

شبیه‌سازی اثرات بلندمدت استفاده از پساب بر سلامت بهره‌برداران با رویکرد پویایی سیستم (مطالعه موردی: دشت ورامین)

حمزه علی عزیزاده*^۱ - عبدالمجید لیاقت^۲ - تیمور سهرابی ملایوسف^۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۴/۰۹/۰۴

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۰۳/۱۷

چکیده

رشد فزاینده جمعیت و صنعت در کلانشهر تهران باعث شده آب سدهای لتیان و ماملو به شرب تهران اختصاص یابد. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان‌کشوری مقرر گردیده است با تخصیص آب سدهای لتیان و ماملو به شرب تهران، پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران به کشاورزی دشت ورامین اختصاص یابد. بدیهی است که انتقال حجم عظیم پساب جنوب تهران به دشت ورامین دارای اثرات اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی زیادی می‌باشد. هدف از این مطالعه مدل‌سازی اثرات بلندمدت استفاده از فاضلاب بر سلامت کشاورزان دشت ورامین با استفاده از روش پویایی سیستم می‌باشد. سناریوهای عرضه آب تصفیه‌خانه جنوب عبارت بود از سناریو یک: حفظ شرایط موجود، سناریو دو: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی به کشاورزی منطقه و ۴۰ میلیون مترمکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیرزراعی از سال ۱۳۹۵ به بعد، سناریو سه: سناریو دو منهای تغذیه مصنوعی و سناریو چهار: سناریو دو + تخصیص ۵۰ میلیون مترمکعب از سال ۱۴۱۰. نتایج نشان داد در صورت استفاده از فاضلاب خام تا سال ۱۴۲۰ غلظت عناصر مس و کادمیوم از حد مجاز عبور نموده و استفاده از فاضلاب اثرات بهداشتی زیانباری به همراه خواهد داشت. اما استفاده از پساب (فاضلاب تصفیه‌شده) تا حدود ۱۵۰ سال دیگر ایمن بوده و مشکلات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین به بار نخواهد آورد. نتایج شبیه‌سازی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی نشان داد در همه سناریوها تا سال ۱۴۲۰ غلظت نیترات از حد مجاز جهت شرب عبور خواهد کرد. اعمال سناریوی چهار منجر به ایجاد کمترین غلظت نیترات و سناریو سه منجر به بیشترین غلظت نیترات در منابع آب زیرزمینی می‌شود.

واژه‌های کلیدی: ساختار حالت - جریان، حلقه علی معلولی، تغذیه مصنوعی، متغیر کلیدی

مقدمه

مصر نیز جزء کشورهای پیشرو در استفاده از پساب می‌باشند (۲۶). در کشورهای در حال توسعه، به دلیل هزینه‌های بالای تصفیه، فاضلاب به صورت خام و یا تصفیه اولیه و عمدتاً برای آبیاری محصولات کشاورزی استفاده می‌شود. در کشورهای توسعه یافته، فاضلاب برای استفاده در کشاورزی، صنعت و برای مقاصد مسکونی غیر شرب و تا حد تصفیه ثانویه و پیشرفته تصفیه می‌شود. در کشورهای در حال توسعه فاضلاب درآمد، اشتغال و امنیت غذایی را برای مردم فراهم می‌کند. در کشورهای توسعه یافته پساب به عنوان مکمل منابع آب موجود و به عنوان یک روش برای کاهش دفع مواد مغذی به پیکره‌های آبی مورد استفاده قرار می‌گیرد (۱۹). مهمترین چالش پیش روی کشورهای در حال توسعه رشد سریع جمعیت، تولید حجم عظیم و فزاینده‌ای فاضلاب‌ها و محدودیت‌های اقتصادی تصفیه فاضلاب می‌باشد (۲۵). نتایج تحقیقات موید و همکاران (۲۰) در بنگلادش نشان داد کشاورزان و ساکنین منطقه در مورد استفاده از فاضلاب خام شهری برای آبیاری محصولات کشاورزی دارای دو دیدگاه کاملاً

با توجه به کمبود منابع آب در بسیاری از مناطق کشور و افزایش حجم فاضلاب‌های شهری به دلیل افزایش جمعیت، استفاده مجدد از آنها اجتناب ناپذیر می‌باشد. پساب یکی از مهمترین منابع آب و مواد غذایی (کودها) برای آبیاری بویژه در مناطق خشک و نیمه خشک می‌باشد. در سال‌های اخیر استفاده از فاضلاب‌ها در جهان گسترش چشمگیری داشته است به طوری که حدود ۱۰ درصد از کل آبیاری جهان با استفاده از فاضلاب‌ها انجام می‌شود (۱۴). در چین حدود ۴ میلیون هکتار اراضی با فاضلاب خام و ۱۳۰ هزار هکتار با فاضلاب تصفیه شده آبیاری می‌شوند. کشورهای مکزیک، فلسطین اشغالی و

۱- استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه ایلام

*- نویسنده مسئول: (Email: H.alizadeh@ilam.ac.ir)

۲ و ۳- استادان گروه آبیاری، دانشگاه تهران

است. این مطالعه بخشی از مدل جامع و پویای بهره‌برداری از پساب موسوم به VarSim می‌باشد (۲۹) که به بررسی اثرات بلندمدت استفاده از پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران بر سلامت بهره‌برداران و کشاورزان دشت ورامین می‌پردازد. VarSim مجموعه عوامل اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی موثر بر مدیریت پساب را در کنار هم و به شکل یک مجموعه یا سیستم مورد بررسی قرار داده و از این طریق پایداری اقتصادی و زیست‌محیطی سناریوهای مختلف را مورد آزمون قرار می‌دهد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

دشت ورامین با مساحت ۱۵۸۴ کیلومترمربع در جنوب شرقی تهران و بین طول‌های جغرافیایی ۵۱ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۵۵ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی بین ۳۵ درجه و ۱۰ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۴۶ دقیقه شمالی واقع شده است. در جدول ۱ وضعیت موجود الگوی کشت، ترکیب کشت، میزان تولید و عملکرد در واحد سطح انواع محصولات آبی زراعی و باغی دشت ارائه شده است. در این سال نیاز آبی ناخالص الگوی کشت وضع موجود حدود ۶۹۰ میلیون مترمکعب و مصارف واقعی آب کشاورزی حدود ۶۲۰ میلیون مترمکعب (۹۰ درصد تامین نیاز) بوده که ۳۵۰ میلیون مترمکعب آن از طریق آب زیرزمینی و ۲۷۰ میلیون مترمکعب آن از طریق آب‌های سطحی تامین شده است (۳۳).

جمع مصارف سالانه آب دشت ورامین حدود ۷۰۹/۳۵ میلیون متر مکعب است که ۳۵ درصد آن (۲۵۰/۴۷ میلیون متر مکعب) از جریانهای سطحی و چشمه‌های ارتفاعات تامین می‌شود و ۶۵ درصد بقیه (۴۵۸/۸۸ میلیون متر مکعب) از منابع آب زیرزمینی شامل چاه، قنات و چشمه‌های آبرفتی می‌باشد. ۸۷/۲ درصد منابع آب منطقه به مصرف کشاورزی، ۹/۸۵ درصد به مصرف شرب و ۲/۹۵ درصد به مصرف صنعت می‌رسد. در جدول ۲ مشخصات کمی و کیفی منابع آب مصرفی دشت و در جدول ۳ خلاصه‌ای از مشخصات دشت ورامین ارائه شده است.

سناریوهای مورد ارزیابی

منابع آب سطحی دشت ورامین شامل آب تصفیه‌خانه جنوب تهران، سدهای لتیان و ماملو از طریق شبکه ورامین، نهرهای جنوب تهران (فاضلاب خام نهرهای سرخه‌حصار، فیروزآباد و ...) و هرزآبهای رودخانه جاجرود در قسمت جنوبی دشت می‌باشد. با احداث سد لتیان و متعاقب آن سد ماملو از مجموع آب تنظیمی این دو سد حدود ۲۰۰ میلیون مترمکعب به کشاورزی دشت ورامین اختصاص داده شد (۵). لیکن رشد فزاینده جمعیت و صنعت در کلانشهر تهران باعث شده تا

مخالف می‌باشند. عده‌ای از کشاورزان استفاده از فاضلاب خام را به علت در دسترس بودن، هزینه پایین و افزایش حاصلخیزی خاک می‌پسندیدند. از طرف دیگر استفاده از فاضلاب به علت بوی بد، وجود حشرات، تاول دست و پا و آسیب دیدن پمپ‌ها به علت مواد جامد معلق از پذیرش اجتماعی برخوردار نبود. جانگ و همکاران (۱۵) طی تحقیقی ۵ ساله اثرات استفاده از فاضلاب شهری تصفیه شده بر عملکرد و اجزاء عملکرد برنج را مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که استفاده از پساب تصفیه شده و فاضلاب خام به طور معنی‌داری عملکرد برنج را نسبت به استفاده از آب زیرزمینی افزایش داده است. همچنین استفاده از فاضلاب تصفیه شده اثرات سوء محیطی نداشته لیکن استفاده بلند مدت آن نیازمند پایش مرتب می‌باشد. با توجه به مطالب بالا می‌توان بیان داشت که هر چند استفاده از پساب دارای اثرات مثبت فراوانی از جمله حفظ منابع آب شیرین، افزایش منابع آب قابل عرضه به شرب، کاهش مخاطرات زیست‌محیطی به واسطه رهاسازی پساب‌ها در پیکره‌های منابع (۱۶)، افزایش عملکرد محصولات زراعی (۶)، کاهش هزینه خرید کودهای شیمیایی (۸)، فراهم نمودن امکان دفع ارزان فاضلاب، تغذیه آبخوان‌ها، اصلاح اراضی شور و افزایش مواد آلی خاک (۱۵)، کاهش وابستگی به آب زیرزمینی (۲۰)، افزایش درآمد، اشتغال و به تبع آن رفاه و وضعیت آموزش جامعه می‌باشد. لیکن استفاده از فاضلاب در برخی موارد باعث آلودگی آب و خاک و گیاه (۳۰)، کاهش مقبولیت اجتماعی و بازاریابی محصولات و سرایت بیماری عفونی بین کارگران مزارع (۱۲) می‌شود. نظر به ابعاد مختلف فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی بهره‌برداری از پساب، موفقیت برنامه‌های بهره‌برداری از این منابع آب در گرو لحاظ همه ابعاد در کنار هم و به صورت یک سیستم به هم پیوسته می‌باشد. روش پویایی سیستم که بر پایه ساختار مدار کنترلی بنا شده است، امکان مطالعه ساختار و رفتار سیستم‌های پیچیده اقتصادی، اجتماعی، زیستی و فنی را فراهم می‌کند. در این روش سیستم‌های پیچیده واقعی توسط بازخوردهای متعدد، تأخیر زمانی، ذخیره‌سازی و از طریق معادلات دیفرانسیل مربوط به هم توصیف می‌شوند (۳۴). مطالعات زیادی در زمینه پویایی سیستم‌ها از جمله در زمینه مدیریت یکپارچه منابع آب (۱۳ و ۳۴)، مدیریت عرضه و تقاضای منابع آب (۲ و ۷)، تخصیص منابع آب (۱۷)، بهینه‌سازی تصفیه فاضلاب شهری (۲۱) و مدیریت کم‌آبی (۱۸) انجام شده است. همانطور که اشاره شد، در حوزه بهره‌برداری و مدیریت پساب مطالعات مختلفی انجام شده است. این تحقیقات گسترده‌ی وسیعی از مسائل منابع آب، کشاورزی، اقتصاد، محیط زیست، بهداشت و ... را در بر می‌گیرد. اما وقتی یک مدیر و یا برنامه‌ریز بخواهد تصمیمی جهت مدیریت بهره‌برداری از پساب بگیرد، هیچ یک از این تحقیقات به تنهایی نمی‌تواند نیاز وی را تأمین کند. علت این است که این تحقیقات در کنار هم و به شکل یک مجموعه و یا سیستم دیده نشده

عملاً تمامی آب سد لتیان به شرب تهران اختصاص یابد.

جدول ۱- وضعیت موجود کشاورزی و تولیدات کشاورزی دشت ورامین

Table 1- The current condition of agriculture and agricultural products of Varamin plain

عنوان	باغات	واحد	گندم	جو	پنبه	خربزه	خیار	گوجه	سبزی	یونجه	سورگوم	سایر	مجموع
Title	Gardens	Unit	Wheat	Barley	Cotton	Melons	Cucumber	Tomato	Vegetable	Alfalfa	Sorghum	Others	Sum
مساحت Area	874	Ha	16926	17274	1642	1771	1121	3866	3521	3556	2518	417	53486
درصد Percent	1.63	%	31.65	32.3	3.07	3.31	2.10	7.33	6.58	6.65	4.71	0.78	100
عملکرد Yield	-	ton/ha	4.95	4.0	4.9	13.5	17.0	35.0	28.0	10.5	48.0	4.5	-
تولید Production	8257	ton	83784	69096	8046	69096	19057	135310	98588	37338	120864	1876	651312

جدول ۲- کمیت و کیفیت آب مصرفی دشت ورامین

Table 2- The quantity and quality of water in Varamin plain

منبع مصرف	کمیت Quantity (MCM)	کیفیت quality (mg/lit)											
		روی Zn	کادمیوم Cd	نیکل Ni	کروم Cr	آهن Fe	سرب Pb	فسفر P	پتاس K	نیترات N	BOD ₅	COD	شوری TDS
تصفیه شده Treated waste	70-90	nd	0.001	0.05	0.01	0.30	0.32	6.2	-	25	9.48	21.66	381
نهرهای جنوب South streams	50-60	2.3	0.015	0.1	0.01	0.6	1.5	12.7	40	50	55	60	1222
آب زیرزمینی Groundwater	350-360	nd	nd	nd	0.006	nd	0.033	5.0	15.7	2.5	nd	nd	1100
سد ها Dam	100-150	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1.9	1.35	4.5	330

جدول ۳- برخی از مشخصات منطقه مورد مطالعه

Table 3 - Some of the characteristics of the study area

عنوان Title	واحد Unit	مقدار Value	عنوان Title	واحد Unit	مقدار Value
متوسط دما mean temperature	°C	17.4	جمعیت منطقه Population	نفر	822866
عمق آب زیرزمینی GW depth	M	3-150	متوسط بارندگی rainfall	mm	164.7
ضریب ذخیره آبخوان Storage coefficient	%	6	متوسط تبخیر Evaporation	mm	2554
آب زیرزمینی تجدیدپذیر renewable	M.C.M	381	کل اراضی کشاورزی Area	ha	53468
سهم کشاورزی از مصرف آب Ritio of agricultural water use	%	78.2	حجم استاتیک آبخوان aquifer volume	M.C.M	4000

تخصیص آب سد لتیان به شرب تهران، پساب تصفیه‌خانه جنوب شرق تهران به کشاورزی دشت ورامین اختصاص یابد. براساس اطلاعات دریافتی از آب و فاضلاب تهران، ظرفیت تصفیه‌خانه جنوب در زمان بهره‌برداری کامل در ۸ فاز طراحی شده ۱۰/۴ مترمکعب بر ثانیه و با احتساب قابلیت اضافه بار ۲۵ درصد تا ۱۳/۰ مترمکعب در ثانیه (معادل حدود ۲۸۰ میلیون مترمکعب) قابل ارتقاء می‌باشد. مهمترین سناریوهای عرضه آب تصفیه‌خانه جنوب عبارتند از: سناریو

کمبود منابع آب سطحی باعث فشار مضاعف به منابع آب زیرزمینی دشت شده است. به طوریکه از سال ۱۳۷۴ تاکنون سطح آب زیرزمینی دشت بطور متوسط سالانه حدود ۱/۸ متر افت نموده است. این امر منجر به کاهش ضخامت لایه آبدار و حجم استاتیک آبخوان به ترتیب از حدود ۸۰ متر و از ۵/۵ میلیارد مترمکعب در سال ۱۳۶۷ به ۴۵ متر و ۴/۵ میلیارد مترمکعب در سال ۱۳۹۱ شده است. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان کشوری مقرر گردیده است با

زیرزمینی، سلامت جامعه) می‌باشد (جزئیات بیشتر مدل مفهومی در منابع ۴ و ۲۹).

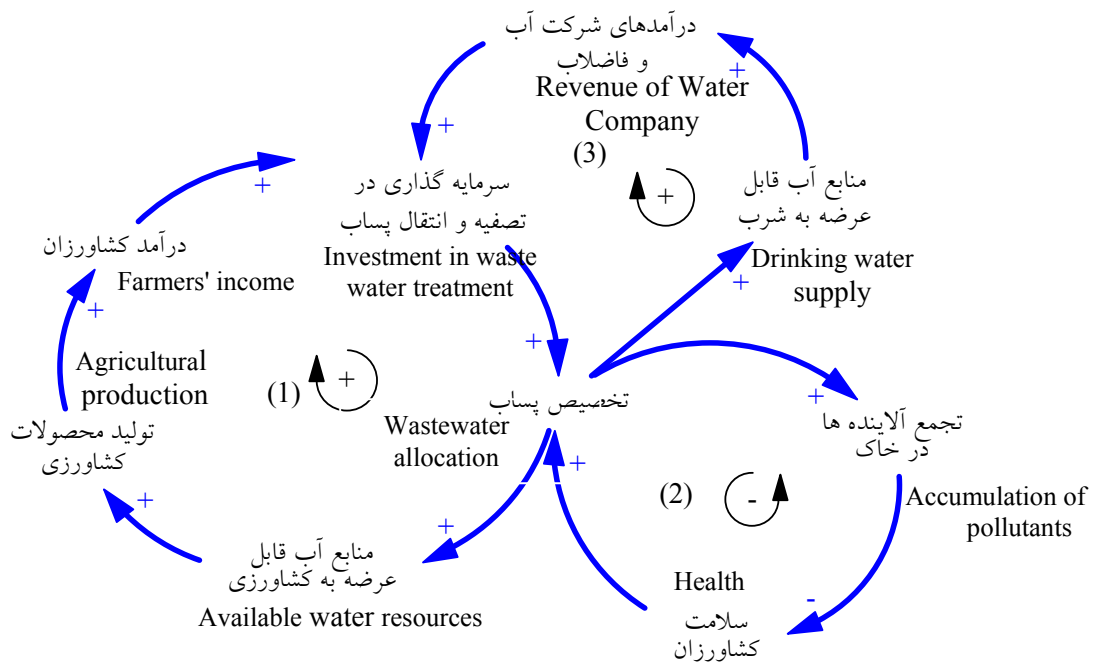
تبیین (رفتار متغیرهای کلیدی) و شبیه سازی (فرموله کردن) فرضیه‌های دینامیکی

در مدل‌سازی پویا بعد از تدوین مدل مفهومی اثرات مثبت و منفی متغیرهای کلیدی در قالب روابط علی معلولی و بازخوردها تعیین می‌شود. در شکل ۱ یک نمونه ساده از حلقه‌های علی و معلولی بهره‌برداری و مدیریت پساب ارائه شده است. در حلقه اول، با افزایش تخصیص پساب، منابع آب موجود جهت برنامه‌ریزی و بهره‌برداری افزایش می‌یابد و به واسطه این افزایش منابع آب در دسترس تولید درآمد، موجب افزایش امکان سرمایه‌گذاری در تصفیه و انتقال و بهره‌برداری پساب می‌شود، نهایتاً افزایش سرمایه‌گذاری در تصفیه، انتقال و سیستم‌های بهره‌برداری از پساب به افزایش تخصیص پساب منجر خواهد شد (حلقه مثبت). در حلقه دوم، با افزایش تخصیص و بهره‌برداری از پساب، نرخ تجمع آلاینده‌ها در خاک افزایش یافته و در پی آن سلامت جامعه به خطر می‌افتد که این مسئله ما را مجبور به کاهش استفاده از پساب و یا قطع آن خواهد کرد (حلقه تعادلی یا منفی).

یک: حفظ شرایط موجود، سناریو دو: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی و ۴۰ میلیون مترمکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیرزراعی از سال ۱۳۹۵، سناریو سه: سناریو دو منهای تغذیه مصنوعی و سناریو چهار: سناریو دو + تخصیص ۵۰ درصد مدول‌های ۷ و ۸ از سال ۱۴۱۰ به بعد به حجم تقریبی ۵۰ میلیون مترمکعب. بدیهی است که انتقال حجم عظیم پساب جنوب تهران به دشت ورامین دارای اثرات اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی زیادی می‌باشد. از این رو مدلی که بتواند تمامی ابعاد مطرح در بهره‌برداری از پساب‌ها و برهم‌کنش‌های اتخاذ شیوه‌های مختلف بهره‌برداری را شبیه‌سازی کند و با آن مدل بتوان راهکارهای طراحی و مدیریتی مختلف را سنجید می‌تواند کمک زیادی به حل مسایل این بخش کند.

تدوین مدل مفهومی

همانطور که پیشتر بیان شد، این مطالعه بخشی از مدل جامع بهره‌برداری از می‌باشد که به بررسی اثرات بلندمدت بهره‌برداری از پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران بر سلامت بهره‌برداران می‌پردازد. مدل VarSim شامل پنج زیرمدل، تقاضای آب (کشاورزی، صنعت و شرب)، عرضه آب، تنش‌های محیطی (تنش‌های شوری و کم‌آبی)، اقتصاد آب (هزینه‌های انرژی، هزینه‌های سرمایه‌گذاری، کف شکنی چاه‌ها، درآمد و ...) و محیط‌زیست (بیابان آب و املاح در خاک و آب



شکل ۱- نمونه‌ای از حلقه‌های علی و معلولی در آبیاری تحت فشار
Figure 1- Causal Loop Diagram for pressurized irrigation

میکرو جذب شده توسط محصولات زراعی مختلف به تفکیک منابع آب مورد استفاده از اطلاعات مطالعات انجام شده در دشت استفاده شد (۳ و ۳۲).

غلظت اولیه عناصر موجود در بخش مایع (قابل تبادل) و جامد (۵) خاک به صورت زیر محاسبه شد:

$$Mis_{t0} = Ce \times \left(\frac{\theta_s \times D_r}{100} \right) \times 10000 + \frac{S_{(t0)} \times A \times D_r \times \rho_a}{1000} \quad (2)$$

که در آن θ_s : رطوبت خاک در حالت اشباع، D_r : عمق توسعه ریشه (متر) و Ce غلظت عنصر در عصاره اشباع (mg/lit) در ابتدای شبیه‌سازی، $S_{(t0)}$ مقدار عنصر جذب سطحی خاک (g/kg)، A مساحت ناحیه (هکتار) و ρ_a جرم مخصوص می‌باشد. مشخصات شیمیایی و فیزیکی خاک منطقه از مطالعات متعدد دشت ورامین استخراج شد. مهمترین مطالعات انجام شده در این زمینه عبارتند از: گزارش مطالعات نیمه‌تفضیلی خاکشناسی دشت شامل اندازه‌گیری کلیه مشخصات فیزیکی و شیمیایی (ظرفیت تبادل کاتیونی و غلظت عناصر ماکرو و میکرو) ۹۲ نمونه خاک از ۲۳ پروفیل دشت توسط آساران (۱) و مطالعه طبری و صالحی (۳۱) که در آن غلظت عناصر ماکرو (K, P, N) و میکرو خاک (Ni, Pb, Cu, Zn, Fe) به تفکیک اراضی آبیاری شده با پساب و آب چاه اندازه‌گیری شد.

برای محاسبه و شبیه‌سازی غلظت عناصر در نفوذ عمقی، عناصر به دو دسته عناصر خنثی و واکنش‌پذیر تقسیم شدند. نیترات مهمترین عنصری که در این مطالعه (مانند اکثر تحقیقات) به عنوان عنصر خنثی در نظر گرفته شد. بر این اساس مقدار تلفات نیترات از عمق توسعه ریشه از رابطه نمایی شافر و همکاران (۲۸) برآورد شد (رابطه ۳). این رابطه بر اساس اصل بقا جرم و لحاظ ترم‌های جذب گیاه، نیترات زدایی و رواناب محاسبه و ساده‌سازی شده است. رابطه شافر و همکاران (۲۸) اساس محاسبه تلفات نیترات در مدل NLEAP که یکی از معروف‌ترین مدل‌های بررسی انتقال نیترات به آب‌های زیرزمینی است (Kaluarachchi and Almasri, 2007)، می‌باشد.

$$NL = NAL \times \left[1 - \exp\left(-\frac{K \times WAL}{\omega}\right) \right] \quad (3)$$

که در آن NL نیترات آبشویی شده (kg/month)، NAL میزان نیترات قابل دسترس برای آبشویی (kg/month)، K ضریب آبشویی (بدون بعد) برابر ۱/۲ (۲۲)، WAL میزان آب قابل آبشویی (m^3) و ω حجم تخلخل خاک (m^3):

$$\omega = \left[1 - \frac{\rho_b}{\rho_a} \right] \times SD \times SA \quad (4)$$

که در آن ρ_a ، ρ_b ، SA و SD به ترتیب وزن مخصوص ظاهری

در مرحله بعد (شبیه‌سازی) روابط بین متغیرها (متغیرهای کلیدی و متغیرهای کمکی) و مقادیر متغیرها (متغیرهای ثابت) تعیین می‌گردد. افق برنامه شبیه‌سازی ۳۵ ساله و واحد گام زمانی مورد استفاده در مدل ۱۰ روزه می‌باشد. تقاضای آب در بخش کشاورزی با توجه به نیاز آبی خالص الگوی کشت، سناریوهای الگوی کشت، ضرایب تنش آبی (KS)، راندمان آبیاری (راندمان کاربرد وابسته به نوع خاک و سیستم آبیاری، راندمان انتقال و راندمان توزیع وابسته به نوع منبع آب) محاسبه شد. برای تخمین عملکرد در سناریوهای مختلف از رابطه دورنباس و کسام (۱۹۷۹) استفاده شد.

مدل قابلیت فراخوانی اطلاعات مربوط به اقلیم (شامل بارندگی، ETO و دما)، عرضه آب (سدها، منابع آب زیرزمینی)، هیدرولوژی (خصوصیات فیزیوگرافی حوضه رودخانه و مسیل‌ها، CN، سطح آب زیرزمینی)، خصوصیات خاکشناسی (شوری عصاره اشباع، بافت خاک)، ضرایب گیاهی الگوی کشت (Ky, Kc)، سطح زیرکشت و هزینه‌های کاشت، داشت برداشت در سناریوهای مختلف را دارا می‌باشد. برای شبیه‌سازی تغییرات تراز سطح و حجم آبخوان از معادله بقا جرم استفاده شد (جزئیات بیشتر در منبع شماره ۴). شوری خاک و شوری آب زیرزمینی با استفاده از اصل بقا جرم و تئوری حاکم بر نرم افزار Saltmod شبیه‌سازی می‌شود (۵).

بیان عناصر در لایه سطحی خاک (عمق توسعه ریشه)

در این مطالعه برای بررسی بیان املاح در خاک، انتقال توده‌ای و جذب سطحی مد نظر قرار گرفت و از ترم‌های پخشیدگی و انتشار آبی صرف‌نظر گردید. بیان عناصر ماکرو و میکرو خاک بر اساس اصل بقا جرم به صورت زیر انجام گرفت.

$$CiWi - Md - Mhc + PCp - Msd + Mis_{t0} + Mfer + MR - Mdp = \Delta S$$

که در آن Ci : غلظت عنصر مورد نظر در آب آبیاری (mg/lit)، Wi : مقدار آب آبیاری (m^3/ha)، Mhc : مقدار عنصر جذب شده به وسیله گیاه (kg/ha)، Cp : غلظت عنصر مورد نظر در بارش (mg/lit)، P : مقدار بارش موثر (m^3/ha)، MSd : مقدار عنصر رسوب شونده در خاک (kg/ha) که با ایزوترم‌های جذب محاسبه شد، Mis مقدار اولیه عنصر مد نظر در خاک (kg/ha)، $Mfer$: مقدار عنصر اضافه شده از طریق کودها و سایر افزودنی‌ها (kg/ha)، MR : مقدار عنصری که از طریق رواناب شسته می‌شود (m^3/ha)، Mdp : جرم عنصر تلف شده از طریق نفوذ عمقی (kg/ha) و ΔS تغییرات املاح خاک (kg/ha) می‌باشد. در این مطالعه از غلظت آب باران و میزان انحلال صرف نظر شده است. مقدار عناصر ماکرو جذب شده (NPK) به وسیله گیاهان زراعی با توجه به مطالعات (۹) تعیین شد. برای تعیین مقدار عناصر

$$Mis(t + dt) = Mis(t) + \Delta S \times dt \Rightarrow$$

$$Mis(t) = \int_{to}^m (Is_t - Hs_t) dt + Mis(to) \quad (6)$$

که در آن IS_t و HS_t به ترتیب مقدار عنصر ورودی و خروجی از خاک می‌باشد (رابطه ۱).
در نهایت می‌توان غلظت عناصر موجود در خاک در هر زمان $Ce(t)$ را محاسبه نمود:

$$C_e(t) = \frac{Mis(t)}{\left(\frac{\theta_s \times D_r}{100}\right) \times 10000} \quad (7)$$

در شکل ۲ ساختار حالت - جریان بیلان عناصر در سطح خاک ارائه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود مدل قادر است بیلان عناصر را در لایه‌های ۴۰ سانتیمتری مورد بررسی قرار دهد. از آنجاییکه لایه ۴۰ سانتیمتر اول خاک در تماس مستقیم با بهره‌برداران است شاخص‌های سلامتی جامعه از جمله زمان عبور غلظت فلزات سنگین از حد مجاز در این لایه محاسبه شدند. شاخص بار آلودگی (PLI) را برای محاسبه درجه آلودگی خاک برای هر فلز بر اساس رابطه Liu و همکاران (۲۰۰۵) محاسبه شد.

$$PLI = \frac{C_s}{C_{ref}} \quad (8)$$

که در آن C_s و C_{ref} به ترتیب غلظت فلزات سنگین در خاک آبیاری شده با پساب و خاک مرجع می‌باشد.

وزن مخصوص حقیقی (g/cm^3)، عمق خاک (متر) و مساحت ناحیه اراضی آبیاری شده (m^3) می‌باشد.

به منظور محاسبه غلظت عناصر واکنش‌پذیر شامل فلزات سنگین، پتاسیم و فسفر ابتدا ایزوترم‌های جذب عناصر مختلف تعیین شد. برای این منظور از خاک‌های منطقه ۳ نمونه ۱۵ کیلوگرمی به آزمایشگاه فرستاده شده و با روش‌های مرسوم ایزوترم‌های جذب املاح ترسیم شد. سپس با استفاده از پتانسیل ظرفیت جذب و همچنین مقدار اولیه عناصر موجود در خاک زمان بقاء املاح در عمق توسعه ریشه (زمان تکمیل فرایند رخنه) محاسبه شد. زمان تکمیل فرایند منحنی رخنه در عمق توسعه ریشه از رابطه زیر محاسبه می‌شد:

$$Tr = \frac{R \times L}{V} \quad (5)$$

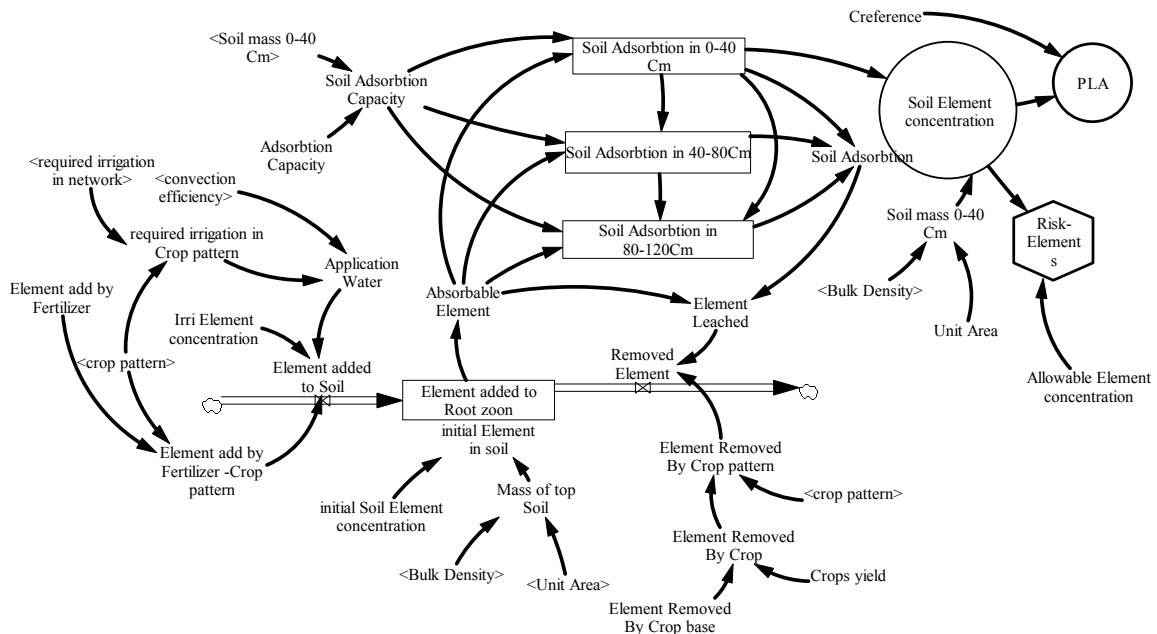
که در آن Tr زمان تکمیل فرایند رخنه، R ضریب تاخیر در منحنی رخنه وابسته به نوع ایزوترم جذب (در ایزوترم جذب خطی

$$R = I + \frac{\rho_b}{\theta} Kd$$

$$R = I + \frac{\rho_b}{\theta} \times \frac{\alpha Q}{(1 + \alpha c)^2}$$

و در ایزوترم جذب لانگمویر αQ و L طول نمونه و V

سرعت ظاهری حمل املاح در جریان توده‌ای می‌باشد. بعد از تکمیل منحنی رخنه مدل قادر است با محاسبه عمق پیشروی جبهه املاح و بر اساس قابلیت جذب هر لایه میزان نفوذ عمقی عنصر مورد نظر را محاسبه نماید. مدل با استفاده از حل معادله دیفرانسیلی زیر مقدار عنصر موجود در خاک را در هر بازه زمانی محاسبه می‌نماید:



شکل ۲- خلاصه ساختار حالت - جریان بیلان عناصر در سطح خاک
Figure 2- Key stocks - flows for nutrients Balance in soil

می‌باشد (جزئیات بیشتر در منابع ۴ و ۲۹).

یافته‌ها و بحث

شبییه‌سازی تجمع عناصر در لایه سطحی خاک (Top soil)

ایزوترم‌های جذب عناصر سرب، پتاسیم، کادمیوم و فسفر با مطالعات صحرایی و آزمایشگاهی لازم اندازه‌گیری و در شکل ۳ ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که میزان جذب فلزات سنگین سرب و کادمیوم در غلظت تعادلی‌های مختلف از ایزوترم جذب خطی و میزان جذب عناصر پتاسیم و فسفر از ایزوترم جذب لانگمویر پیروی می‌کند. از آنجا که پتانسیل جذب عناصر مس، روی، آهن و کروم موجود بود (۲۷) ایزوترم آنها ترسیم نشد.

بعد از ترسیم ایزوترم‌های جذب و تعیین حداکثر ظرفیت جذب عناصر مختلف در لایه‌های متفاوت خاک بیلان عناصر شبیه‌سازی شد. به عنوان مثال در شکل ۴ میزان فسفر جذب شده توسط خاک در لایه‌های ۰-۴۰، ۴۰-۸۰، ۸۰-۱۲۰ و همچنین میانگین کل عمق توسعه ریشه ارائه شده است. بر این اساس در صورت استفاده از پساب خام و یا آب رودخانه شور (پساب‌های صنعتی + آب برگشتی کشاورزی) تا سال ۱۳۹۵ لایه ۰-۴۰ سانتیمتری خاک از فسفر اشباع شده و جبهه فسفر وارد لایه دوم می‌شود. در صورت استفاده از پساب تصفیه شده لایه ۰-۴۰ سانتیمتری سال ۱۴۰۲ اشباع شده و جبهه فسفر وارد لایه دوم می‌شود. به همین طریق در صورت استفاده از فاضلاب خام، در سال ۱۴۱۴ جبهه فسفر از منطقه ریشه عبور کرده و تلفات نفوذ عمقی فسفر شروع می‌شود. به عبارت دیگر حدود ۲۹ سال طول می‌کشد تا جبهه فسفر از عمق ۱/۲ متری توسعه ریشه عبور نماید. از این حیث نتایج این تحقیق با نتایج ریدن و پرات (۲۳) که نشان دادند برای رسیدن جبهه فسفر از سطح به عمق دو متری حدود ۴۰ سال زمان لازم می‌باشد، مشابهت دارد. به طور مشابه می‌توان با استفاده از پتانسیل جذب عناصر در لایه‌های مشخص و همچنین غلظت عناصر ورودی مدت زمان لازم برای اشباع لایه‌های خاک را محاسبه نمود. در جدول ۴ مدت زمان لازم برای اشباع لایه ۰-۴۰ سانتیمتری از عناصر مختلف ارائه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود سرعت انتقال فلزات سنگین در خاک بسیار پایین می‌باشد. مدت زمان لازم برای عبور جبهه فلزات سنگین سرب، نیکل، کادمیوم و کروم بین ۴۰۰ تا ۵۳۰۰ سال می‌باشد. از این حیث نتایج این تحقیق با نتایج اسکات (۲۶) و فودور و زابو (۱۰) مشابهت دارد. فودور و زابو (۱۰) طی تحقیقی نشان دادند که بیش از ۹۰ تا ۹۹ درصد فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و کروم) در ۳۰ سانتیمتر اول خاک تجمع پیدا می‌کند.

بیان املاح و عناصر در منطقه انتقالی

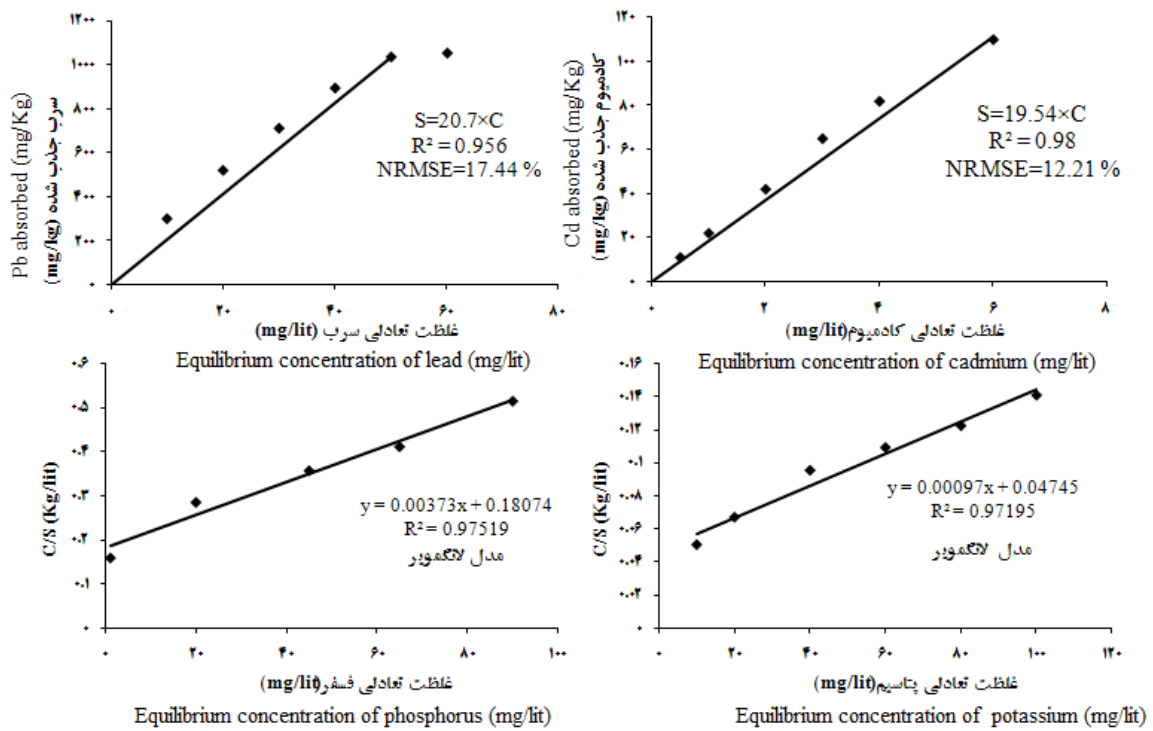
از آنجا که منطقه غیر اشباع نقش اساسی در ذخیره و کنترل عناصر و جلوگیری از ورود یا به تعویق افتادن آلودگی‌ها به منابع آب زیرزمینی دارد بیان عناصر در این ناحیه بسیار با اهمیت می‌باشد. در این مطالعه برای بررسی انتقال املاح و عناصر در خاک از معادله داری با لحاظ انتقال توده‌ای و جذب سطحی و صرف نظر کردن از پخشیدگی و انتشار آبی استفاده شد. برای محاسبه جذب سطحی در خاک ابتدا ایزوترم جذب عناصر با استفاده از عملیات صحرایی و آزمایشگاهی استخراج و ترسیم گردید. سپس برای بررسی ماندگاری عناصر در خاک منطقه انتقالی از ضریب تاخیر عناصر استفاده شد.

بیان عناصر در آب زیرزمینی

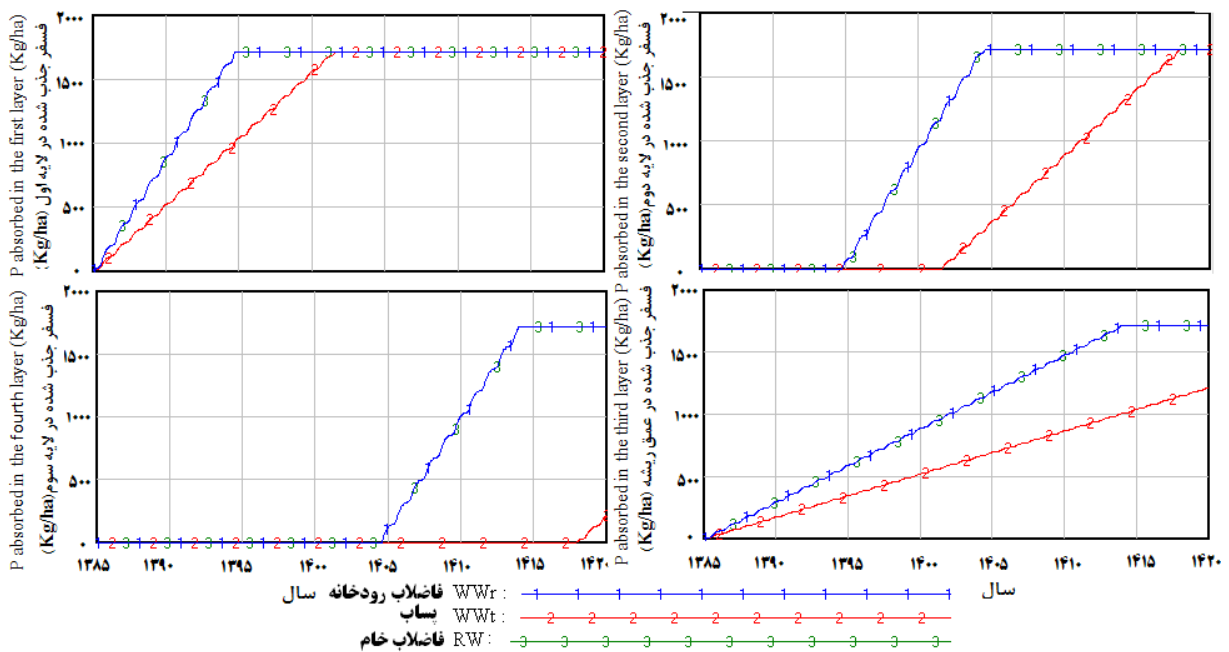
برای بررسی انتقال املاح و عناصر در خاک از معادله داری استفاده شد. برای بررسی میزان املاح و آلودگی ورودی به آب زیرزمینی ابتدا زمان بقاء (زمان تاخیر) املاح در خاک محاسبه شد. سپس اگر زمان از ابتدای شبیه‌سازی کمتر از زمان بقاء باشد میزان املاح ورودی به آب زیرزمینی صفر و در غیر این صورت از معادله جریان همرفت میزان تخلیه به آب زیرزمینی محاسبه گردید. با توجه فاصله بسیار زیاد سطح آب زیرزمینی آبخوان آزاد از سطح زمین زمان تکمیل فرایند رخنه در اکثر عناصر طولانی بوده و انتقال املاح به آب زیرزمینی با تاخیر همراه می‌باشد. در مدل VarSim این تاخیرها از طریق Delay function بیان شد. در نهایت با تکمیل منحنی رخنه غلظت آب زیرزمینی بر اساس اصل بقاع جرم محاسبه می‌شد (همانند روابط ۱ تا ۷).

واسنجی و صحت‌سنجی مدل

واسنجی پارامترهای مدل بر اساس اطلاعات هیدرولوژیکی ۲۰ سال منتهی به سال ۱۳۸۰ و صحت‌سنجی مدل با اطلاعات سال‌های ۱۳۸۰ تا ۱۳۹۰ انجام گرفت. صحت‌سنجی مدل از دو طریق آزمون ساختار غیرمستقیم و صحت‌سنجی با اطلاعات مشاهده‌ای موجود انجام گرفت. آزمون‌های صحت‌سنجی ساختاری غیرمستقیم شامل اجرای تخصصی مدل بوده و می‌تواند عیب‌های مدل را غیرمستقیم مشخص نماید (۲۴). آزمون ساختاری مدل برای تک‌تک زیرمدل‌ها و برای کل مدل به صورت جداگانه از طریق آزمون ساختاری غیرمستقیم که به اصطلاح واقعیت مصنوعی نامیده می‌شود، انجام شد. در بخش صحت‌سنجی با اطلاعات مشاهده‌ای توانایی مدل در برآورد متغیرهای کلیدی مورد آزمون قرار گرفت که نتایج نشان دهنده توانایی مدل در برآورد متغیرهای کلیدی تراز آب زیرزمینی، کیفیت آب زیرزمینی، کیفیت خاک و عملکرد محصولات زراعی



شکل ۳- اندازه‌گیری ایزوترم جذب برخی از عناصر مهم در آزمایشگاه
 Figure 3- Measurement of adsorption isotherms for some important elements in the laboratory



شکل ۴- شبیه‌سازی فسفر جذب شده در لایه‌های مختلف خاک
 Figure 4- Simulation of absorbed phosphorus in different layers of soil

جدول ۴- شبیه‌سازی مدت زمان لازم برای اشباع لایه ۴۰-۰ سانتیمتری از عناصر
Table 4- simulation time required for saturation 40-0 cm layer of elements

عناصر Elements	منبع آب Water source	غلظت ورودی Concentration (mg/lit)	حداکثر ظرفیت جذب Maximum absorption (Kg/ha) capacity	زمان اشباع شبیه‌سازی شده با مدل Saturation time simulated by model
فسفر Phosphorus	فاضلاب خام Raw sewage	12	1715	10
	تصفیه شده Treated waste	6.2	1715	17
پتاسیم Potassium	فاضلاب خام Raw sewage	40	6200	14
	تصفیه شده Treated waste	10	6200	174
سرب Lead	فاضلاب خام Raw sewage	1.5	7680	414
	تصفیه شده Treated waste	0.4	7680	1659
روی Zinc	فاضلاب خام Raw sewage	2.3	1920	68
	تصفیه شده Treated waste	Negligible	1920	-
نیکل Nickel	فاضلاب خام Raw sewage	0.1	960	806
	تصفیه شده Treated waste	0.05	960	1719
کادمیوم Cadmium	فاضلاب خام Raw sewage	0.01	128	1120
	تصفیه شده Treated waste	0.001	128	-
کروم Chromium	فاضلاب خام Raw sewage	0.015	600	3338
	تصفیه شده Treated waste	0.01	600	5276
مس Copper	فاضلاب خام Raw sewage	2.3	2000	28
	تصفیه شده Treated waste	0.1	2000	1647

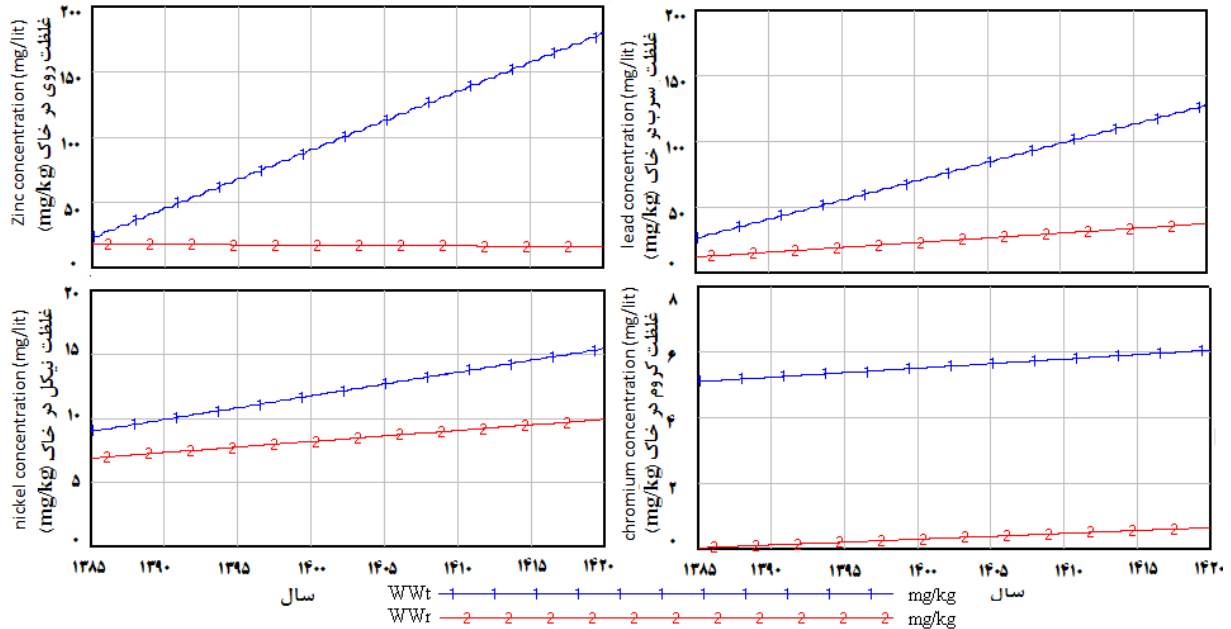
شاخص‌های بهداشتی استفاده از پساب

یکی از مهمترین فاکتورهای مورد نظر برای بررسی اثرات بهداشتی فلزات سنگین غلظت آنها در خاک می‌باشد. در شکل ۵ غلظت برخی از فلزات سنگین به تفکیک منبع آب مورد استفاده ارائه شده است. همانطور که ملاحظه می‌شود با گذشت زمان بر غلظت عناصر موجود در خاک افزوده می‌شود. مدل VarSim قادر است با تعریف قبود حداکثر مجاز غلظت عناصر مدت زمان استفاده بی‌خطر از پساب با هر کیفیتی را اعلام نماید. به این صورت که هرگاه غلظت عناصر موجود در خاک از حداکثر مجاز بیشتر شد، مدل عدد یک را تایپ نموده و از این طریق به صورت گرافیکی زمان تجاوز از حد

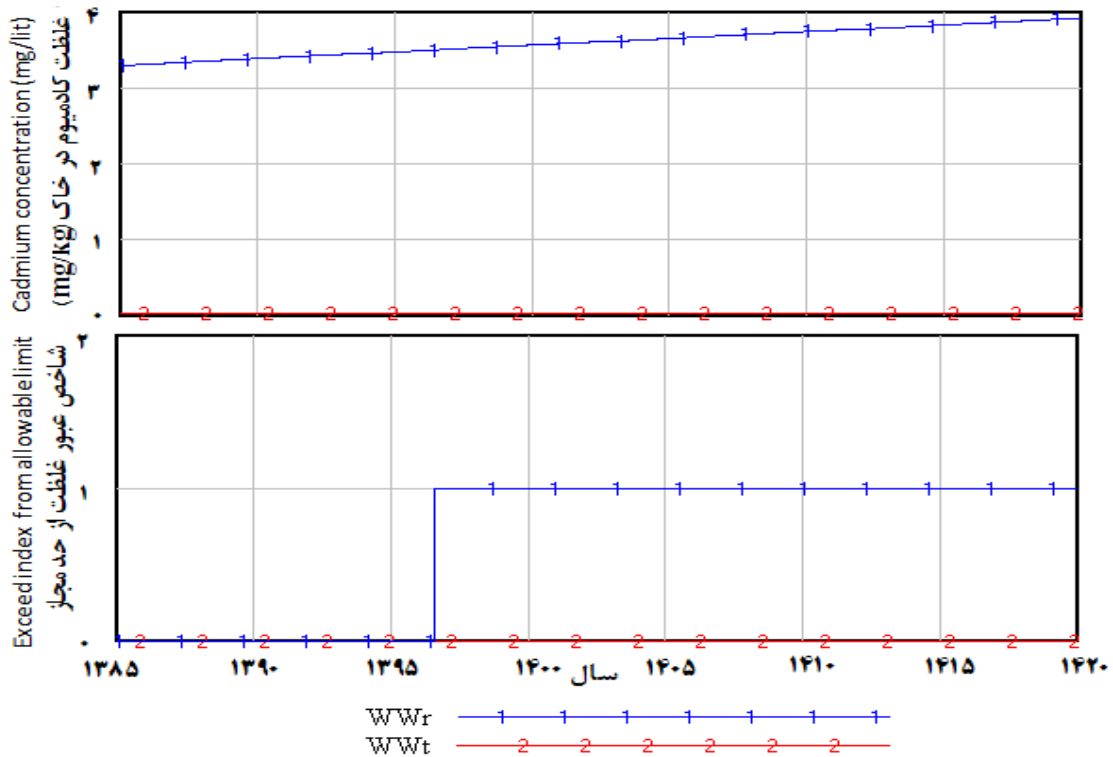
مجاز را نشان می‌دهد. به عنوان مثال در شکل ۶ غلظت کادمیوم در خاک و زمان عبور غلظت خاک از حداکثر غلظت مجاز ارائه شده است. بر این اساس در صورت مداومت استفاده از فاضلاب خام در ۱۳۹۷ غلظت کادمیوم از حد مجاز عبور می‌نماید. به همین ترتیب مدت زمان استفاده مطمئن از پساب با توجه به غلظت عناصر و همچنین حد مطمئن بهداشتی (Safe limit) محاسبه و در جدول ۵ ارائه شده است. بر این اساس در صورت استفاده از فاضلاب خام تا سال ۱۴۲۰ غلظت عناصر مس و کادمیوم از حد مجاز عبور نموده و استفاده از فاضلاب اثرات بهداشتی زیانباری به همراه خواهد داشت. اما استفاده از پساب (فاضلاب تصفیه‌شده) تا سال‌های سال ایمن

تحقیقات فریدل و همکاران (۱۱) استفاده ۸۰ ساله از فاضلاب شهری منجر به افزایش غلظت عناصر سنگین به بیش از مقدار مجاز نشده است.

خواهد بود. به طوریکه تا ۱۵۰ سال دیگر استفاده از پساب ایمن بوده و مشکلات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین به بار نخواهد آورد. استفاده بلند مدت ایمن از پساب مسیوق به سابقه بوده به طوریکه بر اساس



شکل ۵- شبیه‌سازی غلظت برخی از فلزات سنگین در خاک توسط مدل VarSim
Figure 5- Simulation of heavy metals concentration in soil by VarSim model



شکل ۶- شبیه‌سازی غلظت کادمیوم در خاک و زمان عبور غلظت خاک از حداکثر غلظت مجاز
Figure 6- Simulation of cadmium concentration and time when concentration exceed from allowable concentration

جدول ۵- شبیه‌سازی غلظت عناصر در خاک و زمان عبور غلظت خاک از حداکثر غلظت مجاز

Table 5- Simulation of element concentrations in soil and passing time of maximum allowable concentration

عناصر Elements	منبع آب Water source	غلظت مجاز Allowable concentration (mg/lit)	غلظت عنصر در سال ۱۴۲۰ Concentration in 2031 (mg/lit)	زمان از ۱۴۲۰ Time from 2031	زمان از ۱۳۸۵ Time from 2006
سرب Lead	فاضلاب خام Raw sewage	150	128.1	7.6	43
	تصفیه شده Treated waste	150	37.4	155	190
روی Zinc	فاضلاب خام Raw sewage	300	180.2	26.7	62
	تصفیه شده Treated waste	300	16.0	هرگز نمی‌رسد Never arrives	هرگز نمی‌رسد Never arrives
نیکل Nickel	فاضلاب خام Raw sewage	75	15.5	321	365
	تصفیه شده Treated waste	75	9.9	751	786
کادمیوم Cadmium	فاضلاب خام Raw sewage	3.5	3.9	غیرمجاز unallowable	12
	تصفیه شده Treated waste	3.5	0.03	هرگز نمی‌رسد Never arrives	هرگز نمی‌رسد Never arrives
مس Copper	فاضلاب خام Raw sewage	170	183	غیر مجاز unallowable	32
	تصفیه شده Treated waste	170	21.2	840	875

سال به طول خواهد انجامید بنابراین فلزات سنگین در دشت ورامین عامل خطر آفرین جدی برای منابع آب زیرزمینی به حساب نمی‌آیند. در بحث تلفات کودها به صورت فسفر همانطور که بیان شد حدود ۳۰ سال زمان لازم است تا فسفر ۱/۲ متر را ببیماید. همچنین در بحث کودهای پتاسه از آنجا که در دشت ورامین از کودهای پتاسه خیلی کم استفاده می‌شود، مصرف کودهای پتاسه توسط گیاه حتی از ازت هم بیشتر می‌باشد و خاک منطقه قادر به جذب ۲۰۰۰ کیلوگرم پتاس در ۴۰ سانتیمتر می‌باشد، پتاس هم عامل خطرناک آلودگی آب‌های زیرزمینی نمی‌باشد. به همین دلیل مهمترین عامل خطر آفرین آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت ورامین (و کلاً آبخوان‌های با عمق زیاد) نیترات می‌باشد. با توجه به فاصله زیاد سطح آب زیرزمینی، برای رسیدن جبهه نیترات به آب زیرزمینی حدود ۱۰ سال زمان لازم می‌باشد. در لحاظ Delay function بسیار مهم است که نیترات‌هایی که از سال‌ها پیش در حال حرکت به سمت آب‌های زیرزمینی هستند نیز در نظر گرفته شوند. به این منظور برای انتقال نیترات سه مرحله در نظر گرفته شد (شکل ۸ الف، ب و ج):

مرحله یک: این مرحله شامل شرایط فعلی و پیوسته انتقال نیترات به آب‌های زیرزمینی می‌باشد. در واقع در این حالت به دلیل اینکه از سال‌ها پیش جریان نیترات به آب زیرزمینی رسیده است تاخیر مد نظر قرار نگرفته است. نیترات موجود در منابع آب سطحی، پساب‌های خام

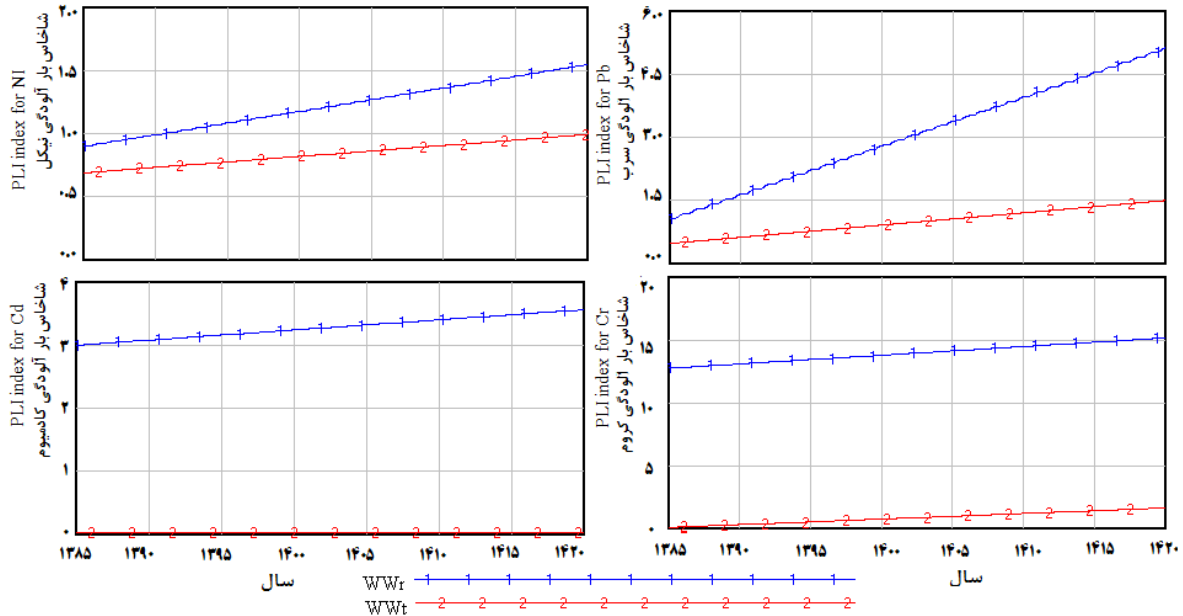
یکی دیگر از شاخص‌های مورد استفاده برای ارزیابی آلودگی خاک‌ها استفاده از شاخص بار آلودگی (PLI) می‌باشد. این شاخص نمایگر نسبت فلزات سنگین خاک در صورت آبیاری با پساب نسبت به غلظت فلزات سنگین در خاک‌هایی که با آب متعارف آبیاری می‌شوند. در شکل ۷ شاخص بار آلودگی برخی از مهمترین فلزات سنگین ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد در صورت استفاده از پساب خام انباشت فلزات سنگین کروم و کادمیوم بسیار زیاد می‌باشد. شیب رشد انباشت سرب در خاک از همه فلزات سنگین دیگر بیشتر می‌باشد. شاخص بار آلودگی (PLI) نسبت به شاخص عبور از غلظت مجاز شاخص کم اهمیت‌تری می‌باشد چرا که PLI یک شاخص کاملاً نسبی بوده و مقادیر بیشتر آن نشانگر نسبت غلظت فلز در خاک‌های آبیاری شده با پساب نسبت به آب چاه می‌باشد.

آلودگی آب‌های زیرزمینی

با توجه فاصله بسیار زیاد سطح آب زیرزمینی آبخوان آزاد از سطح زمین زمان تکمیل فرایند رخنه در اکثر املاح بسیار طولانی می‌باشد. بنابراین انتقال املاح از سطح خاک به آب زیرزمینی با تاخیر همراه می‌باشد. در مدل VarSim این تاخیرها از طریق Delay function بیان شده است. با توجه به مباحثی که در بالا مطرح شد انتقال فلزات سنگین از سطح خاک به عمق ۶۰ تا ۷۰ متری هزاران

(شکل ۸ الف). منابع آب زیرزمینی و پساب‌های خام تا آخر شبیه‌سازی (سال ۱۴۲۰) از شرایط این مرحله پیروی می‌کنند.

و آب زیرزمینی و همچنین کودهای کشاورزی منابع اصلی نیترات ورودی می‌باشند. در این مرحله در سال ۱۳۹۵ به علت قطع جریان آب سطحی حجم نیترات خروجی به آب زیرزمینی کاهش می‌یابد

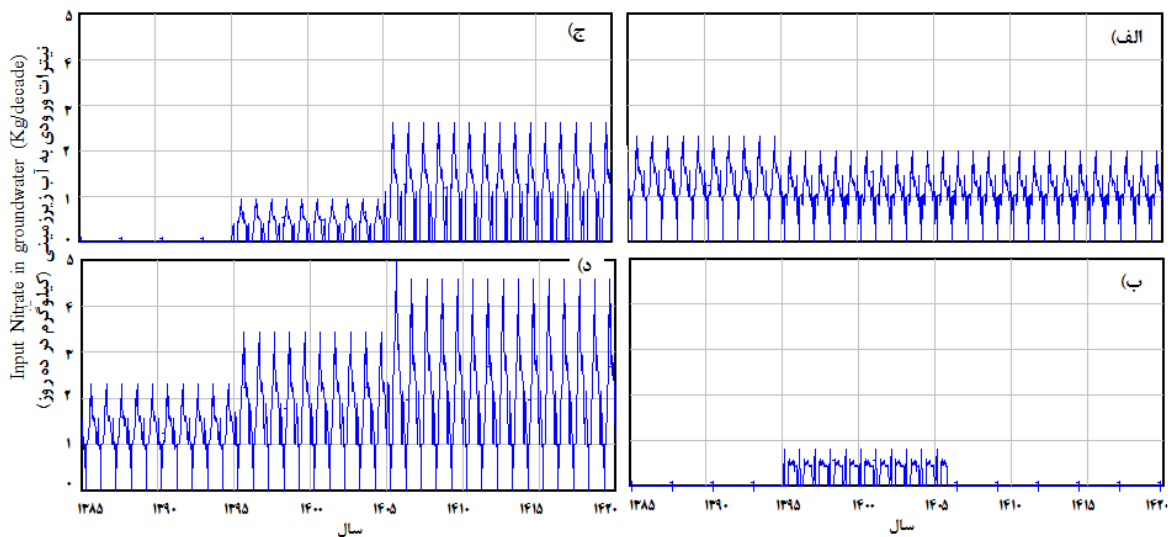


شکل ۷- شبیه‌سازی شاخص بار آلودگی فلزات سنگین در خاک

Figure 7- Simulation of pollution load index of heavy metal in soil

در لایه‌های زیرین خاک به وسیله آبی که قبلاً از منابع آب سطحی آبشویی شده است به آب زیرزمینی وارد می‌شود (۸ ب).

مرحله دو: این مرحله شامل مدت زمان بین قطع جریان آب سطحی و زمان رسیدن جریان پساب خروجی به آب زیرزمینی می‌باشد. در واقع بعد از قطع جریان سطحی بخشی از نیترات موجود



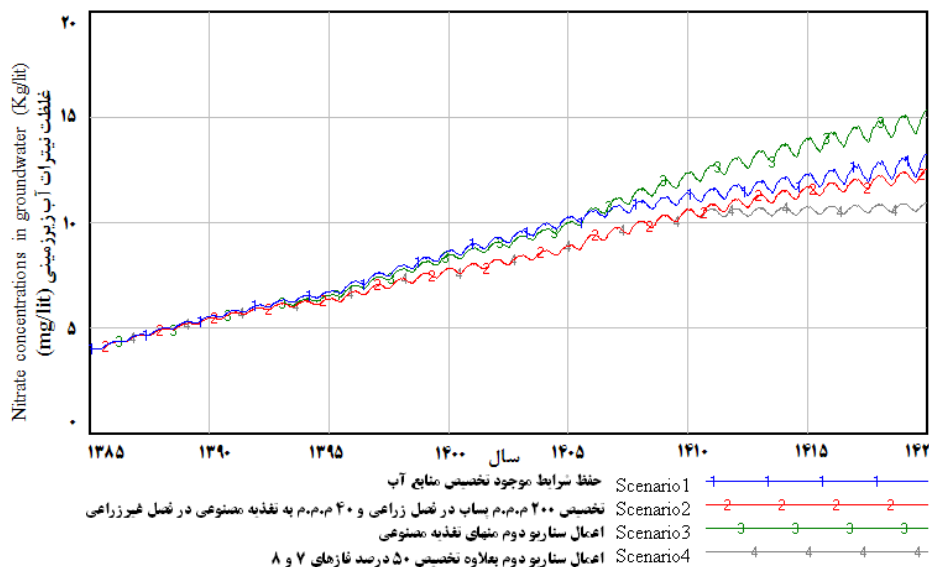
شکل ۸- مراحل انتقال نیترات از سطح خاک به آب زیرزمینی

Figure 8- transmission steps of Nitrate from top soil to groundwater

نیتрат آب زیرزمینی در شکل ۹ به تصویر کشیده شده است. نتایج نشان می‌دهد در همه سناریوهای میزان غلظت نیترات از حد مجاز نیترات جهت شرب (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) عبور خواهد کرد. اعمال سناریوی چهار دارای کمترین غلظت نیترات و سناریو سه دارای بیشترین غلظت نیترات می‌باشد. بر اساس گزارشات آب و فاضلاب استان تهران و همچنین گفتگو با کارشناسان تصفیه‌خانه جنوب قرار است منبع تامین آب حوضچه‌های تغذیه مصنوعی ورامین خروجی فازهای ۱ و ۲ با غلظت نیترات ۵ میلی‌گرم بر لیتر باشد. نتایج شکل ۹ مبتنی بر فرضیه فوق است. بدیهی است در صورت استفاده از خروجی سایر فازها (غلظت نیترات ۲۵ تا ۳۵ میلی‌گرم بر لیتر) تغذیه مصنوعی باعث کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی خواهد شد.

مرحله سه: این مرحله میزان نیترات ورودی به آب زیرزمینی بعد از تکمیل منحنی رخنه را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود دارای دو مرحله افزایشی می‌باشد. مرحله اول مربوط به خط انتقال اول انتقال پساب به دشت ورامین شامل فازهای یک و دو تصفیه‌خانه جنوب و مرحله دوم مربوط به خط انتقال دوم پساب به دشت ورامین شامل فازهای ۲ تا ۶ می‌باشد (شکل ۸ ج). همچنین در شکل (۸ د) کل نیترات (در بازه‌های زمانی ده روزه) منتقله در واحد هکتار به آب زیرزمینی طی سال‌های ۱۳۸۵ تا ۱۴۲۰ (مجموع سه مرحله قبلی) ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که با جایگزینی آب تصفیه‌خانه جنوب با آب سد لتیان جرم نیترات ورودی به آب زیرزمینی افزایش پیدا خواهد نمود.

در نهایت اثرات سناریوهای مختلف کاربرد پساب بر غلظت



شکل ۹- شبیه‌سازی غلظت نیترات در آب زیرزمینی

Figure 9- Simulation s of Nitrate concentration at groundwater

خانه جنوب عبارت بود از سناریو یک: حفظ شرایط موجود، سناریو دو: تخصیص کامل سد لتیان به شرب تهران، اختصاص ۲۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده در فصل زراعی به کشاورزی منطقه و ۴۰ میلیون مترمکعب به تغذیه مصنوعی در فصل غیرزراعی از سال ۱۳۹۵ به بعد، سناریوی سه: سناریو دو منهای تغذیه مصنوعی و سناریو چهار: سناریو دو + تخصیص ۵۰ میلیون مترمکعب از سال ۱۴۱۰. نتایج نشان داد در صورت استفاده از فاضلاب خام تا سال ۱۴۲۰ غلظت عناصر مس و کادمیوم از حد مجاز عبور نموده و استفاده از فاضلاب اثرات بهداشتی زیانباری به همراه خواهد داشت. اما استفاده از پساب (فاضلاب تصفیه‌شده) تا حدود ۱۵۰ سال دیگر ایمن بوده و مشکلات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین به بار نخواهد آورد.

نتیجه‌گیری کلی

کشاورزی دشت ورامین به سبب همسایگی با کلان شهر تهران (رقابت برای آب سد لتیان و ماملو)، و رقابت با شبکه جنوب تهران در تخصیص آب سد ماملو و پساب تصفیه‌خانه جنوب دارای چالش‌های فراوانی می‌باشد. بر اساس سیاست‌گذاری‌های کلان کشوری قرار است آب تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب جایگزین آب سد لتیان برای مصارف بخش کشاورزی دشت ورامین شود. در این مطالعه با استفاده از مدل‌سازی پویای سیستم‌ها یک مدل جامع برای بررسی اثرات بلندمدت استفاده فاضلاب در مصارف کشاورزی ورامین با لحاظ مجموعه عوامل موثر بر آن تدوین شد. سناریوهای عرضه آب تصفیه

جنوب تهران می‌تواند راهگشای بسیاری از مشکلات کشاورزی و محیط زیست دشت باشد. تخصیص ۲۵۰ میلیون مترمکعب پساب تصفیه‌خانه جنوب به کشاورزی تهران می‌تواند باعث کاهش حجم استفاده از فاضلاب خام نهرهای جنوب شده و از این طریق هم به سلامت کشاورزان منطقه کمک نماید.

نتایج شبیه‌سازی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی نشان داد در همه سناریوها تا سال ۱۴۲۰ غلظت نیترات از حد مجاز جهت شرب عبور خواهد کرد. اعمال سناریوی چهار دارای کمترین غلظت نیترات و سناریو سه دارای بیشترین غلظت نیترات می‌باشد. بنابراین نظر به ایمن بودن استفاده از پساب تصفیه‌خانه جنوب تهران و با توجه به کمبود شدید منابع آب در دشت و رامین تخصیص پساب تصفیه‌خانه

منابع

- 1- Absaran Consulting Engineers. 2010. Detailed study report of Charbagh irrigation and drainage network located in Varamin plain. Ministry of Agriculture, Iran. (In Farsi).
- 2- Adeniran A.E., and Bamiro A.O., 2010. A System Dynamic Strategic Planning Model for a Municipal Water Supply Scheme, the International Conference of the System Dynamics Society.
- 3- Akbari G.H. Hariri A., Aghaei N., and Berrada B., 2010. The effect of heavy metals on lettuce irrigated with wastewater in south of Tehran. 1st Conference on Sustainable Agriculture and Cleaner Product. Isfahan, Iran.
- 4- Alizadeh H.A., Liaghat A., Sohrabi molayousef T., 2014. Assessing pressurized irrigation systems development scenarios on groundwater resources using system dynamics modeling. Iranian Journal of Water and Soil Resources Conservation. 3(4): 1-15.
- 5- Ayars J.E., Corwin D.L., and Hoffman G.J., 2012. Leaching and root zone salinity control.. ASCE Manual and Report Engineering Practice No 71 Agricultural Salinity Assessment and Management (2nd Edition), ASCE Riston.Chapter 12: 371-403.
- 6- Bedbabis S., Rouina B.B., and Boukhris M., 2010. The effect of waste water irrigation on the extra virgin olive oil quality from the Tunisian cultivar Chemlali.
- 7- Bhatkoti R., and Triantis P.K., 2011. Quantitative Evaluation of the Performance of Water Management System in the Washington Metropolitan Area, The 29th International Conference of the System Dynamics Society
- 8- Carr G., Potter R.B., and Nortcliff S. 2011. Water reuse for irrigation in Jordan: Perceptions of water quality among farmers. Agricultural water management. 98(5): 847-854.
- 9- Feigin A., Ravina I., and Shalhevet J., 1991. Irrigation with Treated Sewage Effluent Management for Environmental Protection. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York-London-Paris-Tokyo-Hong Kong,; 224 S., 46 Abb., 66 Tab., DM 228,
- 10-Fodor L., and Szabo L., 2004. Study of heavy metal leaching in the soil. ISCO.
- 11-Friedel J. K., Langer T., Siebe C., and Stahr K., 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. Biol Fertil Soils. 31:414-421.
- 12-Hanjra M.A., Blackwell J., Carr G., Zhang F and Jackson T.M., 2012. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. International Journal of Hygiene and Environmental Health. 215: 255-269.
- 13-Hjorth P., Bagheri A., 2006. Navigating Towards Sustainable Development: A System Dynamics Approach. Futures. 38 (1): 74-92.
- 14-Jimenez B., 2006. Irrigation in developing countries using wastewater. Journal of International Review for Environmental Strategies. 6(2): 229 – 250.
- 15-Jung K., Jang T., Jeong H., and Park, S., 2014. Assessment of growth and yield components of rice irrigated with reclaimed wastewater. Agricultural Water Management, 138, 17-25.
- 16-Kanyoka P., and Eshtawi T., 2012. Analyzing the trade-offs of wastewater re use in agriculture: An Analytical framework.
- 17-Li Y.P., Huang G.H and Chen, X., 2009. Multistage scenario-based intervalstochastic programming for planning water resources allocation. Stoch Environ Res Risk Assess 23:781-792
- 18-Masike S., 2011. Application of system dynamic approach for water planning and decision making under water scarcity at Jwaneng diamond mine. Journal of Geography and Regional Planning. 4(5): 251-260.
- 19-Mekala G. D., 2009. A Framework for Determining and Establishing the Factors that affect Wastewater Treatment and Recycling. PhD thesis, University of Melbourne.
- 20-Mojid M.A., Wyseure G. C. L., Biswas S. K., and Hossain, A. B. M. Z., 2010. Farmers' perceptions and knowledge in using wastewater for irrigation at twelve peri-urban areas and two sugar mill areas in Bangladesh. Agricultural water management. 98(1):79-86.
- 21-Nasiri F., Savage T., Wang R., Barawid N., and Zimmerman, J. B., 2013. A system dynamics approach for urban

- water reuse planning: a case study from the Great Lakes region. *Journal of Stoch Environ Res Risk Assess.* 27:675–691
- 22-Pierce F.J., Shaffer M.J., Halvorson A.D., 1991. Screening procedure for estimating potentially leachable nitrate-N below the root zone. In: Follet, R.F., Keeney, D.R., Cruse, R.M. (Eds.), *Managing N for Groundwater Quality and Farm Profitability*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp. 259–283.
- 23-Ryden J.C., and Pratt P.F., 1980. Phosphorus removal from wastewater applied to land. *Hilgardia*. 48: 1-36.
- 24-Saysel A., and Barlas Y., 2006. Model simplification and validation with indirect structure validity tests. *System Dynamics Review* 22(3): 241–262.
- 25-Scott C. A., Faruqui N. I., and Raschid-Sally L. 2004. *Wastewater Use in Irrigated Agriculture: Management Challenges in Developing Countries*.
- 26-Scott C. A., Raschid-Sally, L., Redwood M., and Bahri, A., 2010. *Wastewater irrigation and health: assessing and mitigating risk in low-income countries*. IWMI Books.
- 27-Seilsepour M., 2007. The study of Fe and Zn effects on quantitative and qualitative parameters of winter wheat and determination of critical levels of these elements in Varamin plain soils. *Pajouhesh and Sazandegi Journal*. 76: 123-133.
- 28-Shaffer M.J., Halvorson A.D., and Pierce F. J., 1991., Nitrate leaching and economic analysis package (NLEAP): model description and application. *Managing nitrogen for groundwater quality and farm profitability, (managingnitroge)*, 285-322.
- 29-Sohrabi molayousef T., Liaghat A., Alizadeh, H.A., and Nazari B., 2014. Modeling and Simulation of Long-term Effects of Irrigation with Tehran Treated Wastewater on Water and Soil Resources using Dynamic Systems Modeling. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 45(3): 267-281.
- 30-Solis, C., Isaac-Olive, K., Mireles, A., and Vidal-Hernandez, M. 2009. Determination of trace metals in cow's milk from waste water irrigated areas in Central Mexico by chemical treatment coupled to PIXE. *Microchemical Journal*. 91(1): 9-12.
- 31-Tabari, M., and Salehi, A. 2009. Long-term impact of municipal sewage irrigation on treated soil and black locust trees in a semi-arid suburban area of Iran. *Journal of Environmental Sciences*. 21(10): 1438-1445.
- 32-Torabian, A., Mahjouri, M. 2002. Heavy metals uptake by vegetable crops irrigated with wastewater in south Tehran. *Journal of Environmental Study*. 16(2):188-196.
- 33-Water Resources Research Center of Iran. 2010. *Water comprehensive plan in Daryache Namak watershed*. Ministry of Energy, Iran.
- 34-Zarghami, M, and Akbariyeh, S. 2012. *System Dynamics Modeling for Complex Urban Water Systems: Application to the City of Tabriz, Iran*. *Resources, Conservation and Recycling*, 60: 99-106.

Simulating Effects of Long Term Use of Wastewater on Farmers Health Using System Dynamics Modeling (Case Study: Varamin Plain)

H.A. Alizadeh^{1*} - A.M. Liaghat² - T. Sohrabi³

Received: 25-11-2015

Accepted: 06-06-2016

Introduction: Agricultural activity in Varamin plain has been faced with many challenges in recent years, due to vicinity to Tehran the capital of Iran (competition for Latian dam reservoir), and competition with Tehran south network in allocation of Mamlou dam reservoir and treated wastewater of south wastewater treatment plant. Mamlou and Latian dam reservoirs, due to increase of population and industry sectors, allocated to urban utilization of Tehran. Based on national policy, the treated wastewater should be replaced with Latian dam reservoir water to supply water demand of agricultural sector. High volume transmission of wastewater to Varamin plain, will be have economical, environmental, and social effects. Several factors effect on wastewater management and success of utilization plans and any change in these factors may have various feedbacks on the other elements of wastewater use system. Hence, development of a model with capability of simulation of all factors, aspects and interactions that affect wastewater utilization is very necessary. The main objective of present study was development of water integrated model to study long-term effects of irrigation with Tehran treated wastewater, using system dynamics modeling (SD) approach.

Materials and Methods: Varamin Plain is one of the most important agricultural production centers of the country due to nearness to the large consumer market of Tehran and having fertile soil and knowledge of agriculture. The total agricultural irrigated land in Varamin Plain is 53486 hectares containing 17274 hectares of barley, 16926 hectares of wheat, 3866 hectares of tomato, 3521 hectares of vegetables, 3556 hectares of alfalfa, 2518 hectares of silage maize, 1771 hectares of melon, 1642 hectares of cotton, 1121 hectares of cucumber and 1291 hectares of other crops. In 2006 the irrigation requirement of the crop pattern was about 690 MCM and the actual agriculture water consumption was about 620 MCM (supplying 90 percent of the demand), 368 MCM of which was supplied through groundwater and 252 MCM was supplied by surface water. In recent years supplying water from Latyan Dam to the agriculture in Varamin Plain due to water supply of Tehran and the recent droughts has been reduced to lower than half (the average 68.8 MCM). On the other hand, shortage of surface water resources has caused an additional pressure to the groundwater resources of the Plain. Excessive groundwater withdrawal and use of brackish reused waters in the southern parts of the plain has caused the quality loss in groundwater resources, so that groundwater salinity has increased about 0.5 dS/m from the year 2000 to 2011. Obviously, by continuing the present situation, in less than two decades the groundwater resources in Varamin will be either quite destroyed or unable to be used due to inappropriate quality. Another source of surface water is allocated to the Varamin Plain is treated wastewater produced from Tehran Wastewater Treatment Plant. Utilizing the phases 1 to 4 of this treatment plant, about 80 MCM (2.5 up to 4 m³/s) of wastewater is annually transferred to Varamin Plain. According to the projections, it is assumed that wastewater will be used in near future as the most important water resource to Varamin Plain. In this study, SD was applied as the system analysis method for the Varamin wastewater management. The spatial boundary of the SD model for Varamin model was the whole Varamin area, which is 1584 km². The historical review period was from 2001 to 2011, the simulated period was from 2011 to 2036, and the simulation time interval was one year. The most important scenarios evaluated consisted of four wastewater allocation scenarios [(i) keeping the existing condition, (ii) complete allocation of Latian dam reservoir water to Tehran domestic use, allocation of 200 MCM treated wastewater during growing season to agricultural sector and 40 MCM to artificial aquifer recharge during non-growing season starting year 2016, (iii) similar to scenario number two w/o artificial aquifer recharge and (iv) similar to scenario number two plus allocating 50 MCM starting year 2021]. Mass flow or convection method by considering surface adsorption of solute was used to survey movement and adsorption of elements in soil. Adsorption isotherms delineated and determined by field and experimental measurement.

Results and Discussion: The result indicated that if raw wastewater be used till 2031, Cadmium and Copeer concentration will be outstanding and will have harmful effects on farmer's health. Utilization of treated wastewater will be safe and will have not harmful effects on farmer's health by heavy metals, to about 150 future

1- Department of Water Engineering, Ilam University, Iran

(*- Corresponding Author Email: H.alizadeh@Ilam.ac.ir)

2 and 3- Department of Irrigation and Reclamation, University of Tehran, Iran

years. Also, simulating result showed that Nitrate concentration in groundwater will exceed from allowable limitation for potable water in all scenarios to 2031. Application of scenarios (iv) and (iii) lead to the lowest and the highest Nitrate concentration, respectively.

Conclusion: In this model a systems system dynamics approach was applied to understand how various factors related to operation of wastewater and water sustainability interrelate. The developed model is capable to simulation of all factors, aspects and interactions that affect wastewater utilization. Result of this study demonstrated that SD is a useful decision support tool for sustainable wastewater management. By considering severe water shortage problems in the study area, and safe utilization of treated wastewater, treated wastewater transmission of Tehran plant to Varamin Plain can help to solve water shortage problems. Increase of treated wastewater allocation lead to decrease of raw sewage and hereby decreasing hygienic harmful effects.

Keywords: Artificial recharge, Causal Loop Diagram, Key variable, Stocks - flows