

پیش‌بینی اثرات زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده بر بار نیتروژن و رسوب در مقیاس حوضه آبریز با استفاده از مدل AnnAGNPS (مطالعه موردی: حوضه قره‌سو در استان گلستان)

محمد مهدی محمدی^۱، مهدی ذاکری‌نیا^{۲*} و محمد نوری تیرتاشی^۳

چکیده

طی چند دهه گذشته، شیوه‌های مدیریتی متعددی با هدف مدیریت حجم و بار آلاینده‌گی زه‌آب در اراضی کشاورزی معرفی و مورد بررسی قرار گرفته‌اند که زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده (CTD) یکی از این روش‌ها است. علی‌رغم اهمیت ارزیابی نتایج به‌کارگیری CTD، تاکنون بیشتر یافته‌ها و ارزیابی‌های صورت‌گرفته، ناشی از مطالعات در مقیاس مزرعه بوده و تأثیرات اجرای آن بر روند کیفیت و کمیت زه‌آب در مقیاس حوضه آبریز (پس از خروج از مزرعه تا رسیدن به نقطه تخلیه) به‌خوبی مورد بررسی قرار نگرفته‌است. در این پژوهش اثرات زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده بر بار رسوب، نیتروژن کل و نیتروژن محلول (نیترات) در حوضه آبریز قره‌سو استان گلستان و با استفاده از مدل AnnAGNPS مورد ارزیابی قرار گرفت. به‌منظور انطباق بیشتر داده‌های هواشناسی مورد استفاده در مدل با شرایط اقلیمی منطقه در زمان بهره‌برداری از پروژه زهکشی زیرزمینی، از میانگین پنج سال آماری ۱۳۹۵ تا ۱۳۹۹ استفاده شد (سال‌های وقوع هر سه وضعیت نرمال، ترسالی و خشکسالی). به‌منظور واسنجی و صحت‌سنجی مدل، سال‌های آبی ۱۳۹۷-۱۳۹۶ (واسنجی) و ۱۳۹۸-۱۳۹۷ (صحت‌سنجی) انتخاب شد. درجه انطباق بین داده‌های مشاهداتی و شبیه‌سازی‌شده رواناب خروجی از حوضه، با استفاده از نمایه‌های ضریب کارایی مدل (E)، RSR و PBIAS محاسبه و به‌ترتیب به میزان ۰/۸۵، ۰/۴۸ و ۰/۲۶- برای دوره واسنجی و ۰/۷۶، ۰/۴۴ و ۰/۹- برای دوره صحت‌سنجی به‌دست آمد. این مقادیر برای پارامتر رسوب به‌ترتیب ۰/۷۳، ۰/۴۳ و ۰/۳۱/۷ (واسنجی) و ۰/۶۶، ۰/۵۴ و ۰/۲۹/۱ (صحت‌سنجی) بود. نتایج نشان داد که مدل در شبیه‌سازی پارامترهای مورد بررسی، از کارایی مناسبی برخوردار است. دو سناریوی عمق ۰/۲ متر (CTD_{0.2}) و ۰/۶ متر (CTD_{0.6}) به‌ترتیب برای کنترل بیش از حد زهکشی و عمق توصیه‌شده برای کنترل زهکشی انتخاب شد. برای سناریوی CTD_{0.6}، نتایج شبیه‌سازی‌های مدل حاکی از کاهش اندک رواناب (۳/۶ درصد) و کاهش نیتروژن کل (۱۵/۲۸ درصد) و نیتروژن محلول (۴۶/۱۲ درصد) در خروجی دهانه رودخانه قره‌سو (در طول فصل رشد) بود. افزایش بار رسوب ناشی از اجرای سناریوی CTD_{0.6} در طول فصل رشد، ۷/۶ درصد بود. برپایه نتایج مدل، کنترل زهکشی زیرزمینی در عمق تقریبی ۰/۶ متر، نقطه تعادل مناسبی برای کاهش بار نیتروژن و رسوب در مقیاس حوضه آبریز است.

واژه‌های کلیدی: آلاینده‌گی، حوضه آبریز، زهکشی کنترل‌شده، AnnAGNPS.

ارجاع: محمدی م.، ذاکری‌نیا م. و نوری تیرتاشی م. ۱۴۰۱. پیش‌بینی اثرات زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده بر بار نیتروژن و رسوب در مقیاس حوضه آبریز با استفاده از مدل AnnAGNPS (مطالعه موردی: حوضه قره‌سو در استان گلستان). مجله پژوهش آب ایران. ۴۵: ۱۰۱-۹۱. <https://dx.doi.org/10.22034/iwrj.2022.10125.2368>

1- دانشجوی دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

2- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده مهندسی آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

3- دکتری مدیریت منابع آب، مدیر گروه مطالعات آب‌های زیرزمینی، شرکت سهامی آب منطقه‌ای گلستان.

* نویسنده مسئول: a_zakerinia@yahoo.com

تاریخ پذیرش: 1400/11/05

تاریخ دریافت: 1400/09/14

مقدمه

محصولات کشاورزی مورد نیاز است؛ بنابراین نیاز فوری برای توسعه روش‌هایی که امکان ادامه تولیدات بالای کشاورزی از خاک‌های دارای زهکشی ضعیف و بهره‌وری کم را فراهم کرده و درعین‌حال منجر به کاهش تلفات نیتروژن به آب‌های سطحی می‌شوند، احساس می‌شود. طی چند دهه اخیر، نشان داده شده که زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده (CTD)^۵ قادر است میزان خروج جریان توده‌ای عناصر مغذی را از مزارع کاهش داده (اوانس و همکاران، ۱۹۹۲) و به‌علاوه، بازده تولید محصول را بهبود بخشد (سانوهارا و همکاران، ۲۰۱۴). با این حال، بیشتر این یافته‌ها در ایران، حاصل از مطالعات در مقیاس مزرعه است و اثرات خالص ناشی از اجرای CTD در مقیاس حوضه آبریز و در بازه‌های زمانی طولانی‌تر (بر روند کمی و کیفی آب) ثبت و گزارش نشده است.

مدل‌های بسیاری وجود دارند که قادر به پیش‌بینی میزان آلودگی منبع غیرنقطه‌ای در مقیاس حوضه آبریز رودخانه هستند. چندین مدل رایانه‌ای نظیر HSPF، SWAT، AnnAGNPS و ANSWERS وجود دارد که الزامات مورد نیاز برای مدل‌سازی هیدرولوژی حوضه آبریز و آلاینده‌های با منبع غیرنقطه‌ای (به‌ویژه مواد مغذی) را دارا هستند؛ اما مدل AnnAGNPS به‌جهت توانایی در لحاظ کردن شیوه‌های مدیریتی، نظیر زهکشی کنترل‌شده و همچنین نیاز به داده‌های محدود (MPCA, 2000) از اهمیت خاصی برخوردار است (یوان و همکاران، ۲۰۱۱). مدل سالانه آلودگی منبع غیرنقطه‌ای کشاورزی^۶ (AnnAGNPS) با موفقیت برای ارزیابی تأثیر استفاده از بهترین اقدامات مدیریتی^۷ (BMPs) در اهداف کیفی/کمی آب در مناطق مختلفی از اروپا و آمریکای شمالی مورد استفاده قرار گرفته است (باینر و همکاران، ۲۰۰۷).

در این پژوهش و به‌منظور کاهش بار آلودگی زه آب خروجی از شبکه زهکشی زیرزمینی (اراضی کشاورزی حوضه آبریز قره‌سو) به خلیج گرگان، اثرات کلی زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده بر روی نیتروژن کل (نیتروژن آلی پایدار، نیتروژن آلی فعال و نیتروژن معدنی)^۸، نیتروژن محلول^۹ و بار رسوبی معلق کل^۱ (TSS) با استفاده از مدل AnnAGNPS مورد پیش‌بینی و ارزیابی قرار گرفت.

در سطح جهانی، اکوسیستم‌های آبی با افزایش فشارهای ناشی از آلودگی‌های غیرنقطه‌ای ناشی از فعالیت‌های کشاورزی روبه‌رو هستند (اوانس محیط‌زیست اروپا، ۲۰۰۵؛ ژانگ و همکاران، ۲۰۰۴). انباشتگی خوراکی آب^۱ از جمله مشکلات ایجادشده از این منابع آلودگی است که یک نگرانی جدی برای محیط‌زیست محسوب شده و اکوسیستم‌های آبی و حتی بهداشت عمومی را تهدید می‌کند. این پدیده زمانی اتفاق می‌افتد که مقادیر زیادی مواد مغذی، به‌ویژه نیتروژن در آب وجود داشته باشد. نیتروژن ماده مغذی اساسی برای رشد محصول بوده و به‌طورکلی در مزارع کشاورزی به‌صورت کودهای شیمیایی یا کود حیوانی مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین نیتروژن، ماده مغذی اساسی برای رشد جلبک‌ها است؛ بنابراین حتی تلفات نسبتاً ناچیز از اراضی کشاورزی می‌تواند منجر به شدت یافتن رشد جلبکی در منابع آبی پذیرنده شود.

زهکشی‌های زیرزمینی مسیرهای مؤثری برای انتقال آلاینده‌های ایجادشده در مزارع کشاورزی به محیط وسیع‌تر آب‌های سطحی هستند (فری و همکاران، ۲۰۱۲؛ لاپن و همکاران؛ ۲۰۰۸). ورودی آلاینده‌های کشاورزی (به مجاری روباز) از اراضی کشاورزی دارای زهکشی زیرزمینی می‌تواند زیاد باشد؛ به‌علاوه، ممکن است آب و مواد مغذی مورد استفاده برای رشد گیاه (در طول فصل رشد و در زمان شدت نیاز محصول به این مواد مغذی) از دسترس گیاه خارج شود.

تاکنون روش‌های مختلفی برای کاهش تخلیه بار نیتروژن به پیکره‌های آبی ارائه شده و از جمله آن‌ها می‌توان به روش‌هایی نظیر کاهش میزان استفاده از کودهای نیتروژن، ایجاد تالاب‌ها و موانع ساحلی^۲ اشاره کرد (گرامپتون و همکاران، ۲۰۰۷). تشکیلاتی مانند وزارت کشاورزی ایالات متحده (USDA^۳) و سازمان حفاظت از منابع طبیعی (NRCS^۴) نیز در مواردی، توصیه به توقف زهکشی کشاورزی یا تبدیل اراضی کشاورزی به مراتع یا تالاب‌ها کردند (یوان و همکاران، ۲۰۱۱). با این حال با افزایش تقاضا برای غذا و سوخت‌های زیستی، تولید بیشتر

5- Controlled Tile Drainage

6- Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution Model

7- Best Management Practices

8- Total N

9- Soluble N

1- Eutrophication

2- Riparian buffers

3- United States Department of Agriculture

4- Natural Resource Conservation Services

مواد و روش‌ها

حوضه آبریز قره‌سو با مساحت حدود ۱۶۷۰ کیلومترمربع، یکی از حوضه‌های استان گلستان است که از شمال و شرق به حوضه آبریز گرگانرود، از جنوب به حوضه آبریز نکارود و از غرب به حوضه آبریز خلیج گرگان و نیز دریاچه بزرگ خزر محدود و در روستای قره‌سو به این دریاچه تخلیه می‌شود. شکل ۱ نقشه موقعیت جغرافیایی محدوده حوضه آبریز قره‌سو در استان گلستان را نشان می‌دهد. مجموع طول رودخانه‌های حوضه حدود ۹۳۰ کیلومترمربع است که ۸ درصد از آب سطحی استان، یعنی ۱۰۰ میلیون مترمکعب، در این حوضه جریان دارد.

۵ نوع کاربری اصلی شامل جنگل، مرتع، کشت دیم، کشت آبی و مناطق مسکونی در منطقه وجود دارد که بیشترین مساحت به کاربری کشاورزی و کمترین آن به کاربری مسکونی اختصاص دارد. اراضی تحت زراعت آبی و دیم، اغلب در قسمت‌های دشت شمال حوضه و مناطق جنگلی بیشتر در قسمت‌های میانی حوضه واقع شده‌اند. کاربری مرتع در مناطق کوهستانی جنوب حوضه و نیز قسمت‌هایی از شمال حوضه متمرکز است. به‌منظور بهبود وضعیت اراضی کشاورزی و جلوگیری از ماندابی شدن اراضی، تاکنون بخش‌هایی از اراضی کشاورزی واقع در حوضه قره‌سو به شبکه زهکشی زیرزمینی مجهز شده یا در آینده نزدیک و هم‌زمان با اجرای شبکه‌های اصلی زهکشی، به این اراضی اضافه می‌شود (شکل ۲)؛ بنابراین لازم است مسأله آلاینده‌گی ناشی از عملکرد این تأسیسات مورد توجه جدی قرار گیرد.

بررسی کلی مدل AnnAGNPS

AnnAGNPS مدل محاسباتی جامع تکامل‌یافته از AGNPS (یانگ و همکاران، ۱۹۸۹) است که برای ارزیابی بارهای آلاینده غیرنقطه‌ای کشاورزی در حوضه‌های آبریز طراحی شده و حوضه آبریز را به زیرحوضه‌های کوچک‌تر و همگنی به نام «سلول» تقسیم می‌کند. سلول‌ها توسط «آبراهه‌ها» به یکدیگر متصل می‌شوند (باینر و همکاران، ۲۰۰۷). در مدل AnnAGNPS از بیان روزانه آب خاک برای محاسبه جریان سطحی و زیرسطحی و نفوذ عمقی برای هر سلول استفاده می‌شود. AnnAGNPS قادر به شبیه‌سازی رواناب سطحی است که با استفاده از روش

شماره منحنی (CN) (مرکز حفاظت خاک USDA، ۱۹۷۲) محاسبه شده (معادله (۱)) و به‌عنوان بخشی از آب ورودی تعریف می‌شود که در یک دوره زمانی خاص، از یک سلول شبکه خارج می‌شود. این جریان، مخلوطی نامتمایز از جریان روی زمین و جریان کم‌عمق در لایه فوقانی خاک (بالای لایه نفوذناپذیر) است.

$$Q = \frac{(P-0.2S)^2}{P-0.8S} \quad (1)$$

Q = جریان سطحی (میلی‌متر)؛

P = بارش (میلی‌متر)؛

S = نگهداشت حداکثر پس از شروع جریان سطحی (میلی‌متر).

S مربوط به مجموعه خاک، پوشش گیاهی و شرایط کاربری اراضی از طریق CN در حوزه آبریز است و SCS، S را به‌عنوان تابعی از CN در مدل تعریف می‌کند (معادله (۲)):

$$S = 254 \left(\frac{100}{CN} - 1 \right) \quad (2)$$

جریان زیرزمینی در مدل شامل جریان جانبی زیرسطحی در خاک و زهکشی لوله‌ای است که برای تعیین سهم زهکشی زیرزمینی درون یک سلول تا آبراهه متناظر، مورد استفاده قرار می‌گیرد. این جریان تنها در حالتی داخل AnnAGNPS اتفاق می‌افتد که یک لایه غیرقابل نفوذ در پروفیل خاک وجود داشته باشد (یوان و همکاران، ۲۰۰۶). مقدار جریان جانبی زیرسطحی و جریان زهکشی لوله‌ای خارج‌شده از هر سلول، هم‌زمان با رواناب سطحی به محل آبراهه اضافه شده و هر دو به‌عنوان جریان بازگشتی سریع به آبراهه در نظر گرفته می‌شوند. وقتی سطح آب از عمق مبنای زهکشی بالاتر نباشد، جریان جانبی با استفاده از معادله داری محاسبه می‌شود. جریان زهکشی عمقی از طریق معادله هوگهات (معادله (۳)) تعیین می‌شود (اسمیدما و راکرافت، ۱۹۸۳).

$$Q_{\text{drain}} = \frac{8K_s d_m + 4K_s m^2}{L_D^2} \quad (3)$$

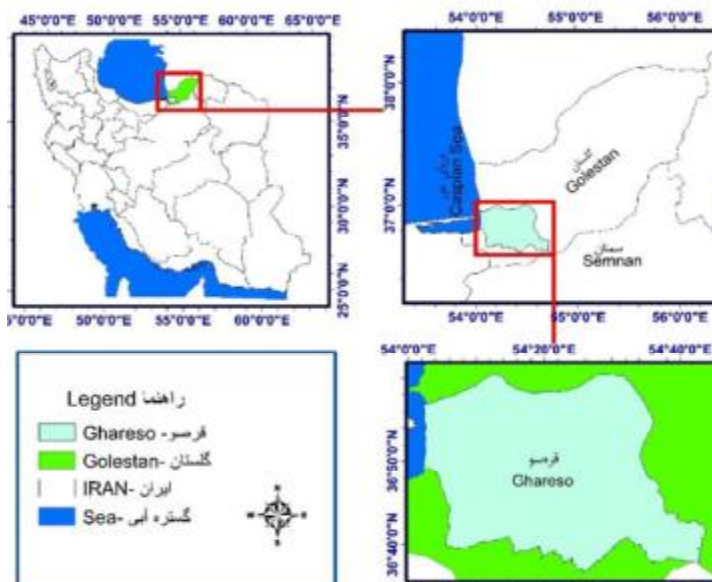
Q_{drain} = جریان زهکشی لوله‌ای (میلی‌متر بر بازه زمانی)؛

K_s = هدایت هیدرولیکی اشباع (میلی‌متر بر زمان)؛

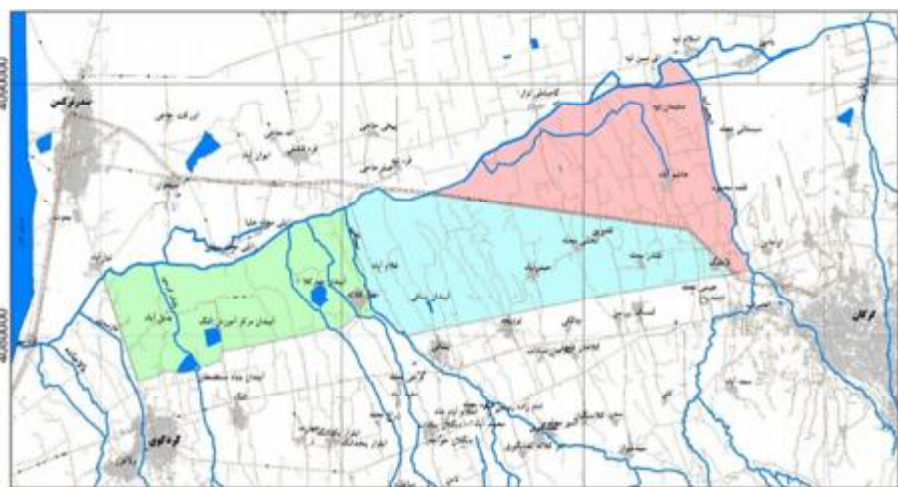
L_D = فاصله بین زهکش‌ها (متر)؛

m = ارتفاع سطح آب بالای زهکش (متر)؛

d_e = عمق معادل لایه غیرقابل نفوذ در زیر زهکش (متر).



شکل ۱- موقعیت محدوده حوضه آبریز قره‌سو



شکل ۲- محدوده اجرای شبکه زهکشی زیرزمینی در حوضه آبریز قره‌سو

S = درجه شیب؛

C = پوشش گیاهی؛

P = عملیات حفاظتی.

همچنین برای عنصر نیتروژن در هر سلول، تعادل جرمی روزانه مورد محاسبه قرار می‌گیرد. نیتروژن به صورت اشکال محلول (در رواناب، آبشویی و نیترات‌زدایی) و چسبیده^۲ به ذرات رس خاک (رسوب) از اراضی خارج می‌شود. عمده اجزای در نظر گرفته‌شده برای بیلان املاح، عبارت‌اند از: جذب گیاهی، کوددهی، بقایای گیاهی و انتقال (شارپلی و همکاران، ۱۹۸۴؛ رنارد و همکاران،

مدل AnnAGNPS از معادله بازبینی‌شده جهانی فرسایش خاک^۱ (معادله (۴)) (رنارد و همکاران، ۱۹۹۷) برای محاسبه رسوب تحویلی به مرز اراضی و تعیین بارهای رسوبی تا آبراهه استفاده می‌کند (تارر و کلارک، ۱۹۹۱).

$$S_Y = 0.22Q^{0.68}q_p^{0.95}KLSCP \quad (4)$$

S_Y = میزان رسوب (Mg/ha)؛

Q = حجم رواناب سطحی (میلی‌متر)؛

q_p = شدت پیک رواناب سطحی (میلی‌متر بر ثانیه)؛

K = میزان فرسایش‌پذیری خاک؛

L = طول شیب؛

$$DN = \frac{inorg N * conv}{1000000} * (1 - \exp(1.4 * F_t * orgC)) \quad (۶)$$

$$DN = 0 \quad \begin{matrix} Fw > 0.9 \\ Fw < 0.9 \end{matrix}$$

DN = نیترات زدایی (کیلوگرم)؛

inorgN = مقدار نیترات در خاک (ppm)؛

conv = فاکتور تبدیل؛

F_t = فاکتور دما در چرخه ماده مغذی خاک؛

orgC = میزان کربن آلی (درصد)؛

Fw = فاکتور آب در چرخه ماده مغذی خاک.

نیترات زدایی تنها زمانی اتفاق می افتد که رطوبت خاک بیشتر از ۹۰ درصد میزان تخلخل باشد. در شرایط زهکشی کنترل شده (CTD)، این فرایند معمولاً به دلیل نگهداشت طولانی مدت آب در زهکشها اتفاق می افتد.

جمع آوری اطلاعات مورد نیاز

برای دمای حداکثر روزانه، حداقل روزانه، میزان بارش و سرعت باد از اطلاعات ایستگاه تبخیرسنجی کردکوی استفاده شد. میزان خروجی آب سطحی و بار رسوبی معلق نیز از داده های ایستگاه هیدرومتری سیاه آب (نقطه خروجی حوضه آبریز قره سو) کسب شد (شکل ۳). از داده های مشاهداتی دبی رودخانه و رسوب، برای واسنجی و صحت سنجی مدل استفاده شد.

(۱۹۹۷). باینر و همکاران (۲۰۰۷). روند شبیه سازی نیتروژن آلی را در قالب معادله (۵) ارائه کردند:

$$N_{ot} = N_{ot-1} + \frac{1000000 (N_r + N_f + N_h - N_s)}{conv} \quad (۵)$$

conv = ضریب تبدیل (kg)؛

N_{ot} = غلظت نیتروژن آلی در لایه کمپوست خاک در روز جاری (ppm)؛

N_{ot-1} = غلظت نیتروژن آلی در لایه کمپوست خاک در روز قبل (ppm)؛

N_r = نیتروژن آلی اضافه شده به لایه خاک سلول شماره ۱ در روز جاری (ناشی از تجزیه ترکیبات گیاهی و غیرگیاهی قرار گرفته در سطح خاک) (kg)؛

N_f = نیتروژن آلی ناشی از استفاده از کود، مانند کود حیوانی یا منابع دیگر (kg)؛

N_h = نیتروژن معدنی شده از نیتروژن آلی در لایه خاک در روز جاری (kg)؛

N_s = توده نیتروژن همراه با رسوب در روز جاری (kg).

در این مدل، نیترات زدایی به عنوان یکی از مهم ترین تلفات نیتروژن در نظر گرفته می شود (معادله (۶)). در خاک اشباع، اگر اکسیژن وجود نداشته باشد یا تا نقطه ای زیر تقاضای اکسیژن تخلیه شود، نیترات (NO₃⁻) به NO₂، NO، N₂O و N₂ تبدیل می شود. (باینر و همکاران، ۲۰۰۷).



شکل ۳- موقعیت ایستگاه هیدرومتری سیاه آب

استفاده شد که مبنای انتخاب این سالها، لحاظ کردن شرایط نرمال (۱۳۹۹)، ترسالی (۱۳۹۸) و خشک سالی (۱۳۹۵) بود (رجوع شود به وبگاه اداره کل هواشناسی استان گلستان).

به منظور انطباق بیشتر داده های هواشناسی و هیدرولوژیکی مورد استفاده در مدل با شرایط اقلیمی منطقه در زمان پس از اجرای (بهره برداری) شبکه زهکشی زیرزمینی، از میانگین ۵ سال آماری ۱۳۹۵ تا ۱۳۹۹

قابل توجهی از عمومیت‌سازی‌ها نیاز است) قابل قبول تلقی شد (یوان و همکاران، ۲۰۱۱).

در این مطالعه، عمق مبنای زهکشی ۱/۲ متر متناظر با UCTD، فواصل زهکش‌ها ۴۰ متر، طول زهکش‌های زیرزمینی ۵۰۰-۲۰۰ متر، شیب زهکش‌ها ۰/۰۰۰۸ و قطر لوله زهکشی برابر با ۱۰۰ میلی‌متر انتخاب شد (مطالعات زهکشی زیرزمینی شرکت موج آب‌فن، ۱۳۹۹) به‌منظور خلاصه‌سازی نتایج شبیه‌سازی، تنها دو سناریوی CTD، (یعنی عمق‌های زهکشی ۰/۲ و ۰/۶ متر) مورد بررسی قرار گرفتند. عمق ۰/۲ متر (CTD_{0.2}) به‌عنوان کنترل بیش از حد زهکشی در نظر گرفته‌شد (که ممکن است در شرایط مدیریت انتقال آلاینده‌های مرتبط با اعمال کود مورد استفاده قرار گیرد). عمق ۰/۶ متر (CTD_{0.6}) نیز به‌عنوان عمق توصیه‌شده در فصل رشد برای زهکشی کنترل‌شده انتخاب شد؛ همان‌گونه که در مطالعات ساناهورا و همکاران (۲۰۱۴) مورد بحث و بررسی قرار گرفته‌است.

نظر به اینکه بیشتر مطالعات CTD انجام‌شده در مناطق آب‌وهوایی معتدل و گرم، از CTD در هر دو زمان فصل آیش زمستانه و همچنین در طول فصل رشد استفاده می‌کنند، برنامه عملیاتی CTD در این پژوهش براساس امکان اجرای آن در کل فصل زراعی انتخاب شد. به‌منظور مدل‌سازی، عمق ۱/۲ متر به‌عنوان سناریوی مرجع (UCTD) در نظر گرفته شد. برای بازه زمانی ۱ فروردین تا ۳۱ شهریور، عمق‌های ۰/۲ و ۰/۶ متر به‌ترتیب برای سناریوهای CTD_{0.2} و CTD_{0.6} تنظیم شد. در ادامه سال آبی و در طی ماه‌های مهر تا اسفند، دو سناریوی CTD به عمق ۱/۲ متر (عمق UCTD) بازگشت داده شدند. درصد افزایش/کاهش بار آلودگی در فصل رشد با استفاده از شرط UCTD به‌عنوان مرجع از طریق معادله (۷) محاسبه شد:

$$\frac{\text{Load}_{\text{CTD}} - \text{Load}_{\text{UCTD}}}{\text{Load}_{\text{UCTD}}} \times 100 \quad (7)$$

که در آن Load_{CTD} و Load_{UCTD} به‌ترتیب بار آلودگی اجرای سناریوهای CTD و UCTD هستند؛ بنابراین، مقادیر منفی نشان‌دهنده کاهش بار آلودگی و مقادیر مثبت افزایش بار آلودگی متناظر با اجرای CTD را نشان می‌دهد.

گیاه گندم برای شبیه‌سازی در AnnAGNPS در این پژوهش انتخاب شد. میزان کودهای مورد استفاده برای گیاه گندم در منطقه، طبق دستورالعمل فنی جهاد کشاورزی استان برای مدل تعریف شد که در جدول ۱ ارائه شده‌است. پخش کود به‌طور معمول در بهار و پاییز و سایر اقدامات زراعی رایج در منطقه، عملیات شخم‌زنی (شخم پاییزه) در نظر گرفته شد.

جدول ۱- کودهای مورد استفاده برای گیاه گندم

کود (kg/ha)		
ازت	فسفات	پتاس
۲۰۰-۱۵۰	۱۵۰-۷۵	۱۰۰-۵۰

برای داده‌های شیب، بافت خاک و کاربری اراضی حوضه آبریز قره‌سو، از نقشه‌های اداره منابع طبیعی استان گلستان استفاده شد. مدل ارتفاعی رقومی (CH2M HILL, 2001) منطقه مورد مطالعه با استفاده از رابط کاربری تعریف‌شده در مدل به‌نام TOPAZ^۱ پردازش شد که برای تعریف سلول‌ها، آبراهه‌ها و سایر مشخصات توپوگرافی در مدل طراحی شده‌است.

شبیه‌سازی زهکشی زیرزمینی کنترل‌شده

شیوه کنترل زهکشی زیرزمینی در این پژوهش، استفاده از استاپ‌لاگ است. استاپ‌لاگ یا صفحه سرریز، از جریان زهکشی عمقی در هنگام قرارگیری سطح زه‌آب در رقومی پایین‌تر از رقوم بالایی استاپ‌لاگ، جلوگیری می‌کند. قرارگیری سطح آب در ارتفاعی بیشتر از رقوم بالای استاپ‌لاگ، منجر به سرریز و درنهایت تخلیه زه‌آب ناشی از زهکشی عمقی به مجاری آب سطحی می‌شود. مدل AnnAGNPS ظرفیت و توانایی پیاده‌سازی رویکرد CTD را با تنظیم عمق مبنای زهکش‌های زیرزمینی فراهم کرده‌است؛ بدین‌نحو که با بالاتر رفتن رقوم سطح آب از عمق مبنای زهکش، به‌صورت مجازی امکان جریان و خروج زه‌آب را فراهم می‌کند و در رقوم پایین‌تر از عمق مبنای زهکش‌ها، جریان زهکشی متوقف می‌شود. رویکرد CTD اتخاذشده در AnnAGNPS برای عمومیت‌بخشیدن اثرات CTD در مقیاس حوضه آبریز (که به انجام میزان

واسنجی و صحت‌سنجی مدل

براساس نتایج تجزیه و تحلیل حساسیت و یافته‌ها در مطالعات قبلی (یوان و همکاران، ۲۰۰۳؛ یوان و همکاران، ۲۰۰۵)، پارامتر CN بیشترین تأثیر بارز را بر کمیّت/کیفیت آب داشته‌است (رواناب مستقیم، N کل و TSS). همچنین پارامترهای مرتبط با ماده مغذی (میزان کود و ماده آلی) تأثیر نسبی بر میزان بار نیتروژن نشان دادند. براین اساس، واسنجی و صحت‌سنجی از طریق تنظیم ضرایب شماره منحنی رواناب (CN) و میزان کود و مواد مغذی (مطابق با جدول ۱) انجام گرفت. نتایج شبیه‌سازی با رواناب مستقیم ماهانه و رسوب اندازه‌گیری شده در ایستگاه هیدرومتری سیاه‌آب مورد مقایسه قرار گرفت. سال‌های آبی ۱۳۹۶-۱۳۹۷ و ۱۳۹۷-۱۳۹۸ به ترتیب برای واسنجی و صحت‌سنجی مدل انتخاب شد. سه معیار عملکرد مورد استفاده برای ارزیابی میزان برازش بین داده‌های مشاهداتی و خروجی مدل عبارت بودند از: ضریب کارایی نش (E) (نش و ساتکلیف، ۱۹۷۰)، نسبت RMSE به انحراف استاندارد داده‌های مشاهداتی (RSR) و PBIAS (گاپتا و همکاران، ۱۹۹۹).

معیار نش ساتکلیف یک آماره نرمال شده است که بزرگی نسبی واریانس باقیمانده را در مقایسه با واریانس داده‌های مشاهداتی تعیین می‌کند (موریاسی و همکاران، ۲۰۰۷). این معیار با نماد NSE نشان داده شده و از معادله (۸) محاسبه می‌شود:

$$NSE = 1 - \left(\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{avg})^2} \right) \quad (8)$$

که در آن O_{avg} میانگین مقادیر مشاهداتی، S_i مقدار شبیه‌سازی شده توسط مدل، O_i مقدار مشاهداتی و n تعداد داده‌های مشاهداتی است. دامنه تغییرات NSE از $-\infty$ تا ۱ است که مقدار ۱ بهترین مقدار ممکن است.

درصد اریبی (PBIAS) نشان‌دهنده متوسط تمایل داده‌های شبیه‌سازی شده به بزرگتر یا کوچکتر بودن از داده‌های مشاهداتی می‌باشد. مقادیر مثبت آن نشان‌دهنده تمایل مدل به کوچکتر بودن از داده‌های مشاهداتی و مقادیر منفی، تمایل مدل به بزرگتر بودن از داده‌های مشاهده‌ای می‌باشد (گاپتا و همکاران، ۱۹۹۹). این معیار از معادله (۹) مشاهده می‌شود:

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i) * 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \quad (9)$$

پارامتر RSR با استاندارد کردن مقادیر باقیمانده میانگین مربعات خطا (RMSE) با استفاده از انحراف از معیار مقادیر مشاهداتی به دست می‌آید (معادله (۱۰)).

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{abs}} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{avg})^2}} \quad (10)$$

نتایج

نتایج واسنجی و صحت‌سنجی در جدول ۲ ارائه شده‌است. موریاسی و همکاران (۲۰۰۷) دریافتند که در شبیه‌سازی مدل، اگر $E > 0.50$ ، $RSR < 0.70$ و مقدار PBIAS $\pm 25\%$ برای رواناب و $\pm 55\%$ برای رسوب باشد، رضایت‌بخش تلقی می‌شود. همان‌گونه که ملاحظه می‌شود، نتایج جدول زیر با این مقادیر مطابقت دارد. از این رو میزان برازش نتایج مدل در مقابل داده‌های مشاهداتی رضایت‌بخش است.

جدول ۲- آنالیز مدل در بازسازی مقادیر رواناب و رسوب (صحت‌سنجی-واسنجی)

پارامتر	E	RSR	PBIAS
رواناب	۰/۸۵ - ۰/۷۶	۰/۴۸ - ۰/۴۴	-۲/۶ - ۱۰/۹
رسوب	۰/۷۳ - ۰/۶۶	۰/۴۳ - ۰/۵۴	۳/۷ - ۲۹/۱

شکل ۴ نتایج شبیه‌سازی اثر عمق زهکشی زیرزمینی (۰/۱، ۰/۲، ۰/۳، ۰/۴، ۰/۵، ۰/۶، ۰/۷، ۰/۸، ۰/۹، ۱/۰، ۱/۱) و ۱/۲ متر) را به ترتیب بر میزان رواناب، بار نیتروژن کل و رسوب با استفاده از مدل AnnAGNPS نشان می‌دهد. براین اساس رواناب و نیتروژن کل با کاهش عمق زهکشی زیرزمینی کاهش یافت؛ اما برای بار رسوب، روند معکوس مشاهده شد. این روند معکوس ناشی از آن است که با کاهش عمق زهکشی، پتانسیل فرسایش سطحی افزایش می‌یابد.

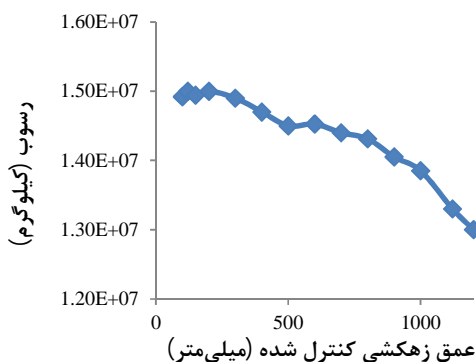
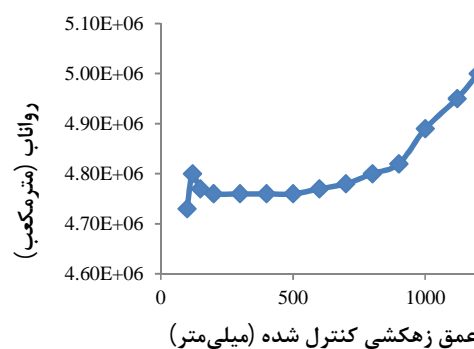
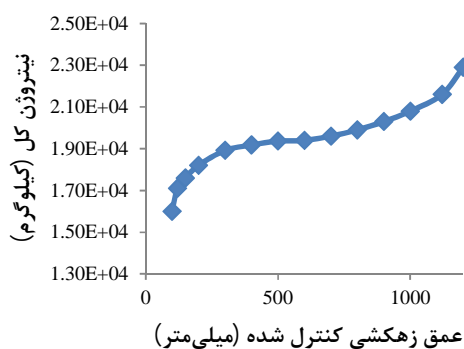
شبیه‌سازی پیامد سناریوهای زهکشی کنترل شده

بر رواناب، بار آلودگی نیتروژن و رسوب

نتایج شبیه‌سازی در جداول ۳ تا ۶ ارائه شده‌است. رواناب شبیه‌سازی شده تحت سناریوی UCTD تقریباً 5×10^6 مترمکعب به دست آمد، در مقایسه با نتایج سناریوهای CTD_{0.2} و CTD_{0.6} که میزان رواناب به ترتیب به میزان $4/76 \times 10^6$ و $4/82 \times 10^6$ مترمکعب حاصل شد (جدول ۳). تنظیمات ۰/۲ و ۰/۶ متر منجر به کاهش میزان رواناب در

سناریوی UTCD حاصل شد. در مقایسه با 0.15×10^8 کیلوگرم برای سناریوی $CTD_{0.2}$ و 0.14×10^8 کیلوگرم برای سناریوی $CTD_{0.6}$ که در مقایسه با زهکشی آزاد، نشانگر افزایش بار رسوب در نتیجه اجرای سناریوی زهکشی کنترل‌شده به میزان $15/38$ درصد برای $CTD_{0.2}$ و $7/69$ درصد برای $CTD_{0.6}$ است (جدول ۶). میزان بار رسوب به شرایط اقلیمی سال مورد بررسی نیز بستگی دارد؛ برای مثال بارندگی منجر به خروج رسوب بیشتر در سال مرطوب خواهد شد که این موضوع نیز باید در تحلیل خروجی مدل مدنظر قرار گیرد.

فصل رشد به‌ترتیب به میزان $4/8$ و $3/6$ درصد شد. شبیه‌سازی سالانه نیتروژن کل حاصل از سناریوی UTCD، $2/29 \times 10^4$ کیلوگرم به‌دست آمد، در مقایسه با $1/82 \times 10^4$ کیلوگرم برای سناریوی $CTD_{0.2}$ و $1/94 \times 10^4$ کیلوگرم برای سناریوی $CTD_{0.6}$ (جدول ۴). این به‌معنای $20/5$ درصد ($CTD_{0.2}$) و $15/28$ درصد ($CTD_{0.6}$) کاهش میزان نیتروژن با اجرای سناریوهای زهکشی کنترل‌شده است. برای نیتروژن محلول (جدول ۵)، درصد کاهش بار مرتبط با سناریوی CTD در کل فصل رشد عبارت بودند از $55/4$ درصد ($CTD_{0.2}$) و $46/12$ درصد ($CTD_{0.6}$). کل بار رسوب معلق 0.13×10^8 کیلوگرم برای



شکل ۴ - شبیه‌سازی اثر عمق زهکشی زیرزمینی بر میزان رواناب، نیتروژن کل و رسوب

جدول ۳ - نتایج شبیه‌سازی رواناب برای سناریوهای زهکشی آزاد و کنترل‌شده در طول فصل رشد

$(CTD_{0.6} - UCTD) / UCTD \times 100$	$(CTD_{0.2} - UCTD) / UCTD \times 100$	$UTCD \times 10^6 m^3$	$CTD_{0.6} \times 10^6 m^3$	$CTD_{0.2} \times 10^6 m^3$
-۳/۶	-۴/۸	۵	۴/۸۲	۴/۷۶

جدول ۴ - نتایج شبیه‌سازی نیتروژن کل برای سناریوهای زهکشی آزاد و کنترل‌شده در طول فصل رشد

$(CTD_{0.6} - UCTD) / UCTD \times 100$	$(CTD_{0.2} - UCTD) / UCTD \times 100$	$UTCD \times 10^4 kg$	$CTD_{0.6} \times 10^4 kg$	$CTD_{0.2} \times 10^4 kg$
-۱۵/۲۸	-۲۰/۵	۲/۲۹	۱/۹۴	۱/۸۲

جدول ۵ - نتایج شبیه‌سازی نیتروژن محلول برای سناریوهای زهکشی آزاد و کنترل‌شده در طول فصل رشد

$(CTD_{0.6} - UCTD) / UCTD \times 100$	$(CTD_{0.2} - UCTD) / UCTD \times 100$	$UTCD \times 10^2 kg$	$CTD_{0.6} \times 10^2 kg$	$CTD_{0.2} \times 10^2 kg$
-۴۶/۱۲	-۵۵/۴	۵/۹۴	۳/۲	۲/۶۵

جدول ۶- نتایج شبیه‌سازی رسوب معلق برای سناریوهای زهکشی آزاد و کنترل‌شده در طول فصل رشد

$(CTD_{0.6} - UCTD) / UCTD \times 100$	$(CTD_{0.2} - UCTD) / UCTD \times 100$	$UTCD \times 10^8 \text{ m}^3$	$CTD_{0.6} \times 10^8 \text{ m}^3$	$CTD_{0.2} \times 10^8 \text{ kg}$
۷/۶۹	۱۵/۳۸	۰/۱۳	۰/۱۴	۰/۱۵

بحث

در این تحقیق، حساسیت عمق زهکش زیرزمینی بر میزان بار آلودگی نشان می‌دهد که تنظیم عمق کمتر زهکشی، رواناب و بار نیتروژن کل کمتری را در دهانه خروجی حوضه در پی دارد. مطالعات قبلی مدل‌سازی در مقیاس حوضه آبریز نیز نشان دادند که مدیریت زهکشی باعث کاهش نیترات یا نیتروژن کل، تقریباً به میزان ۶ تا ۵۰ درصد در طول یک سال مورد مطالعه (بسیاری از مطالعات زمستان را برای اثرات CTD شبیه‌سازی می‌کنند) می‌شود (تراپ و همکاران، ۲۰۰۸؛ یوان و همکاران، ۲۰۱۱). همچنین دیل و همکاران (۱۹۸۶)، از طریق شبیه‌سازی دریافتند که زهکشی کنترل‌شده می‌تواند خروج نیترات را تا میزان ۳۴ درصد در برخی از شرایط خاک/مدیریتی کاهش دهد. ساناهورا و همکاران (۲۰۱۴) به‌طور متوسط ۵۹ درصد کاهش خروج نیترات + آمونیوم را از اراضی تحت CTD نسبت به اراضی با زهکشی زیرزمینی سنتی در حوضه آبریز SNRB کشور کانادا طی چهار فصل رشد اعلام کردند. این مطالعه نیز در مجموع به کاهش خالص در بارهای کل و نیتروژن محلول دست یافت که با این مدل‌سازی‌ها و داده‌های تجربی سازگار است.

با این حال، نتایج بار رسوب (با کاهش عمق زهکشی زیرزمینی) در مقایسه با رواناب و نیتروژن کل، خلاف آن را نشان می‌دهد. با کاهش حجم زه آب ناشی از زهکشی زیرزمینی، پتانسیل بیشتری برای شروع اشباع لایه نزدیک سطح وجود دارد که می‌تواند انتقال رسوب را به آبراهه‌های مجاور تسریع کند. اسکیلینگ و هلمرز (۲۰۰۸) نشان دادند که بیش از ۸۰ درصد حرکت رسوبات از طریق زهکش‌های زیرزمینی، با رواناب مستقیم ناشی از آب باران (که در ورودی‌های سیستم زهکشی جریان دارد) ایجاد می‌شود. بال کالهو و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که زهکشی زیرزمینی، روشی مناسب (BMP) برای مکانی است که هدف در آنجا، کاهش حرکت $\text{NO}_3\text{-N}$ به سمت آب‌های سطحی باشد. در مطالعات هیل (۱۹۷۶)، اسکاگز و همکاران (۱۹۹۴) و توماس و همکاران (۱۹۹۵) مشخص شد که زهکشی زیرزمینی می‌تواند باعث کاهش میزان

رسوب در زهکشی کشاورزی (احتمالاً به دلیل کاهش تلفات جرم از سطح یا نزدیک چاله‌های سطحی) شود. اگرچه برای نیتروژن کل، کاهش عمق زهکش به صورت فیزیکی باعث کاهش حجم زه آب زیرزمینی شده؛ بنابراین کاهش خروج نیتروژن محلول (شسته‌شده در زهکش‌ها و آب زیرزمینی) را در پی دارد؛ از روی نمودار بار آلودگی در مقابل تنظیم عمق زهکش (شکل ۶) قابل مشاهده است که عمق ۰/۶ متر، سازش منطقی برای کاهش تلفات آب، رسوب و نیتروژن کل (در چارچوب مدل‌سازی در مقیاس حوضه آبریز که در اینجا اعمال شده) است. هنگامی که از روش CTD به جای UCTD در مقیاس مزرعه تا قطعه زراعی استفاده می‌شود، کاهش ۲۹ تا ۹۶ درصد بار نیتروژن در منابع گزارش شده است (داری و همکاران، ۲۰۰۹؛ تان و همکاران، ۱۹۹۹). نتایج مدل‌سازی در این تحقیق (در مقیاس حوضه آبریز) نشان می‌دهد که در طول فصل رشد، CTD پتانسیل کاهش نیتروژن محلول را تا میزان ۵۵ درصد (برای شرایط محصول ذرت با استفاده از سناریوی عمق ۰/۶ متر) دارا است (ساناهورا و همکاران، ۲۰۱۴).

نتیجه‌گیری

AnnAGNPS یکی از مدل‌هایی است که قادر به مدیریت بارهای آلاینده با منبع غیرنقطه‌ای در مقیاس حوضه آبریز است. در این مطالعه از AnnAGNPS در جهت ارزیابی پتانسیل کنترل زهکشی زیرزمینی (از طریق تنظیمات عمق تخلیه زهکش) و تأثیر آن بر بار رسوب و نیتروژن در مقیاس حوضه آبریز رودخانه قره‌سو برای شرایط کشت و داده‌های اقلیمی منطقه استفاده شد. زهکشی زیرزمینی به عمق تقریبی ۰/۶ متر زیر سطح زمین، نقطه مصلحت مناسبی برای کاهش بارهای نیتروژن و رسوب در مقیاس حوضه آبریز است و این عمق مطابق با عمق زهکشی است که برای بسیاری از سیستم‌های استاندارد کشت در مطالعات میدانی توصیه می‌شود. AnnAGNPS کاهش اندک رواناب مستقیم و نیتروژن کل و کاهش متوسط در نیتروژن محلول را در دهانه خروجی رودخانه قره‌سو تحت

3. Bingner R. L. Theurer F. D. and Yuan Y. 2007. AnnAGNPS Technical Processes. Available at: ftp://199.133.90.201/pub/outgoing/AGNPS/AGNPS_Web_Files/pdf_files/AnnAGNPS_Technical_Documentation.pdf Accessed June 15, 2009.
4. CH2M HILL. 2001. Eastern Ontario Water Resources Management Study final report. CH2M HILL, Ottawa, ON.
5. Crumpton W. G. Stenback G. A. Miller B. A. and Helmers M. J. 2007. Potential Benefits of Wetland Filters for Tile Drainage System: Impact on Nitrate Loads to Mississippi River Subbasins. Washington, D.C.: USDA.
6. Deal S. C. Gilliam J. W. Skaggs R. W. and Konyha K. D. 1986. Prediction of nitrogen and phosphorus losses as related to agricultural drainage system design. *Agric. Ecosyst. Environ.* 18(1): 37-51.
7. Drury C. F. Tan C. S. Reynolds W. D. Welacky T. W. Oloya T. O. and Gaynor J. D. 2009. Managing tile drainage, subirrigation and nitrogen fertilization to enhance crop yields and reduce nitrate loss. *J. Environ. Qual.* 38: 1193-1204.
8. European Environment Agency. 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. EEA Report No. 7 / 2005. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.
9. Evans R. O. Parsons J. E. Stone K. and Wells B. 1992. Water table management on a watershed scale. *J. Soil Water Conserv.* 47: 58-64.
10. Frey S. K. Rudolph D. R. Lapen D. R. and Ball Coelho B. R. 2012. Viscosity dependent dual-permeability modelling of liquid manure movement in layered, macroporous, tile drained soil. *Water Resour. Res.*
11. Gupta H. V. Sorooshian S. and Yapo P. O. 1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *J. Hydrol. Eng.* 4(2): 135-143.
12. Hill A. R. 1976. The environmental impacts of agricultural land drainage. *J. Environ. Manage.* 4: 251-274.
13. Lapen D. R. Topp E. Edwards M. Sabourin L. Curnoe W. E. Gottschall N. Bolton P. Rahman S. Ball Coelho B. R. Payne M. Kleywegt S. and McLaughlin N. B. 2008. Effect of liquid municipal biosolid application method on tile and ground water quality. *J. Environ. Qual.* 37: 925-936.
14. Moriasi D. N. Arnold J. G. Van Liew M. W. Bingner R. L. Harmel R. D. and Veith T. L. 2007. Model evaluation guidelines for

سناریوی CTD_{0.6} (در طول فصل رشد) پیش‌بینی کرد. همچنین افزایش بار رسوب ناشی از CTD_{0.6} در طول فصل رشد اندک بود. نظر به اهمیت نقطه خروجی حوضه آبریز قره‌سو از نگاه زیست‌محیطی (و تخلیه زه‌آب شبکه‌های زهکشی در دست اجرا به خلیج گرگان) و از آنجاکه هنوز بخش قابل‌توجهی از شبکه زهکشی زیرزمینی در اراضی کشاورزی این حوضه در دست مطالعه یا اجرا است (و پیاده‌سازی سیستم زهکشی کنترل‌شده با هزینه کمتر و سهولت بیشتری امکان‌پذیر است)؛ بنابراین پیشنهاد می‌شود امکان اجرای سناریوی CTD_{0.6} و کنترل زهکشی در عمق ۰/۶ متر، در دستور کار ذی‌مدخلان اجرای شبکه زهکشی اراضی قرار گیرد.

ایجاد تغییرات در مدل AnnAGNPS مورد استفاده در این پژوهش برای دیگر آلاینده‌های مهم در کشاورزی (برای مثال توانایی مدل‌سازی در انتقال زیرسطحی و تلفات سفر از طریق زهکشی زیرزمینی) به‌طور بالقوه می‌تواند ظرفیت مدل را برای ارزیابی تأثیر شیوه‌های BMP در سیستم حوضه‌های آبریزی که تحت پوشش زهکشی زیرزمینی قرار دارند، بهبود و ارتقا بخشد.

سپاسگزاری

نویسندگان مراتب قدردانی خود را از حمایت مالی و معنوی معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری (صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور) اعلام داشته، از دفتر مطالعات پایه منابع آب شرکت آب منطقه‌ای استان گلستان و اداره کل منابع طبیعی و آبخیزداری استان که آمار و اطلاعات مورد نیاز برای انجام پژوهش حاضر را تأمین کردند، صمیمانه سپاسگزاری می‌کند.

منابع

۱. شرکت مهندسی مشاور موج آب‌فن. ۱۳۹۹. مطالعات مرحله دوم زهکشی اراضی شهرستان‌های گرگان و کردکوی، گزارش طراحی شبکه‌های زهکشی زیرزمینی، ۸۰ ص.
2. Ball Coelho B. Lapen D. R. Murray R. Topp E. Bruin A. and Khan B. 2012. Nitrogen loading to offsite waters from liquid swine manure application under different drainage and tillage practices. *Agric. Water Manage.* 104: 40-50.

- midwestern United States. *Trans. ASABE* 51: 961–976.
27. USDA Soil Conservation Service. 1972. *National engineering handbook: Hydrology*. USDA, Washington, DC.
 28. Young R. A. Onstad C. A. Bosch D. D. and Anderson W. P. 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. Soil Water Conserv.* 44(2): 168–173.
 29. Yuan Y. Bingner R. L. and Rebich R. A. 2003. Evaluation of AnnAGNPS nitrogen loading in an agricultural watershed. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 39(2): 457–466.
 30. Yuan Y. Bingner R.L. and Theurer F.D. 2006. Subsurface flow component for AnnAGNPS. *Appl. Eng. Agric.* 22(2): 231–241.
 31. Yuan Y. Bingner R. L. Locke M. A. Theurer F. D. and Stafford J. 2011. Assessment of subsurface drainage management practices to reduce nitrogen loadings using AnnAGNPS. *Appl. Eng. Agric.* 27(3): 335–344.
 32. Yuan Y. Bingner R. L. Theurer F. Rebich R. A. and Moore P. A. 2005. Phosphorous component in AnnAGNPS. *Trans. ASABE* 48(6): 2145–2154.
 33. Zhang W. L. Wu S.X. Ji H. J. and Kolbe H. 2004. Estimation of agricultural non-point source pollution in China and the alleviating strategies: I. Estimation of agricultural non-point source pollution in China in early 21 century. *Sci. Agric. Sin.* 37(7): 1008–1017.
 - systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Trans. ASABE* 50(3):885–900.
 15. MPCA (Minnesota Pollution Control Agency). 2000. *Protecting water quality in urban areas: best management practices for urban, suburban and developing areas of Minnesota*. Saint-Paul, MN.
 16. Nash J. E. and Sutcliffe J. V. 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10(3): 282–290.
 17. Renard K.G. Foster G.R. Weesies G.A. McCool D.K. and Yoder D.C. 1997. *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. Agriculture Handbook No. 703. USDA, Washington, DC.
 18. Schilling K. E. and Helmers M. 2008. Tile drainage as karst: Conduit flow and diffuse flow in a tile-drained watershed. *J. Hydrol.* 349(3–4): 291-301.
 19. Sharpley A. N. Gray C. Jones C. A. and Cole C. V. 1984. A simplified soil and plant phosphorus model: II. Prediction of labile, organic, and sorbed P amounts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 805-809.
 20. Skaggs R.W. Breve M.A. and Gilliam J.W. 1994. Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 24(1):1–32.
 21. Smedema L. K. and Rycroft D.W. 1983. *Land drainage*. Cornell Univ. Press, Ithaca, NY.
 22. Sunohara M. D. Craiovan E. Topp E. Gottschall N. Drury C. F. and Lapen D. R. 2014. Comprehensive nitrogen budgets for controlled tile drainage fields in eastern Ontario, Canada. *J. Environ. Qual.* 43: 617–630.
 23. Tan C. S. Drury C. F. Ng H. Y. F. and Gaynor J. D. 1999. Effect of controlled drainage and subirrigation on subsurface tile drainage nitrate loss and crop yield at the farm scale. *Can. Water Resour. J.* 24(3): 177–186.
 24. Theurer F. D. and Clarke C. D. 1991. Wash load component for sediment yield modeling. In *Proceedings of the fifth federal interagency sedimentation conference*, March 18-21, pp. 7-1 to 7-8.
 25. Thomas D. L. Perry C. D. Evans R. O. Izuno F. T. Stone K. C. and Gilliam J. W. 1995. Agricultural drainage effects on water quality in southeastern U.S. *J. Irrig. Drain. Eng.* 121(4): 277–282.
 26. Thorp K. R. Jaynes D. B. and Malone R. W. 2008. Simulating the long-term performance of drainage water management across the

