهایی معادلات چنین خواهد بود:

$$A = \frac{q_{in} A_{in}}{LR_{FA}\bar{\theta}\lambda_2} (1 - e^{-\lambda_2 t}) + A_0 e^{-\lambda_2 t} \quad (16)$$

که در آن R_{FA} ضریب تأخیر آمونیم است.

$$R_{FA} = 1 + \frac{\rho_b K_{dA}}{\bar{\theta}} + \frac{\varepsilon K_H}{\bar{\theta}} \quad (17)$$

A_0 مقدار اولیه‌ی آمونیم موجود در خاک برحسب mg/m^3 است. ضریب تأخیر نیترات R_{FN} نیز عبارت است از:

$$R_{FN} = 1 + \frac{\rho_b K_{dN}}{\bar{\theta}} \quad (18)$$

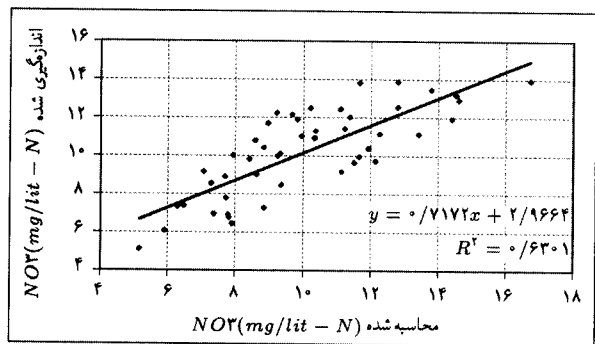
براساس رابطه‌ی فوق رابطه‌ی نهایی نیترات چنین است:

$$N = \frac{q_{in}}{L\bar{\theta}\lambda_2 R_{FN}} \left(N_{in} + \frac{k_2 A_{in}}{R_{FA}\lambda_2} \right) (1 - e^{-\lambda_2 t}) + \frac{k_3}{R_{FN}(\lambda_3 - \lambda_2)} \left(A_0 - \frac{q_{in} A_{in}}{LR_{FA}\bar{\theta}\lambda_2} \right) \times (e^{-\lambda_2 t} - e^{-\lambda_3 t}) + N_0 e^{-\lambda_3 t} \quad (19)$$

که در آن N_0 مقدار غلظت اولیه‌ی نیترات موجود در محیط است.

اجرای مدل

در آنالیز حساسیت و تعیین ضرایب مدل، همه پارامترها بررسی شده‌اند و براساس نتایج به دست آمده، میزان تأثیر ضرایب k_2 و K_H و ε در نتایج مدل چندان قابل توجه نبود. ولی مدل نسبت به ضرایبی همچون k_3 و θ از حساسیت بالایی برخوردار بود. برای تعیین ضرایب به جز k_2 و K_H از مراجع استفاده شد. در مورد محتوای رطوبت خاک، در مراجع مقادیر مختلفی را ذکر کرده‌اند. [۵ و ۱۷] Sudicky برای آبخوان ماسه‌یی در شرایطی که محیط تحت تأثیر چاه‌های سپتیک باشد، مقدار ۰/۴ را در نظر گرفته است. همچنین برخی مراجع مقدار ۰/۴۴ را برای



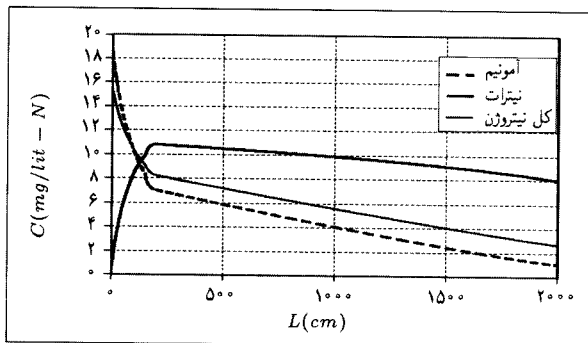
شکل ۷. مقایسه‌ی نتایج مدل و مقادیر اندازه‌گیری نیترات.

همانگونه که ملاحظه می‌شود، غلظت‌های پیش‌بینی شده از تطابق نسبتاً قابل قبولی با واقعیت برخوردارند. به خصوص نقاط حداکثر غلظت هم‌پوشانی مناسبی با هم دارند. البته برخی نقاط از هم‌پوشانی مناسبی برخوردار نیستند که ممکن است به دلیل تفاوت بافت خاک و عدم وجود اطلاعات ژئوتکنیکی مناسب باشد. به منظور مقایسه‌ی عددی نتایج مدل با مقادیر اندازه‌گیری شده، ۵۰ نقطه‌ی مختلف به‌طور همگن از دو شکل ۵ و ۶ انتخاب، و با یکدیگر مقایسه شده‌اند. مطابق شکل ۷ نتایج مدل با مقادیر اندازه‌گیری حدود ۶۳ درصد همبستگی دارد که مقداری نسبتاً قابل قبول است.

روش تعادل جرم

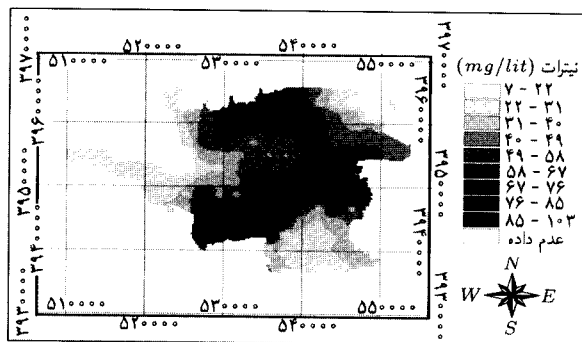
با استفاده از این روش و نیز با استفاده از محیط GIS، منابع مهم مولد نیتروژن در شهر تهران شناخته می‌شود. به دلیل عدم وجود امکان اندازه‌گیری ترکیبات نیتروژنی آب زیرزمینی توسط مؤلفین، از اندازه‌گیری‌هایی که در سه دوره‌ی اردیبهشت و آبان ۱۳۷۹ و اردیبهشت ۱۳۸۰ در حدود ۶۰ نقطه توسط سازمان آب منطقه‌ی تهران انجام گرفته، استفاده شده است [۱۹] و مقادیر نیتروژن خروجی از محیط غیراشباع محاسبه شده است. بدین ترتیب می‌توان درصد حذف یا جذب نیتروژن در محیط غیراشباع را محاسبه کرد. همانگونه که در ابتدای مقاله نشان داده شد، فاضلاب شهری با ۹۵٪ سهم، مهم‌ترین منبع آلودگی نیترات آب زیرزمینی است. لذا در روش تعادل جرم، با استفاده از حجم ورودی و غلظت نیتروژن در بارش و فاضلاب شهری، غلظت ورودی سیستم محاسبه شده است (شکل ۸).

با استفاده از مقادیر ورودی سیستم و غلظت ترکیبات نیتروژن درون آب زیرزمینی به‌عنوان خروجی آن و ارتفاع محیط غیراشباع به‌عنوان سیستم مورد نظر، روند تغییرات مورد بررسی قرار گرفته است. زمان لازم برای اعمال معادله‌ی تعادل جرم بستگی به ماهیت سیستم دارد. در مواردی که محل تحت اثر ورود دائمی منبع آلاینده در مدت زمان بسیار طولانی باشد، می‌توان زمان خاصی را برای اعمال روش در نظر نگرفت

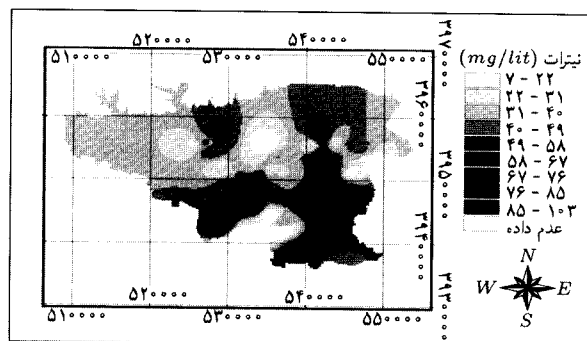


شکل ۴. روند تغییرات ترکیبات نیتروژن در عمق.

ولی پس از آن مقدار نیترات کاهش می‌یابد و به تدریج روند ثابت پیدا می‌کند. چنان که ملاحظه می‌شود، آمونیم سریعاً در خاک از بین می‌رود. اگرچه این نتایج با مقادیر مذکور در منابع تطابق بسیار مناسبی دارد، برای اطمینان بیشتر از روش تعادل جرم استفاده شد که در ادامه توضیح داده می‌شود. مدل مذکور در نقاط مختلف تهران در محیط GIS اجرا شد. برای بررسی نتایج مدل از آمار مربوط به اندازه‌گیری غلظت ترکیبات نیتروژن آب زیرزمینی که توسط آب منطقه‌ی استان تهران در حدود ۶۰ نقطه و در سه دوره به فواصل ۶ ماه انجام شده استفاده شده است [۱۹] که مقایسه‌ی نتایج مقادیر نیترات پیش‌بینی شده و اندازه‌گیری شده به ترتیب در شکل‌های ۵ و ۶ نشان داده شده است.



شکل ۵. غلظت نیترات برحسب میلی‌گرم بر لیتر نیتروژن با استفاده از مدل.



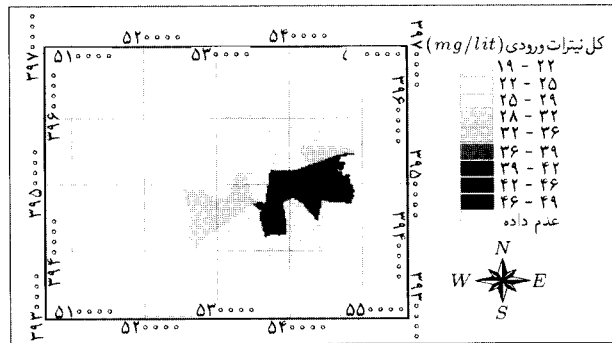
شکل ۶. اندازه‌گیری غلظت نیترات برحسب میلی‌گرم بر لیتر نیتروژن [۱۹].

روند از عمق ۱۰ تا ۳۰ متر کاهش می‌یابد تا اینکه پس از ۳۰ متر این تغییرات تقریباً ثابت می‌شود. البته باید توجه داشت این روند مربوط به کاهش مجموع ترکیبات نیتروژن است.

مدل‌سازی عددی انجام شده در همین منطقه، مؤید همین تغییرات است. براساس مدل‌سازی انجام شده آمونیم سریعاً تبدیل به نیترات یا گاز شده یا آنکه جذب خاک می‌شود که روند سریع تغییرات در چند متر نخست به همین دلیل است. [۱۳، ۸] از طرف دیگر، بیشترین تولید نیترات در عمق ۲ تا ۳ متر صورت می‌گیرد. سپس به دلیل قابلیت جذب کم نیترات و پایداری ترکیب آن از شدت جذب نیتروژن کاسته می‌شود. همچنین براساس مدل‌سازی عددی انجام شده بیشترین حذف نیتروژن مربوط به تبدیل نیترات به گاز نیتروژن بوده که نشان‌دهنده‌ی رطوبت بالای خاک و حالت غیرهوازی یا نیمه‌هوازی است. در نتیجه رطوبت نسبی ۰/۴۵ می‌تواند امری صحیح باشد. با توجه به عدم وجود نقش جزئی بارش و فعالیت‌های کشاورزی در آلودگی نیتراته آب زیرزمینی و به دلیل آنکه ترکیبات نیتروژنه اغلب در محیط غیراشباع در اثر نیترات‌سازی به نیترات تبدیل می‌شوند، شناخت نحوه‌ی تغییرات ترکیبات نیتروژن با دو روش مدل‌سازی تحلیلی و روش تعادل جرم، از تطابق مناسبی برخوردارند. در روش تعادل جرم به‌طور متوسط درصد حذف در سطح تهران برابر با ۴۵٪ است که این مقدار نیز با مقادیر مذکور در مراجع تطابق مناسبی نشان می‌دهد.

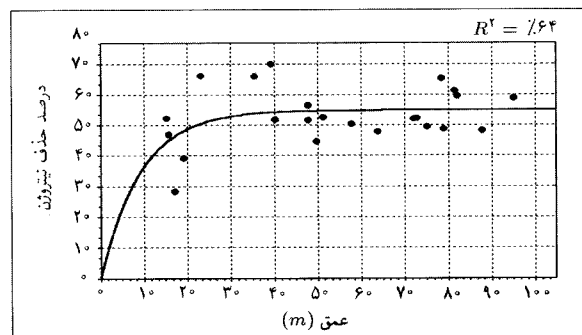
نتیجه‌گیری

شهر تهران که بالغ بر ۶۰۰ کیلومتر مربع وسعت و ۶/۸ میلیون نفر جمعیت دارد، دارای محدودیت منابع آب در دسترس می‌باشد. به دلیل اهمیت زیاد آب زیرزمینی و آلودگی این منابع در اثر فعالیت‌های بشر (به‌خصوص چاه‌های فاضلاب) لازم است که آلودگی‌های ناشی از آن مورد مطالعه قرار گیرد. از مهم‌ترین آلودگی‌های مطرح در فعالیت‌های بشری، نیترات‌سازی است که در این نوشتار به بررسی رفتار و تغییر و تحولات آن در محیط غیراشباع پرداخته شده است. ولی به دلیل عدم وجود اطلاعات کافی، استفاده از روش‌های عددی متداول برای مدل‌سازی این پدیده امکان‌پذیر نیست و در نتیجه مدل‌های ساده‌تر ولی قابل اطمینان برای این منظور مورد استفاده قرار گرفته است. بدین منظور با به کارگیری همزمان مدل‌سازی به روش پارامتر متمرکز و تعادل جرم، این پدیده بررسی شده است. در شهر تهران سالانه بالغ بر ۱۹۰۰۰ تن نیتروژن وارد محیط غیراشباع می‌شود که بیش از ۹۵٪ این مقدار مربوط به چاه‌های فاضلاب است. عواملی نظیر فضاهای سبز و پارک‌ها و نیز بارش باعث تشدید این آلودگی می‌شوند که به دلیل اهمیت کم‌تر آنها، در این تحقیق مورد بررسی قرار نمی‌گیرند.



شکل ۸. غلظت ورودی نیتروژن به سیستم در روش تعادل جرم.

و تنها به مقایسه‌ی مقادیر ورودی و خروجی نیتروژن پرداخت. [۱۰] در شهر تهران، به دلیل آنکه آلودگی آب زیرزمینی در طی سالیان دراز رخ داده است و همچنین مدت زمان حرکت آلودگی بسیار بالاست، در نظر گرفتن بازه‌ی زمانی لازم نیست. از طرف دیگر، اندازه‌گیری‌های غلظت‌های ترکیبات مختلف نیتروژن در آب زیرزمینی در طی سه نوبت و به فواصل شش ماه، مؤید همین امر است که رژیم آلودگی آب زیرزمینی به حالت پایدار رسیده است. آنالیز مذکور در هر نقطه از تهران انجام شده و براساس مقدار متوسط نیتروژن ورودی و خروجی منطقه‌ی غیراشباع در هر منطقه شهری تهران و مقدار متوسط عمق برخورد به آب زیرزمینی، درصد حذف نیتروژن در مقایسه با عمق برخورد به آب زیرزمینی محاسبه شده است؛ در شکل ۹ روند این تغییرات برای مقادیر متوسط هر ناحیه‌ی مطالعاتی ارائه شده است. این شکل براساس نتایج حاصل از روش تعادل جرم در مناطق بیست‌ودوگانه‌ی شهر تهران و برای مقدار متوسط کاهش نیتروژن در محیط غیراشباع برای ناحیه مورد مطالعه در مقایسه با عمق برخورد به آب زیرزمینی در همان ناحیه تهیه شده است. چنان که ملاحظه می‌شود، رفته‌رفته با افزایش عمق، درصد حذف نیز افزایش می‌یابد که حاکی از ارتباط مستقیم عمق برخورد و حذف نیتروژن است. از طرفی روند این تغییرات افزایش یافته نیست و تا عمق ۱۰ متر درصد حذف به سرعت افزایش می‌یابد و شدت این



شکل ۹. روند درصد حذف نیتروژن در مقایسه با عمق برای ۲۲ ناحیه‌ی مطالعاتی.

تبادل جرم نیز تأیید شده است. در روش تعادل جرم که براساس متوسط منطقه‌یی اجرا شده، مقدار حذف نیتروژن به طور متوسط حدود ۵۵٪ است. همچنین در تعیین ضرایب مدل، تأثیرگذارترین پارامتر، ضریب تبدیل نیترات به گاز نیتروژن است که براساس نتایج، تغییرات این ضریب نیز تا عمق حدود ۳۰ متر روندی سریع دارد و پس از آن ثابت می‌شود. با مقایسه‌ی این نمودار با روند تغییرات حذف به روش تعادل جرم و مدل تحلیلی، تبدیل نیترات به گاز نیتروژن تأثیرگذارترین پدیده در این تغییرات است که نشان‌دهنده‌ی نیمه‌اشباع بودن نسبی محیط خاک است. در نهایت لازم به ذکر است که شهر تهران تحت تأثیر مستقیم فاضلاب شهری بوده و تا زمان رفع این مشکل، آلودگی نیترات آب زیرزمینی مشاهده خواهد شد. در بخش جنوبی و شرقی تهران که سطح آب بالاتر است، نرخ آلودگی نیز بالاتر است ولی اگر سطح آب خیلی بالا باشد (تقریباً کم‌تر از ۲ متر) این روند معکوس است زیرا به آمونیم امکان تبدیل شدن به نیترات داده نشده است.

در مدل‌سازی تحلیلی به روش پارامتر متمرکز از حل تحلیلی و برخی ساده‌سازی‌ها استفاده شده که قابلیت استفاده از آن را در شرایطی که در مورد منطقه اطلاعات کافی وجود ندارد، افزایش می‌دهد. از آنجا که در این مدل غلظت ماده در عمق ثابت فرض می‌شود، استفاده از ضرایب تبدیل آمونیم و نیترات به فرم واقعی آنها امکان‌پذیر نبوده و باید با توجه به عمق، ضرایب تبدیل کالیبره می‌شود. بدین منظور پس از تعیین این ضرایب در چند نقطه‌ی تهران، به‌گونه‌یی که غلظت خروجی برابر با غلظت اندازه‌گیری سطح آب زیرزمینی باشد، مدل برای سایر نقاط تهران اجرا شد که همخوانی نسبتاً مناسبی با مقادیر اندازه‌گیری نشان می‌دهد. همچنین براساس نتایج مدل، تا عمق ۲ تا ۳ متر حداکثر تولید نیترات صورت می‌گیرد - اگرچه در طی عمق شاهد کاهش سریع مقدار آمونیم هستیم. از طرف دیگر، روند کاهش نیتروژن در عمق سریع است ولی به تدریج کاهش می‌یابد. در عمق‌های ۲۰ تا ۳۰ متر این روند کاهش نیتروژن تقریباً ثابت می‌شود. این نتایج براساس روش

پانوشت

1. geographic information system
2. Methaemoglobinaemia
3. lump parameter
4. dispersive flux

منابع

۱. ستاری، محمود. «شهر تشنه شهر سالمی نیست»، دومین کنفرانس بین‌المللی آب و فاضلاب کشورهای آسیایی، تهران (۱۳۸۰).
2. Tesoriero. A.J., Voss. F.D. "Predicting of elevated nitrate concentration in the puget sound basin: implication for susceptibility and vulnerability", *Ground water*, **35** (6), (Nov-Dec. 1997).
3. Antonopoulos. V.Z, Wyseure. G.C.L. "Modeling of water and nitrogen dynamics on an undistributed soil and restored soil after open -cast mining", *Agricultural Water Management*, **37**, pp.21-40 (1998).
4. Kaluarachchi. J., Parker. J.C., "Finite element model of nitrogen species transformation and transport in the unsaturated zone", *J. of Hydrology*, **109**, pp. 249-274 (1998).
5. MacQuarrie Kerry. T.B., Sudicky. E.A., Robertson. W. D., "Multicomponent simulation of waste water derived nitrogen in shallow unconfined aquifers, I. model formulation and performance", 2001, *J. of Contaminant Hydrology*, **7**, pp. 53-84 (2001).
6. DeSimone. L.A., Howes. B.L., "Nitrate transport

and transformation in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: a mass balance method", *Water Resource Research*, **34** (2), pp. 271-285 (1998).

7. Nolan. B.T., "Relating nitrogen sources and aquifer susceptibility to nitrate in shallow ground water of the United States", *Groundwater*, **39** (2), pp.83-95 (2001).
۸. جوکارنیاسر، وحید. «بررسی و تخمین میزان انتقال نیترات از چاه‌های جاذب به سطح آب زیرزمینی در تهران»، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، مهندسی محیط زیست، دانشگاه صنعتی شریف (۱۳۸۱).
۹. جوکارنیاسر، وحید و عطایی‌آشتیانی، بهزاد. «بررسی آسیب‌پذیری آب زیرزمینی تهران در اثر نیترات چاه‌های جاذب با استفاده از GIS»، سومین همایش بین‌المللی مهندسی ژئوتکنیک و مکانیک خاک ایران، جلد سوم، ص ۳۲۴-۳۳۰ (۱۳۸۱).
10. Ling. G., El-Kadi. A.I., "A lumped parameter model for nitrogen transformation in the unsaturated zone", *Water Resource Research*, **34** (2), pp. 203-212 (1998).
11. Lerner. D.N., Guidelines for estimating urban loads of nitrogen to groundwater, Project NT 1845, Groundwater protection & restoration group, University of Sheffield, (May 2000).
12. www.ISRI.com
13. Puckett. L.J., Cowdery T.K., Lorenz D.L., Stoner J.D., "Estimation of nitrate contamination of an agro-ecosystem outwash aquifer using

- nitrogen mass-balance budget”, *Journal of environmental quality*, **28**, pp. 2015-2025 (1999).
۱۴. اطلاعات دریافتی از ایستگاه‌های اداره کنترل کیفیت هوای تهران، تهران، (۱۳۷۹).
۱۵. طرح جامع ساماندهی تهران، وزارت مسکن و شهرسازی (۱۳۷۰).
۱۶. جوکارنیاسر، وحید و عطایی آشتیانی، بهزاد. «بررسی آلودگی نیتروژن محیط غیراشباع در تهران: روش تعادل جرم»، مجموعه مقالات ششمین کنفرانس بین‌المللی عمران، جلد چهارم، ص ۶۳-۷۰ (۱۳۸۲).
17. Wilhelm. S.R., Schiff. S.L and Cherry. J.A., “Biogeochemical of domestic waste water in septic system: 1. conceptual model”, *Ground Water*, **32** (6), pp. 905-915 (1994).
18. Reynolds. Ch.M., Iskandar. I.K., “A modeling-based evaluation of the effect of wastewater application practices on groundwater quality”, US Army Corps of Engineers, CRREL Report 95-2.
۱۹. اندازه‌گیری نترات توسط اداره کل آب منطقه‌هایی استان تهران (۱۳۷۹-۸۰).

ABSTRACTS OF PAPERS IN ENGLISH

■

MODELING OF NITRATE CONTAMINATION IN UNSATURATED ZONE OF TEHRAN AQUIFER: COMBINATION OF LUMP PARAMETER AND MASS BALANCE METHODS

V. Joekar-Niasar
B. Ataie-Ashtiani
Dept. of Civil Engineering
Sharif University of Technology

Abstract

Regarding urban and industrial development, greater Tehran, with a population of more than 6.8 million, suffers continuously from lack of water. In addition, because of the geographical characteristics of Tehran, which is located in an arid and semi-arid region, the critical role of groundwater resources in supplying drinking water has doubled. Groundwater has a major and outstanding role in responding to the drinking water demand of Tehran's inhabi-

tants a 45% share of which has been contaminated by human activities over a period of several years. In this paper, nitrate has been considered as the best criterion for showing groundwater contamination, especially due to anthropogenic activities. In order to study nitrate contamination in groundwater in Tehran, there are several problems such as lack of data, and the large area of the case study, as well as the complexity of nitrate activity. Hence, some methods, such as complicated numerical models, which need detailed data, were useless. All of the methods were developed in the GIS base using ArcGIS software. This study focuses on contaminant sources, unsaturated zone nitrogen activity and the amount of nitrate discharged into groundwater. At first, contaminant sources were studied and major sources were determined. As a result, it was found that wastewater (95%), parks and agriculture activities (4%) and contamination due to air pollution (1%) were the major sources of nitrogen discharge in groundwater.

Furthermore, a simulation of the nitrogen compounds, activity was done, in order to assess the discharged amounts of nitrogen and nitrate activity in the unsaturated zone, as well as the in-depth removal of nitrogen compounds. Modeling of nitrate activity in the unsaturated zone was done

by a lump parameter method in a one-dimensional model as well as by a mass balance method. Utilizing these two methods lead to an understanding of nitrate and nitrogen compound activities in the unsaturated zone. According to the results, nitrate will be produced in depths of between 2 and 3 meters. Although the ammonia amount decreases very fast, in the first meters the rate of ammonia removal decreases gradually. In depths of between 20 and 30 meters, the rate of removal is almost fixed and very low. Based on the results of the mass balance method, 55% of nitrogen compounds are averagely removed in the unsaturated zone. These methods had good correlations in the results, which shows their versatility in the study of cases such as Tehran, in which there are not enough and reliable data.

APPLICATION OF DAMAGE INDEXES IN NONLINEAR ANALYSIS OF STEEL FRAMES BY ENDURANCE TIME METHOD

H. Estekanchi
E. kiyanfar
A. Vafai
 Dept. of Civil Engineering
 Sharif University of Technology

Abstract

Development of sound methods for analysis, construction and retrofit of the structures located in high seismicity areas is one of the most effective methods for reduction of losses. In recent years, along with the developments in computational technology and considerable increase of experience and knowledge in the seismic behavior of structures, alternative methods for evaluation and design of earthquake resistant structures have been proposed. Endurance Time is one of these methods, in which seismic resistance of structures is evaluated considering their performance, while subjected to calibrated intensifying accelerograms. In this paper, damage indexes that can be used in evaluation of endurance time for steel frames, have been studied. Application of endurance time linear and nonlinear analysis of these structures is investigated. The concept of endurance time is explained. Sample intensifying acceleration functions and a few popu-

lar damage indexes are selected. Steel frames with 3, 7 and 15 stories are designed and linear and nonlinear static and dynamic analyses under predefined accelerograms are performed. Variations of damage indexes as a function of time are calculated. Endurance time, considering these damage indexes, is calculated and the results of nonlinear endurance time analysis of the steel frames using the OpenSeas program are explained and discussed.

THE EARTH PRESSURE AT REST UNDER CYCLIC SURCHARGES

S.M. Mir Mohammad Hosseini
A. Amini
 Dept. of Civil Engineering
 Amirkabir University of Technology

Abstract

Dynamic earth pressure, due to its complicated nature and the unknown problems associated with the values and point of application of the pressure developed behind the wall, needs to be further studied and investigated. In spite of large and extensive research carried out in this regard, a specific method or building code, by which dynamic earth pressure can be calculated accurately, have not been recommended. One of the most reliable ways to determine dynamic earth pressure may still be to develop a physical model, which, in some cases, is time and money consuming.

Although many investigations have been performed to study the behavior of retaining walls subjected to earthquake loadings and valuable results have been achieved in this regard, the exact pattern of the pressure acting behind the wall and the soil-wall interaction in this condition have not been clearly specified.

To study the behavior of retaining walls under cyclic surcharges, as a limited but the most common type of the dynamic loadings produced by the traffic loadings, due to easier nature, may play a fundamental and helpful role in this respect.

In this paper, a great effort has been made to model soil-wall interaction under cyclic loading surcharges by a special geotechnical software (PLAXIS) using the finite element method. Since, prior to this study, a physical model, capable of studying earth pressure behind the medium scale model retaining