ISSN: 2538-4384; Geographical Researches. 2021;36(4):337-346. DOI: 10.29252/geores.36.4.337

GEOGRAPHICAL RESEARCHES JOURNAL

Optimization of Export Coefficient Model Based on Precipitation and Terrain Impact Factors

ARTICLE INFO

Article Type
Original Research

Authors
Galoie M.[1] *PhD,*
Motamedi A.*[2] *PhD*

How to cite this article
Galoie M, Motamedi A. Optimization of Export Coefficient Model Based on Precipitation and Terrain Impact Factors. Geographical Researches. 2021;36(4):337-346.

[1]Civil Engineering Department, Faculty of Technical and Engineering, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran
[2]Civil Engineering Department, Buin Zahra Higher Education Center of Engineering and Technology, Imam Khomeini International University, Qazvin, Iran

***Correspondence**
Address: Imam Khomeini Blvd, Buein Zahra, Qazvin, Iran. Postal Code: 3451866391.
Phone: +98 (28) 33894
Fax: +98 (28) 33894121
artemis.mot@bzte.ac.ir

Article History
Received:March 31, 2021
Accepted: June 24, 2021
ePublished: December 21, 2021

ABSTRACT

Aims Very serious studies have been carried out on the Chinese Tibetan Plateau due to the high level of erosion in this region all over the world. Changes in soil nitrogen and phosphorus parameters are followed by estimating soil erosion. Therefore, the purpose of this study was to investigate the effect of two parameters of basin topography coefficient and precipitation distribution on pollution load transfer using an experimental transfer coefficient model.

Methodology In this study, which was conducted in 2019, a part of the Tibetan Plateau was selected where proven data on agricultural pollution such as nitrogen and phosphorus were available. This study was part of an integrated water resources management project conducted jointly between Iran and China. The results of estimating the estimated non-point pollution by the experimental model of transfer coefficient and the optimized model by applying alpha and beta coefficients were evaluated with the measured data. These two coefficients are among the key parameters in non-point modeling of pollution because they cause the role of land features and the non-uniformity of precipitation in the model to be considered.

Findings Analysis of the Export Coefficient Model outputs together with the modified Export Coefficient Model outputs and comparing the results with observed data showed that the application of alpha and beta coefficients was very effective to increase the accuracy of the model. The relative error between amount of nitrogen which was estimated by the modified Export Coefficient Model and the measured values was reduced comparing to the results of Export Coefficient Model without using the coefficient: for station 1, 12% and 34% in 2007 respectively; and 18% and 20% in 2015 respectively; for station 2, 16% and 30% in 2007 respectively; and 21% and 34% in 2015 respectively.

Conclusion This study illustrated that the modified Export Coefficient Model could provide more accurate results in comparison with the Export Coefficient Model and would be useful in decision making and planning processes in large-scale agricultural watersheds in which, pesticides are the most important pollution sources for surface and sub-surface water.

Keywords Export Coefficient Model, Non-Point Pollution, Precipitation Impact Factor, Terrain Impact Factor

CITATION LINKS

[Akhavan S, et al; 2018] Review of Researches about ...; [Arnold JG, et al; 2012] SWAT 2012 Input/Output ...; [Bowes MJ, et al; 2005] The relative contribution of ...; [Bowes MJ, et al; 2008] Modelling of phosphorus inputs to ...; [Chang M, et al; 2004] Roofing as a source of nonpoint ...; [Chaplot V, et al; 2005] Effect of the accuracy of spatial ...; [Cheng X, et al; 2018] An improved export coefficient model ...; [Ding X, et al; 2010] Development and test of the ...; [Dou PQ, et al; 2006] Research on loss of nitrogen and ...; [Dou PQ, et al; 2006] Research progress on the ...; [Fan J, et al; 2021] Impact of C factor of USLE technique on ...; [Farenga SJ, Daniel N; 2007] Making a community information ...; [Hao GR, et al; 2020] Quantitative assessment of non-point ...; [Huang MX, et al; 2003] Phosphorus export by surface runoff from ...; [Hunter HM, Walton RS; 2008] Land use effects on fluxes of suspended ...; [Immerzeel WW, et al; 2010] Climate change will affect the Asian ...; [Liu RM, et al; 2009] Estimating nonpoint source pollution in the ...; [Meng D, et al; 2020] Spatio-temporal variations of water ...; [Nobre RLG, et al; 2020] Precipitation, landscape properties ...; [Noto LV, et al; 2008] Effects of initialization on response ...; [Omernik JM; 1976] The influence of land use on ...; [Potter KM, et al; 2004] A watershed-scale model for predicting ...; [Singh VP, Frevert DK; 2002] Mathematical models of large ...; [Singh J, et al; 2005] Hydrological modeling of the Iroquois ...; [Wang S, et al; 2019] Denitrification is the main microbial ...; [Wang W, et al; 2020] Dynamic export coefficient model for ...; [Wu L, et al; 2015] Application of modified export coefficient method ...; [Zhang N, et al; 2003] Factors influencing phosphorus ...; [Zhang N, et al; 2004] Factors of influencing soil-nitrogen pollution ...; [Zhang X, et al; 2020] Nitrogen and phosphorus retention ...; [Zhao Z, et al; 2015] Recent changes in wetlands on the ...;

Copyright© 2021, the Authors | Publishing Rights, ASPI. This open-access article is published under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License which permits Share (copy and redistribute the material in any medium or format) and Adapt (remix, transform, and build upon the material) under the Attribution-NonCommercial terms.

بهینه‌سازی مدل انتقال آلودگی غیرنقطه‌ای بر اساس ضرایب توپوگرافی و پراکندگی بارش

مجید گلوئی PhD
گروه مهندسی عمران، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران
آرتمیس معتمدی* PhD
گروه مهندسی عمران، مرکز آموزش عالی فنی و مهندسی بویین زهرا، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین، ایران

چکیده

اهداف: مطالعات بسیار جدی در فلات تبت چین به‌علت بالابودن فرسایش این منطقه در کل جهان صورت گرفته است که تغییرات پارامترهای نیتروژن و فسفر خاک از طریق برآورد فرسایش خاک دنبال می‌شود. بنابراین هدف از این مطالعه، بررسی تاثیر دو پارامتر ضریب توپوگرافی حوضه و توزیع بارش در انتقال بار آلودگی با به‌کارگیری مدل تجربی ضریب انتقال بود.

روش‌شناسی: در این مطالعه که در سال ۱۳۹۸ انجام شد، قسمتی از فلات تبت که داده‌های به‌ثبت‌رسیده آلودگی‌های کشاورزی از قبیل نیتروژن و فسفر آن در دسترس بوده است، انتخاب شد. این مطالعه، قسمتی از پروژه مدیریت یکپارچه منابع آب بود که به‌صورت مشترک بین ایران و چین انجام شده است. نتایج حاصل از برآورد آلودگی غیرنقطه‌ای تخمین‌زده‌شده با مدل تجربی ضریب انتقال و مدل بهینه شده با اعمال ضرایب آلفا و بتا با داده‌های اندازه‌گیری‌شده بررسی شد. این دو ضریب از جمله کلیدی‌ترین پارامترها در مدل‌سازی غیرنقطه‌ای آلودگی است زیرا باعث می‌شوند که نقش عوارض زمین و اثر غیریکنواختی بارش در مدل در نظر گرفته شوند.

یافته‌ها: با تحلیل نتایج خروجی از مدل تجربی ضریب انتقال و مدل بهینه‌شده و نهایتاً مقایسه آن با داده‌های اندازه‌گیری‌شده، نتایج نشان داد که اعمال ضرایب آلفا و بتا در بالابردن دقت خروجی مدل، بسیار موثر بود. میزان خطای نسبی برآوردشده نیتروژن نسبت به واقعیت در حالت با اعمال ضرایب تصحیح نسبت به حالت بدون اعمال ضرایب کاهش داشت: در ایستگاه ۱ به‌ترتیب ۱۲ (با اعمال ضرایب اصلاحی) و ۳۴%(بدون اعمال ضرایب اصلاحی در سال ۲۰۰۷) و ۱۸ و ۲۰%(در سال ۲۰۱۵) و در ایستگاه ۲ به‌ترتیب ۱۶ و ۳۰ (در سال ۲۰۰۷) و ۲۱ و ۳۴%(در سال ۲۰۱۵).

نتیجه‌گیری: مدل اصلاحی ضریب انتقال با اعمال ضرایب فوق نتایج دقیق‌تری را در انتقال آلودگی برآورد می‌کند و برای برنامه‌ریزی صحیح و مدیریت حوضه‌های آبخیز بخصوص در زمینه کشاورزی در مقیاس بزرگ که کودها مهم‌ترین عامل آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی هستند، مفید است.

کلیدواژه‌ها: مدل بهینه ضریب انتقال، انتشار غیرنقطه‌ای آلودگی، ضریب تاثیر بارش، ضریب تاثیر عوارض زمین

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۰۱/۱۱
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۴/۰۳

*نویسنده مسئول: artemis.mot@bzte.ac.ir

مقدمه

با پیشرفت علم و تکنولوژی و با توسعه مدل‌سازی هیدرولوژیکی حوضه‌های آبخیز، مدیریت منابع آب بر پایه مدل‌های عددی به طرز چشمگیری موثرتر از تحلیل‌های سنتی واقع شده است. در سال‌های اخیر مدل‌های هیدرولوژیکی به‌عنوان ابزاری دقیق برای تحلیل فعالیت‌های انسان بر سیستم هیدرولوژیکی حوضه آبریز نیز به‌کار گرفته شده است. تغییر منابع بکر توسط انسان‌ها و تعییر کاربردی اراضی به مناطق مسکونی یا کشاورزی از جمله عوامل ایجاد اختلال در کیفیت منابع آب هستند. اگرچه تاثیر مستقیم تغییرات کاربری اراضی یا حتی الگوهای بارندگی روی آلودگی منابع آب هنوز به‌درستی درک نشده است ولی محققین فراوانی با به‌کارگیری انواع مدل‌های هیدرولوژیک به بررسی این موضوع پرداخته‌اند. اخیراً مطالعات کیفیت منابع آب از حالت نقطه‌ای به دیدگاه جامع‌تر سوق پیدا کرده است، چنانچه تغییر اقلیم را به‌عنوان یک پارامتر تغییر کیفیت منابع آب در مدیریت حوضه آبریز دخیل کرده‌اند [Nobre *et al.,* 2020]. همچنین تحلیل تاثیر پراکندگی بارندگی و تنوع خاک حوضه آبریز بر خصوصیات کمی و کیفی منابع آب نیز، از جمله مواردی است که به‌طور گسترده توسط هیدرولوژیست‌ها شبیه‌سازی شده و به‌کار گرفته می‌شود. اغلب مدل‌های شبیه‌سازی به دو دسته تقسیم می‌شوند، مدل‌های فیزیکی مانند ANSWERS (Areal Non-Point Source Watershed Environment Simulation)، HSPF (Hydrological Simulation Program-FORTRAN)، BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and Non-point Sources) و SWAT (Soil and Water Assessment Tool) و مدل‌های تجربی مانند ECM (Export Coefficient Model). تفاوت این دو مدل در تعداد داده‌های ورودی است. زمانی که تعداد داده‌های کمی در دسترس باشد، اغلب از روش تجربی ضریب انتقال (ECM) استفاده می‌شود. این روش توسط *ومرنیک* [Omernik, 1976] توسعه یافت و در سال ۱۹۹۶ توسط *جونز* به‌صورت پیشرفته‌تری بهینه شد. ایده وی بر این اصل استوار بود که بار مواد آلاینده جابه‌جاشده در حوضه آبریز، با میزان ناپدیدشدن آن از منابع آب و خاک یا از محیط زندگی دام و طیور ارتباط مستقیم دارد. با تغییر مدل ECM توسط محققین چینی در سال ۲۰۲۰، مدل دینامیکی DECM برای مدل‌سازی بار آلودگی غیرنقطه‌ای پیشنهاد شد. رابطه بین بارندگی، شیب حوضه آبریز، جنس خاک و کاربری اراضی در حوضه‌های کوچک به‌عنوان مدل مورد بررسی قرار گرفت و نهایتاً الگوهای انتقال آلودگی به حوضه‌های بزرگ تعمیم داده شدند. صحت‌سنجی مدل DECM در حوضه سه دره چین که حوضه آبریز مورد توجهی است، نشان داد عامل اصلی تاثیرگذار و انتقال بار آلودگی غیرنقطه‌ای پراکنش زمانی بارش بوده و این مدل برای حوضه‌هایی که داده‌های هیدرولوژیک بلندمدتی ندارند، توصیه می‌شود [Wang *et al.,* 2020].

اگرچه این مدل‌ها در بسیاری موارد مفید و کاربردی هستند، ولی کیفیت و صحت نتایج خروجی از آنها به خصوصیات فیزیکی و هندسی حوضه بسیار وابسته است. در حوضه‌های آبخیز بزرگ، طیف وسیعی از پارامترهای اکولوژیکی، توپوگرافی، تنوع جنس خاک، پوشش گیاهی و پراکندگی مکانی و زمانی بارش موجود است که هر یک به تنهایی می‌تواند صحت نتایج خروجی را دستخوش تغییر کند و نهایتاً کالیبراسیون مدل بسیار تخصصی و وقتگیر خواهد بود، این در حالیست که کاربرد مدل‌ها در زیرحوضه‌های کوچک‌تر دارای

دقت بیشتری بوده و کالیبراسیون مدل سریع‌تر صورت می‌گیرد. در صحت‌سنجی مدل‌ها اغلب از داده‌های اندازه‌گیری‌شده نقطه‌ای استفاده می‌شود که امروزه با تکنیک‌های توزیع داده اندازه‌گیری‌شده نقطه‌ای به غیرنقطه‌ای، تحلیل بهتری از خروجی‌های مدل‌سازی علی‌الخصوص در مباحث کمی و کیفی منابع آب می‌توان داشت [Cheng *et al.*, 2018].

در دو دهه اخیر، یکی از معضلات مهم زیست‌محیطی، بهینه‌کردن مدل‌های شبیه‌ساز توزیع آلودگی‌های غیرنقطه‌ای یا NPS (Non-Point Source) است. منابع آلودگی به‌صورت افزایش بار نیترات و فسفات از طریق کودهای کشاورزی سال‌هاست مد نظر محققین بوده‌اند [Chang *et al.*, 2004]. برای مثال، بار آلودگی نیترات و فسفات در بالادست رودخانه یانگ‌تسه اندازه‌گیری شد و مدل شبیه‌سازی‌شده، مهم‌ترین عامل آلودگی آب را کودهای کشاورزی و آلودگی خاک تشخیص داد [Liu *et al.*, 2009]. همچنین توزیع نیترات افزوده‌شده بر سطح خاک و انتقال آن به منابع آب‌های سطحی و غیرسطحی توسط محققین متعددی همچون [Potter *et al.*, 2004] و [Farenga & Daniel, 2007] مورد تحقیق و بررسی قرار گرفته‌اند. مدل‌سازی بارهای آلودگی غیرنقطه‌ای در مطالعات [Singh *et al.*, 2002; Singh *et al.*, 2005] و [Bowes *et al.*, 2005; Bowes *et al.*, 2008] نیز بررسی شده است. نتایج اغلب مدل‌سازی‌های آلودگی در تصمیم‌گیری‌های مدیریتی و برنامه‌ریزی بسیار موثر است [Hunter & Walton, 2008]. مطالعه میزان آلودگی نیتروژن و فسفر از طریق فرسایش خاک و مدل برآورد رسوب RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation) نیز اخیراً مورد توجه محققین قرار گرفته است، چنانچه با به‌کارگیری این مدل در اراضی مختلف و شیب‌های متفاوت، اهمیت شیب حوضه در فرسایش و به تبع آن، انتقال بار آلودگی نیترات و فسفات به تایید رسیده است و افزایش شیب حوضه آبریز از ۸ به ۲۵ درجه، نهایتاً فرسایش خاک آلوده و انتقال بار آلودگی بیشتر به آب را سبب می‌شود [Hao *et al.*, 2020].

روش کاربردی ECM علی‌رغم کاربردی‌بودن آن، در ایران کمتر مورد توجه بوده و این در حالیست که تاثیرات کاربری اراضی و اقلیم بر کیفیت آب، توسط مدل SWAT مدت‌هاست که توسط محققین ایرانی در کشور مورد مطالعه قرار گرفته است؛ به‌طوری که تا سال ۲۰۱۸ بیش از ۱۳۶ مقاله به فارسی و انگلیسی صرف نظر از پایان‌نامه‌های دانشجویی در ارتباط با کاربردهای مدل SWAT در منابع آب در ایران منتشر شده است [Akhavan *et al.*, 2018]. لازم به ذکر است، روش ECM که تعداد داده‌های ورودی کمتری برای مدل‌سازی نسبت به سایر مدل‌ها نیاز دارد، دارای محدودیت‌هایی نیز هست. این محدودیت‌ها پیشتر توسط محققینی همچون [Noto *et al.*, 2008] گزارش شده بود و طبق نتایج آنها در مطالعه بار آلودگی غیرنقطه‌ای، لزوم درنظرگرفتن عوارض زمین و توزیع غیریکنواختی باران تاکید شده بود، گرچه که از نظر توزیع زمانی مورد توجه قرار نگرفته بود. در مطالعات [Chaplot *et al.*, 2005] و نیز [Zhang *et al.*, 2020]، توجه خاصی به محدودیت کاربرد ECM در اراضی با بافت خاک متنوع و مساحت‌های بزرگ شده و طبق نتایج آنها، کاربرد مدل تجربی ECM در این حوضه‌ها دقت کمتری دارد، در مقابل مدل‌های اصلاحی ECM برای بهبود توزیع آلودگی فسفر و نیترات در حوضه‌های آبریز در شمال چین با توپوگرافی‌های متفاوت و الگوهای مختلف بارش نتایج مطلوب و کاربردی را ارایه کرده است و برای حوضه‌های بزرگ قابل تعمیم است [Cheng *et al.*, 2018].

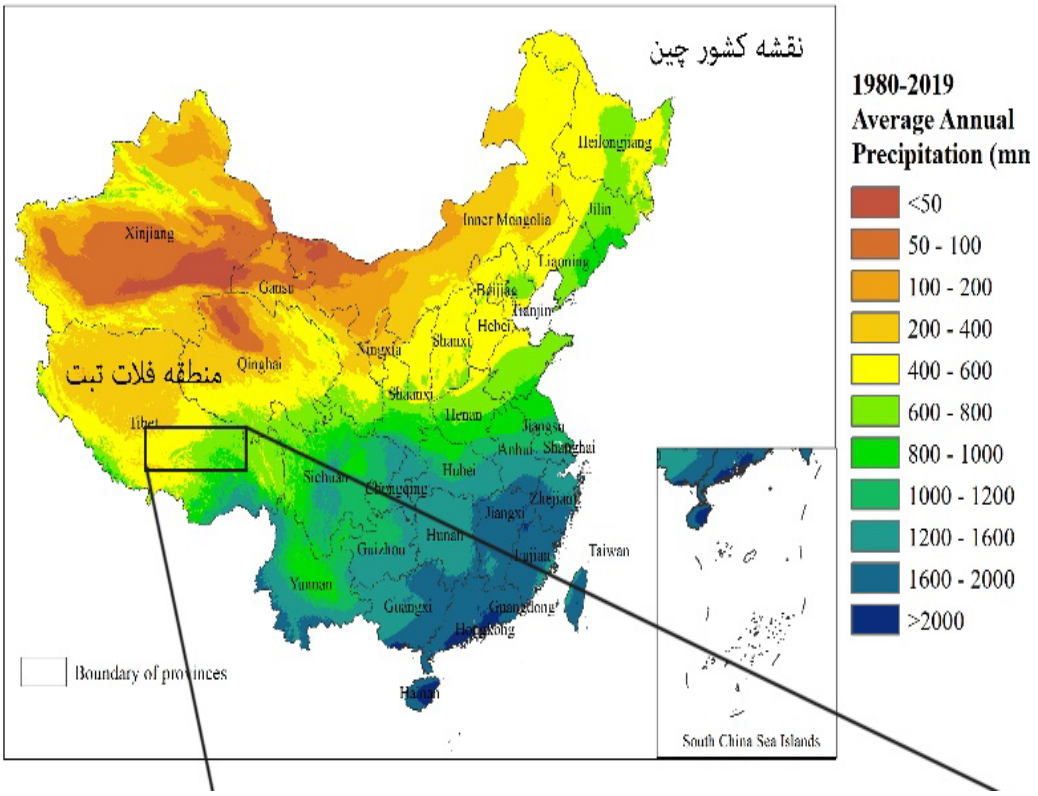
در سال‌های اخیر، مطالعات بسیار جدی در فلات تبت چین به‌علت بالابودن فرسایش این منطقه در کل جهان [Wu *et al.*, 2015] صورت گرفته است که تغییرات پارامترهای نیتروژن و فسفر خاک از طریق برآورد فرسایش خاک دنبال می‌شود. زیرا نهایتاً این آلودگی‌ها پس از فرسایش و جداشدن ذرات خاک توسط رواناب جاری شده و به منابع آب‌های سطحی منتقل می‌شوند. میانگین ارتفاع فلات تبت از سطح دریا ۴۹۰۰متر است و منشا رودخانه‌های سرشناسی همچون ایندوس، یانگ‌تسه، زرد و یانگ‌پو است [Immerzeel, 2010]. این سرزمین همواره مورد توجه بسیاری از محققین چینی بوده و چون مسیر راه ابریشم را نیز در بر دارد، اخیراً تحقیقات مشترکی در زمینه‌های متنوع بین ایران و چین صورت گرفته است. تنوع توپوگرافی، پوشش گیاهی و پراکندگی بارندگی در این منطقه بسیار زیاد بوده و فرصت مناسبی برای تحقیقات گسترده ایجاد می‌کند.

این تحقیق قسمتی از فعالیت‌های تحقیقی مشترک بین ایران و چین است و ارایه آن به زبان فارسی صرفاً برای اشاعه و توسعه این روند در سطح کشور است که هم برای توزیع بار آلودگی در مباحث کشاورزی و هم به‌منظور توزیع بار معلق در مهندسی رودخانه حایز اهمیت است. طبق ارزیابی نویسندگان، به‌نظر می‌رسد تاکنون پژوهش مشابهی در این زمینه در کشور انجام نشده است. بنابراین در این مطالعه، مدل تجربی ECM به‌عنوان یک روش کارا در محاسبه و برآورد آلودگی غیرنقطه‌ای نیتروژن و فسفر در قسمتی از فلات تبت استفاده شد و دو پارامتر ضریب توپوگرافی حوضه و نیز توزیع بارش، مورد ارزیابی قرار گرفتند و تاثیر این دو پارامتر در انتقال بار آلودگی در مدل و داده‌های اندازه‌گیری‌شده، بررسی شد.

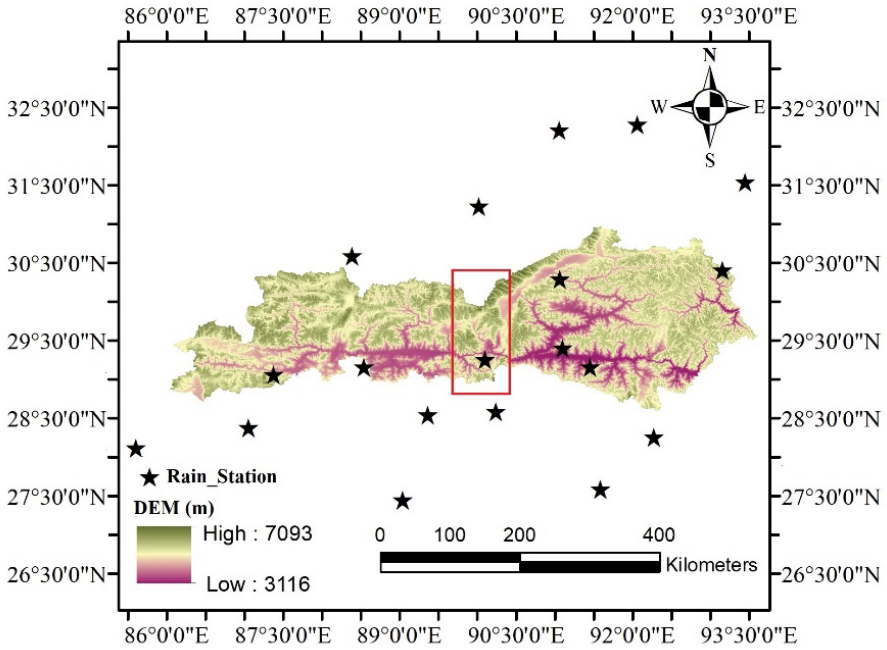
روش‌شناسی

در این مقاله، قسمتی از داده‌های اندازه‌گیری‌شده آلودگی (نیتروژن و فسفر) فلات تبت که طی ۱۵ سال اخیر (۲۰۲۰-۲۰۰۵) به ثبت رسیده است [Immerzeel *et al.*, 2010, Meng *et al.*, 2020]، در سال ۱۳۹۸ مورد مطالعه قرار گرفت. دو منطقه که از نقاط اندازه‌گیری منطبق بر مرغداری و گاوداری فعال در منطقه به وسعت ۱۰۰۰هکتار است، انتخاب شدند. در این دو منطقه به مدت ۹ سال (از ۲۰۰۷ تا ۲۰۱۵)، داده‌های آلودگی نیترات و فسفات منتقل‌شده به رودخانه منطقه به ثبت رسیده است [Immerzeel *et al.*, 2010, Meng *et al.*, 2020] که داده‌های اندازه‌گیری‌شده ماهیانه و سالیانه

آلودگی نیتروژن نیز صرفاً در دو سال (۲۰۱۵ و ۲۰۰۷) و برای فسفات فقط داده‌های یک سال (۲۰۰۷) از دفتر مطالعات آب و خاک فلات تبت در دسترس قرار گرفت. در شکل ۱، مختصات جغرافیایی منطقه مورد مطالعه و توزیع بارندگی در کشور چین طی سال‌های ۱۹۸۰ تا ۲۰۱۹ نشان داده شد. قسمتی از فلات تبت که دارای توپوگرافی متنوع از ۳۰۰۰ متر تا ۷۰۰۰ متر بود، انتخاب و موقعیت مکانی ایستگاه‌های بارندگی نیز مشخص شدند.



(الف)



(ب)

شکل ۱) موقعیت منطقه مورد مطالعه در فلات تبت و نمایش توزیع توپوگرافی و بارندگی بلند مدت در منطقه مطالعاتی؛ علامت ستاره نشان‌دهنده موقعیت ایستگاه‌های باران‌سنجی است.

در این پژوهش، به‌منظور بررسی تاثیر عوارض زمین در حوضه آبریز، روش کاربردی ضریب بتا معرفی شد [Ding *et al.,* 2010] و همچنین روندی که تاثیر توزیع بارش را با اعمال ضریب آلفا بر توزیع آلودگی ارزیابی می‌کند، توسط [Cheng *et al.,* 2018] پیشنهاد شد.

بهینه‌سازی روش تجربی ضریب انتقال (ECM) با استفاده از ضرایب اصلاحی توپوگرافی و بارندگی

در بهینه‌سازی روش تجربی (ECM) توجه به دو مورد بسیار کلیدی است: الف) توزیع غیریکنواخت بارندگی و ب) توزیع غیریکنواخت توپوگرافی، [Wang *et al.,* 2020] و [Cheng *et al.,* 2018] که هر دو این موارد روی توزیع غیرنقطه‌ای و نامتمرکز آلودگی تاثیر دارند. بنابراین با اعمال ضرایب آلفا (ضریب تاثیر بارش) و بتا (ضریب تاثیر توپوگرافی)، می‌توان معادله کاهش بار آلودگی در یک منطقه را تا حد زیادی بهینه نمود که این ضرایب در معادله ۱ نشان داده شد. لازم به ذکر است که، ناپدیدشدن آلودگی از منطقه‌ای، به منزله انتقال آن به مکانی دیگر است که می‌تواند منشا آلودگی سایر منابع آب‌های سطحی، زیرزمینی یا آلودگی خاک باشد.

$$L = \sum_{i=1}^{n} \alpha\beta E_i[A_i(I_i)] + P \qquad (۱)$$

در این معادله L، میزان کاهش بار آلودگی از محل مورد نظر i بر حسب kg؛ E_i، ضریب انتقال آلودگی بر حسب کیلوگرم بر کیلومتر مربع در سال؛ A_i، مساحت حوضه مورد نظر (بر حسب km^2)؛ i کاربری‌های مختلف اراضی برای مثال دامداری‌ها، مرغداری‌ها، اراضی کشاورزی یا محل دفن غیراستاندارد زباله‌ها یا محل جمع‌آوری غیراصولی فاضلاب است؛ I_i، میزان آلودگی ورودی در محل مورد نظر i بر حسب kg و P، میزان آلودگی که از طریق بارش از سایر مناطق بالادست وارد منبع مورد نظر i می‌شود و بر حسب kg است. α، ضریب تاثیر بارندگی و β، ضریب تاثیر عوارض زمین (توپوگرافی) است.

روش محاسبه ضریب تاثیر بارندگی (آلفا)

α طبق معادله ۲ از حاصل ضرب دو پارامتر α_s (ضریب غیریکنواختی توزیع مکانی بارش) و α_t (ضریب غیریکنواختی توزیع زمانی بارش) استخراج می‌شود.

$$\alpha = \alpha_s * \alpha_t \qquad (۲)$$

برای محاسبه α_s می‌توان از معادله ۳ استفاده نمود.

$$\alpha_s = \frac{R_j}{\bar{R}} \qquad (۳)$$

در معادله فوق، R_j مقدار بارندگی سالانه برای یک سال مشخص در یک سلول است و پارامتر $\bar{R}$ مقدار متوسط بارندگی سال مورد نظر در کل حوضه مورد مطالعه است. این مقدار متوسط را می‌توان از روش تیسن، هم‌باران و سایر روش‌های متعارف استخراج نمود. R_j از داده‌های بارندگی‌های ایستگاه‌های مختلف در منطقه مورد مطالعه با روش‌های درون‌یابی و توسط ابزارهای مناسب در نرم‌افزار GIS (به روش وزنی عکس فاصله) برای هر سلول قابل تخمین است. برای محاسبه α_t، بایستی میزان آلودگی در چند نقطه از حوضه مورد نظر در سال‌های مختلف یا میزان آلودگی چندین سال متوالی در یک نقطه با توجه به بارش‌های متعدد سالانه اندازه‌گیری شود و نهایتاً معادله مناسبی مانند آنچه در معادله ۴ ارایه شده است، استخراج شود.

$$L = f(r) \qquad (۴)$$

که در آن:

L، کاهش سالانه بار آلودگی در نقطه مورد نظر است که از طریق رواناب به سمت رودخانه حرکت می‌کند و r مقدار بارندگی سالانه در سالی است که مقدار آلاینده اندازه‌گیری‌شده است. با محاسبه متوسط بارندگی طولانی مدت ۲۰ الی ۳۰ساله ($\bar{r}$) و دردست‌داشتن معادله ۴، می‌توان مقداری را به‌عنوان متوسط آلودگی ($\bar{L}$) از معادله ۵ تخمین زد.

$$\bar{L} = f(\bar{r}) \qquad (۵)$$

نهایتاً α_t ضریب غیریکنواختی توزیع زمانی بارش بر اساس نسبت میزان آلودگی در سال مورد نظر و متوسط آلودگی در دوره آماری ۲۰ الی ۳۰ساله مطابق معادله ۶ قابل استخراج است.

$$\alpha_t = \frac{L}{\bar{L}} = \frac{f(r)}{f(\bar{r})} \qquad (۶)$$

از آنجایی که α_t برای هر سلول در یک سال یکسان است و در مقابل α_s در سلول‌های مختلف متفاوت است، لذا حاصل ضرب این دو پارامتر تحت عنوان α برای سلول‌های مختلف در هر سال متفاوت برآورد می‌شود.

روش محاسبه ضریب تاثیر عوارض زمین (بتا)

همان‌گونه که عوارض زمین، تاثیر بسیار زیادی روی سرعت رواناب و میزان دبی رواناب دارد، این پارامتر در سرعت انتقال آلاینده از مکانی به مکان دیگر نیز بسیار موثر است. لذا عدم درنظرگرفتن آن در انتقال آلودگی یا استفاده از متوسط شیب حوضه و تعمیم آن به کل منطقه مطالعاتی کار چندان دقیقی نیست. در این پژوهش سعی شده است که با ارایه عوارض یک حوضه، میزان تاثیر آن در انتقال آلودگی نشان داده شود. چنانچه Q میزان حجم رواناب بر حسب m^3 در معادله ۷ را بر اساس تاثیر شیب زمین (θ) به‌صورت توانی و با ضرایب تاثیر (a,b) نشان دهیم، می‌توان انتظار انتقال بار آلودگی به‌صورت معادله ۸ را داشته باشیم [Ding et al., 2010]. برای استخراج ضریب بتا از نقشه‌های DEM با اندازه سلول‌های مناسب (مثلاً ۳۰ ×۳۰متر) می‌توان استفاده نمود.

$$Q = a\theta^b \quad (۷)$$

$$L = c\theta^d \quad (۸)$$

لذا پارامتر β برای هر سلول از تقسیم شیب یک سلول (θ_j) بر متوسط شیب حوضه ($\bar{\theta}$) به‌صورت معادله ۹ حاصل می‌شود. در این معادله مقدار d پیشنهادشده در مراجع مختلف تا حدی متفاوت است که در این پژوهش از مقادیر پیشنهادی محققینی همچون [Huang *et al.,* 2003; Zhang *et al.,* 2003; Zhang *et al.,* 2004; Ding *et al.,* 2010; Dou *et al.,* 2006a; Dou *et al.,* 2006b; Zhang *et al.,* 2020] معادل با ۰/۶۱۰۴ در نظر گرفته شده است.

$$\beta = \frac{L(\theta_j)}{L(\bar{\theta})} = \frac{c{\theta_j}^d}{c\bar{\theta}^d} = \frac{{\theta_j}^d}{\bar{\theta}^d} \quad (۹)$$

با استخراج ضرایب آلفا و بتا و بهره‌گیری از معادله ۱، کاهش بار آلودگی در تمامی نقاط منطقه مورد مطالعه برای سال مبنا (۲۰۱۹) برآورد شد و به‌منظور صحت‌سنجی و بررسی تاثیر کاربرد این ضرایب، خروجی یکی از سلول‌ها با واقعیت به ثبت رسیده در همان منطقه مورد بررسی قرار گرفت. در کلیه محاسبات این پژوهش از میزان آلایندگی که از طریق بارش به محل اندازه‌گیری نمونه‌ها اضافه می‌شود، صرف نظر شد، همچنین از افزایش بارهای آلودگی که توسط کشاورزان و بدون برنامه قبلی به خاک همان مناطق اضافه شده است، صرف نظر شد. همچنین لازم به ذکر است که حرکت نیتروژن و فسفر در آب و خاک، به دمای محیط، فشردگی و تراکم خاک، میزان پتانسیل ماتریک خاک، جنس خاک، پوشش گیاهی، سن گیاه، مرحله رشد گیاه، تراکم و نوع ریشه‌های گیاهان منطقه بسیار مرتبط است و در این تحقیق از فرآیندهایی که گیاهان و ریشه‌ها در جذب آلودگی‌ها دارند، اغماض شده است؛ اگرچه تاثیر این موارد را با نرم‌افزارهایی مانند SWAT می‌توان شبیه‌سازی نمود ولی در این پژوهش سعی بر ساده‌سازی مدل و به‌کارگیری روش‌هایی است که نیاز به داده ورودی کمتر دارند. آنچه در این تحقیق حایز اهمیت است، تاثیر عوارض زمین و توزیع زمانی و مکانی بارش بر انتقال آلاینده‌هاست که چشم‌اندازی نوین در مدیریت و حفاظت محیط زیست دارد.

تهیه نقشه‌ها با به‌کارگیری ابزار Raster-Math و انجام محاسبات مربوطه در GIS 10.6 صورت گرفت. با استفاده از ابزار Raster-Math، ضریب آلفای زمانی در نقشه مربوط به آلفای مکانی (طبق معادله ۲) ضرب شد. نقشه رستری بارندگی با استفاده از ابزار IDW محاسبه و ترسیم شد. همچنین، داده‌های بارندگی به‌صورت نواحی هم‌باران از تمام ایستگاه‌های هواشناسی کاربردی درون حوضه و خارج از حوضه مطالعاتی به روش کریجینگ یا عکس فاصله تهیه شد.

یافته‌ها

جزییات محاسبه بتا در معادله ۱۰ و شکل ۲ ارایه شد. با تقسیم شیب هر سلول بر متوسط شیب حوضه مطالعاتی که ۱۷/۴ درجه برآورد شد، برای تمام سلول‌ها به‌صورت شکل ۲ بود. دامنه تغییرات بتا به‌عنوان ضریب تاثیر عوارض زمین، از صفر تا ۲/۲۸ برآورد شد.

$$\beta = \frac{{\theta_j}^{0\cdot6104}}{17\cdot4^{0\cdot6107}} = 0\cdot174892{\theta_j}^{0\cdot6104} \quad (۱۰)$$

نتایج محاسبات آلفای مکانی (α_s؛ ضریب غیریکنواختی توزیع مکانی بارش)، در شکل ۳ ارایه شد. دامنه سلول‌های بارندگی در نقشه رستری از ۳۷۰ الی ۴۳۸میلی‌متر و متوسط بارندگی در این نقشه حدود ۴۰۵میلی‌متر محاسبه شد. تمامی بارندگی‌های هر سلول (در سال ۲۰۱۹) با ابزارهای محاسباتی Raster-Math بر متوسط بارندگی تمام سلول‌های درون حوضه مطالعاتی که معادل با ۴۰۵/۱۸میلی‌متر بود، تقسیم شدند و حاصل این تقسیم، معرف ضریب آلفای مکانی بود و دامنه تغییرات آن از ۰/۹۸ تا ۱/۱۷ برآورد شد (شکل ۳). این ضریب غیرمساوی ۱، خود به تنهایی گویای میزان تاثیر پراکندگی واقعه بارندگی در سطح یک حوضه بود. پراکندگی‌های بارندگی در هر سلول می‌تواند عامل موثر در تولید میزان روانابی باشد که بزرگ‌ترین عامل انتقال آلودگی‌های موضعی و نقطه‌ای از منطقه‌ای به منطقه دیگر است.

نتایج محاسبه آلفای زمانی، (α_t؛ ضریب غیریکنواختی توزیع زمانی بارش)،برای داده‌های آلودگی نیتروژن و فسفر برای ماه‌ها و سال‌های مختلف به‌ترتیب به‌صورت معادلات ۱۱ و ۱۲ برازش شد.

$$L = 620000 * \exp(-0\cdot0199r) \quad (۱۱)$$

$$L = 4 * 10^9 * \exp(-0\cdot047r) \quad (۱۲)$$

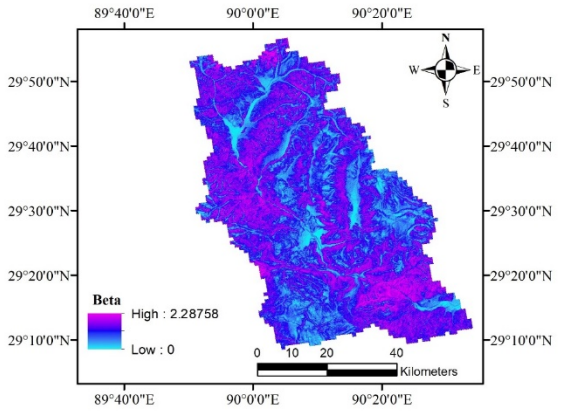
با استفاده از متوسط بارندگی در سال مبنا (۴۰۵/۱۸میلی‌متر) و متوسط بارندگی طولانی‌مدت بر اساس آمار ۳۰ساله (۳۷۸/۸میلی‌متر)، ضرایب آلفای زمانی برای توزیع نیتروژن به میزان ۰/۵۹ (معادله ۱۳) و آلفای زمانی برای توزیع فسفر به میزان ۰/۲۸ (معادله ۱۴) محاسبه شد.

$$\alpha_t = \frac{L}{\bar{L}} = \frac{620000*\exp(-0\cdot0199r)}{620000*\exp(-0\cdot0199\bar{r})} \rightarrow \begin{Bmatrix} r = 405\cdot18 \\ \bar{r} = 378\cdot8 \end{Bmatrix} = \frac{195\cdot27}{330\cdot08} = 0\cdot5915 \quad (۱۳)$$

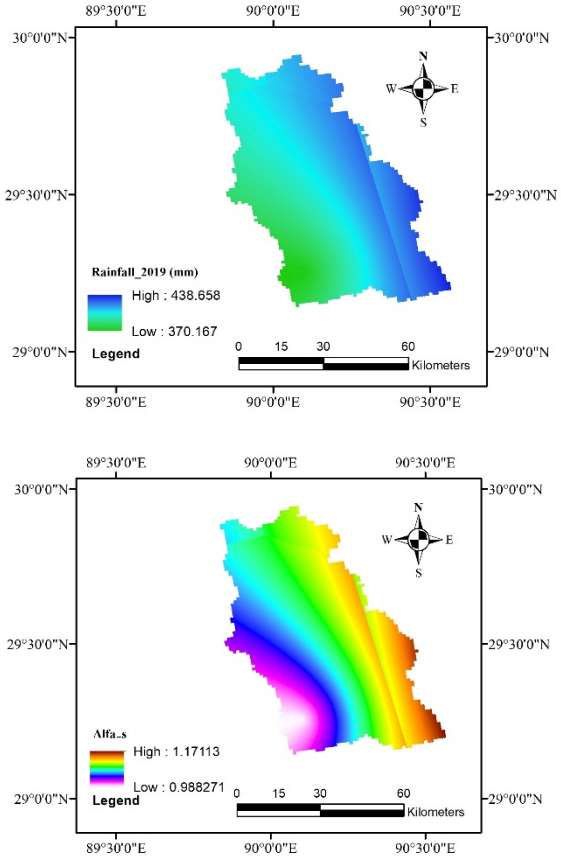
$$\alpha_t = \frac{L}{\bar{L}} = \frac{4*10^9*\exp(-0\cdot047r)}{4*10^9*\exp(-0\cdot047\bar{r})} \rightarrow \begin{Bmatrix} r = 405\cdot18 \\ \bar{r} = 378\cdot8 \end{Bmatrix} = \frac{21\cdot45}{71\cdot14} = 0\cdot2894 \quad (۱۴)$$

ضریب آلفای زمانی (برای هر سلول در یک سال یکسان) در نقشه مربوط به آلفای مکانی (طبق معادله ۲؛ در سلول‌های مختلف متفاوت) ضرب شد که نقشه حاصل ضرب آن در شکل ۴، ارایه شد. لذا حاصل ضرب این دو پارامتر تحت عنوان α_s یک نقشه رستری ساخت. بنابراین دو نقشه رستری ساخته شد (شکل ۴). این نقشه‌ها

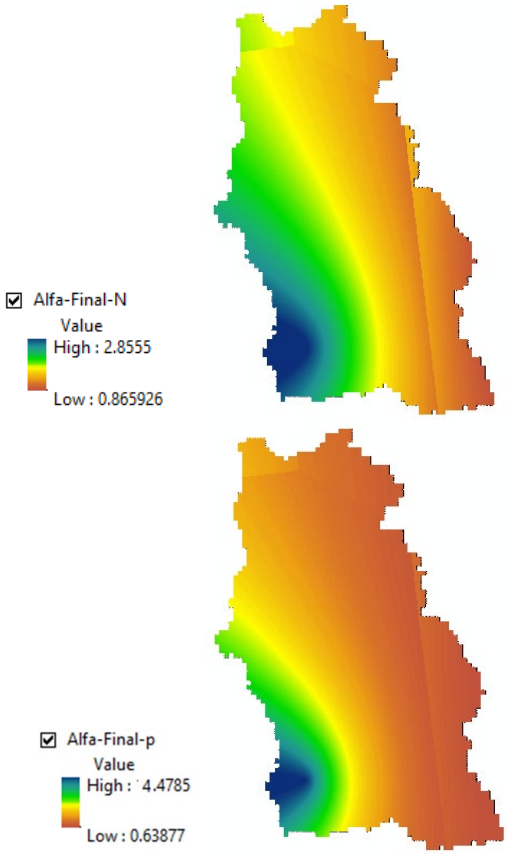
بار آلودگی نقطه‌ای را به‌صورت غیرنقطه‌ای نمایش دادند. دامنه تغییرات نیتروژن در مناطق مختلف با پراکندگی بارندگی متفاوت، حدود ۰/۸۶ الی ۲/۸۵ و دامنه تغییرات فسفر حدود ۰/۶۳ الی ۴/۴۷ بود. البته حداکثر و حداقل این دامنه اعداد قاعدتاً مورد توجه محققین نبودند، زیرا ممکن است صرفاً در یک سلول بنا به خطای درون‌یابی تغییراتی در نتیجه حاصل شود.



شکل ۲) نقشه نتایج مقدار بتا برای هر سلول و دامنه تغییرات آن در منطقه مورد مطالعه



شکل ۳) بالا: نقشه توزیع باران در سال ۲۰۱۹ بر اساس ایستگاه‌های باران‌سنجی درون و بیرون حوضه و پایین: ضریب آلفای معرف تاثیر توزیع غیریکنواختی مکانی باران



شکل ۴) مقدار ضریب آلفا در توزیع نیتروژن (بالا) و فسفر (پایین) برای هر سلول

معادله برازش بار آلودگی دو منطقه ۱ و ۲ با میزان بارندگی منطقه مطابق معادله ۱۱ و ۱۲ استخراج شد. تاثیر انتقال نیتروژن اندازه‌گیری‌شده با احتساب و بدون احتساب ضرایب α و β، مورد ارزیابی قرار گرفت که در این برآورد، کاهش بار آلودگی برآوردی با مدل اصلاحی ECM که در آن α و β در نظر گرفته شده، طی اندازه‌گیری‌های به‌ثبت‌رسیده، خطای کمتری نسبت به واقعیت نشان دادند. نتایج نشان داد که اعمال ضریب تاثیر بارش و ضریب تاثیر عوارض زمین در انتشار و انتقال آلودگی نیتروژن، نسبت به حالت عدم اعمال ضرایب به واقعیت نزدیک‌تر بود، به‌طوری که برای ایستگاه ۱، خطا از ۳۴%در روش عدم اعمال ضریب به میزان خطای ۱۲% در سال ۲۰۰۷ رسید. صحت‌سنجی مجدد برای سال ۲۰۱۵ برای همین منطقه نیز نشان داد که با اعمال ضرایب آلفا و بتا در مدل، خطا از ۲۰%به ۱۸%رسید که نشان‌دهنده تاثیر کاربردی اعمال ضرایب در مدل ECM بود.

انجام مطالعات مشابه برای ایستگاه دوم نیز، کارآیی مدل ECM را با اعمال ضرایب آلفا و بتا نشان داد، به‌طوری که درصد خطای نیتروژن برآوردی بدون اعمال ضرایب اصلاحی، در سال ۲۰۰۷، به میزان ۳۰%و با اعمال ضرایب به ۱۶%رسید که این موضوع نشان داد، میزان نیتروژن برآوردشده با اعمال ضرایب به واقعیت مشابهت بیشتری داشته و به مقدار اندازه‌گیری‌شده، نزدیک‌تر بود. این بهبود روند در داده‌های اندازه‌گیری‌شده سال ۲۰۱۵ نیز مشابه بود و میزان

خطا از ۳۴ به ۲۱% کاهش یافت. میزان بار آلودگی فسفات نیز مشابه روند بررسی‌شده برای نیترات، با اعمال ضرایب بهبودیافته و به داده‌های اندازه‌گیری‌شده نزدیک‌تر شد و خطای برآورد پارامتر در مدل را کمتر کرد (جدول ۱).

جدول ۱) مقایسه خروجی مدل با/بدون اعمال ضریب بارش و ضریب توپوگرافی و برآورد خطا با مقدار اندازه‌گیری‌شده برحسب تن

منطقه	سال	آلودگی اندازه‌گیری‌شده	آلودگی برآوردشده			
			بدون ضریب اصلاحی	درصد خطا	با ضرایب آلفا و بتا	درصد خطا
نیترات						
۱	۲۰۰۷	۱۲۳۰۰	۱۶۵۰۰	۳۴	۱۰۸۰۰	-۱۲
	۲۰۱۵	۱۹۳۰۰	۲۳۲۰۰	۲۰	۱۵۸۰۰	-۱۸
۲	۲۰۰۷	۵۵۰۰	۷۲۰۰	۳۰	۶۴۰۰	۱۶
	۲۰۱۵	۶۱۰۰	۸۲۰۰	۳۴	۷۴۰۰	۲۱
فسفات						
۱	۲۰۰۷	۲۵۱۵	۲۷۰۵	۸	۲۶۸۰	۶

بحث

در این پژوهش مدل ECM به‌منظور برآورد بار آلودگی به‌کار گرفته شد و روش اصلاح این مدل با استفاده از ضرایب تاثیر پراکندگی زمانی و مکانی بارش و همچنین ضریب تاثیر توپوگرافی معرفی شد. منطقه مطالعاتی قسمتی از فلات تبت با تنوع توپوگرافی و بارش است [Meng *et al.*, 2020] که داده‌های اندازه‌گیری بلندمدت آن در اختیار محققین قرار گرفته است. این یافته‌ها نشان می‌دهند که مدل اصلاحی ECM می‌تواند با اعمال ضرایب تاثیر عوارض زمین (بتا) و تاثیر پراکندگی بارش (آلفا) نتایج دقیق‌تری را در انتقال آلودگی برآورد کند و قطعاً برای برنامه‌ریزی صحیح و مدیریت حوضه‌های آبخیز به‌خصوص در زمینه کشاورزی در مقیاس بزرگ، مفید است. در این پژوهش، بررسی مدل انتقال آلاینده متمرکز و انتشار آن به سایر نقاط (صرف نظر از واکنش‌های شیمیایی که ممکن است در حین انتقال رخ می‌دهد) سبب می‌شود تا در مدیریت منابع آبی که در خطر مجاورت با محل جمع‌آوری غیراستاندارد فاضلاب، زباله‌ها یا گاوداری‌ها و صنایع هستند، روش‌های اصولی‌تر و سازگارتری با محیط زیست را بتوان پیش برد و بهترین گزینه‌ها را در حفاظت محیط زیست اجرایی کرد. این پژوهش صرفاً قسمت کوچکی از مطالعات گسترده طی سال‌های اخیر است که در فلات تبت در حال انجام است [Liu *et al.*, 2009; Ding *et al.*, 2010; Zhao *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2019; Fan *et al.*, 2021] و بسط این روش از حوضه‌های کوچک و تعمیم آن به حوضه‌های بزرگ بسیار مورد توجه قرار گرفته است. لازم به ذکر است که مدل‌های هیدرولوژیکی پیشرفته‌ای برای برآورد کیفیت منابع آب‌های سطحی و زیرزمینی موجود است؛ برای مثال، قابلیت‌های مدل SWAT را در بین مدل‌ها نمی‌توان هرگز قابل مقایسه با سایر مدل‌های ساده‌تر دانست [Arnold *et al.*, 2012]. در این پژوهش، کاربرد مدل ECM برای مناطقی که داده‌های در دسترس کمتری دارند، معرفی شده و چنانچه در روند پژوهش مشخص است، داده‌های مربوط به پوشش اراضی، تنوع گیاهان، توزیع ریشه گیاهان، سطح آب‌های زیرزمینی، جنس خاک و سایر خصوصیات حوضه آبریز در مدل در نظر گرفته نشده است و صرفاً با دردسترس‌داشتن داده‌های اندازه‌گیری و اعمال ضرایب اصلاحی، سعی شده است که تاثیر توپوگرافی و توزیع بارش مورد بحث و ارزیابی قرار گیرد. بنابراین در مناطقی که پیشینه تحقیقات محیط زیست دارند و می‌توان معادلات نسبتاً مناسبی از میزان بارش و آلودگی را برازش داد، با تعمیم آن معادله برای بارش سال جاری و اصلاح آن با ضرایب مد نظر، میزان مناسبی از آلودگی تخمین زده می‌شود که برای مدیریت منابع آب، کاربردی است.

استخراج معادله ۱۱ و ۱۲ از کلیدی‌ترین مباحث این پژوهش است. برای این معادله داده‌برداری آلودگی در تعداد ماه‌ها و سال‌های متعددی با میزان بارش بر حسب میلی‌متر برازش داده شده و وجود چنین معادلات ارزشمندی در هر منطقه می‌تواند معرف کاهش بار آلودگی در آن منطقه پس از r میلی‌متر بارندگی باشد. این میزان کاهش بار آلودگی خود به منزله جابه‌جایی و انتقال آن از نقطه‌ای به نقاط دیگر است. طبق بررسی‌های به‌عمل‌آمده، عدم وجود داده‌های بلندمدت و هدفمند اندازه‌گیری‌شده نیتروژن و فسفر برای یک منطقه مطالعاتی در ایران، استخراج معادلات مشابه ۱۱ و ۱۲ را دشوار کرده و عملا دستیابی به معادلاتی مشابه نیازمند تحقیقات منسجم، هدفمند و زمانبر در کشور است. لازم به ذکر است که انجام این مطالعات در سایر نقاط چین نیز به‌علت بالابودن هزینه‌های مطالعاتی چندان مرسوم نیست. اما این منطقه سرچشمه رودخانه‌های بزرگ و پرآب چین است و قاعدتاً بررسی آلودگی‌های موجود در آن بر وضعیت کشاورزی، شرب و صنایع پایین‌دست تاثیر بسزایی دارد.

این مطالعه نه‌تنها برای مطالعات NPS پیرامون بارهای آلودگی مربوط به فعالیت‌های کشاورزی قابل استفاده است، بلکه از دیدگاه مهندسی رودخانه نیز می‌تواند مورد توجه قرار گیرد. بار معلق در مدل‌سازی‌ها به‌عنوان منبع آلودگی است که پیامد آن کاهش کیفیت منابع آب‌های سطحی را به‌دنبال خواهد داشت و تاکنون مطالعاتی در این زمینه نه در داخل و نه در خارج کشور صورت نگرفته است. با معرفی مدل ECM و کاربرد آن در برآورد آلودگی، نویسندگان در پژوهش‌های آتی، کاربرد این مدل را در مهندسی رودخانه مورد بررسی قرار می‌دهند و پیشنهاد می‌شود که مهندسین علوم آب و خاک، با تعریف طرح‌های تحقیقاتی، کاربرد ECM را در زمینه‌های مختلف توسعه دهند.

نتیجه‌گیری

مدل اصلاحی ECM با اعمال ضرایب فوق نتایج دقیق‌تری را در انتقال آلودگی برآورد می‌کند و برای برنامه‌ریزی صحیح و مدیریت حوضه‌های آبخیز به‌خصوص در زمینه کشاورزی در مقیاس بزرگ که

کودها مهم‌ترین عامل آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی هستند، مفید است.

تشکر و قدردانی: این مقاله حاصل قسمتی از یک پروژه آبی است که در قالب توافق‌نامه مشترک بین معاونت علمی و فناوری ریاست جمهوری ایران و وزارت علوم چین در تابستان ۱۳۹۷ تعریف شده است و بدین وسیله نویسندگان مقاله از همه سازمان‌هایی که این فرصت تحقیقاتی مشترک و اطلاعات ورودی مدل‌سازی را فراهم نمودند، تشکر و قدردانی می‌کنند. همچنین لازم است از همکار چینی در دانشکده محیط زیست سیچوان، پروفسور *فن* که سرپرستی پروژه را بر عهده داشتند، قدردانی ویژه شود.

تاییدیه اخلاقی: این مقاله تاکنون در هیچیک از مجلات داخلی و خارجی به چاپ نرسیده است.

تعارض منافع: این مقاله فاقد هرگونه تعارض با منافع سازمان‌ها و اشخاص است و هدف از نگارش آن صرفاً معرفی روش‌های کاربردی در حوزه سیستم اطلاعات جغرافیایی و کاربرد موثر آن در مدیریت و حفاظت منابع آبی است.

سهم نویسندگان: مجید گلوئی (نویسنده اول)، پژوهشگر اصلی (۵۰%)؛ آرتمیس معتمدی (نویسنده دوم)، تحلیلگر آماری/نگارنده بحث (۵۰%).

منابع مالی: این مقاله مستخرج از فعالیت مشترک بین ایران و چین است و کلیه هزینه‌های حق‌التحقیق توسط وزرات علوم چین پرداخت شده است.

منابع

-Akhavan S, Mehrabi M, Abbaspour K (2018). Review of Researches about SWAT in Iran. The First Conference on The Use of Soil and Water Management Tools (Swat) In The Management of Water Resources in The Country, 14 May 2016, Isfahan, Iran. Tehran: Civilica. [Persian]

-Arnold JG, Kiniry JR, Srinivasan R, Williams JR, Haney EB, Neitsch SL (2012). SWAT 2012 Input/Output Documentation. Texas: Texas Water Resources Institute.

-Bowes MJ, Hilton J, Irons GP, Hornby DD (2005). The relative contribution of sewage and diffuse phosphorus sources in the river Avon catchment, southern England: Implications for nutrient management. Science of the Total Environment. 344(1-3):67-81.

-Bowes MJ, Smith JT, Jarvie HP, Neal C (2008). Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. Science of the Total Environment. 395(2-3):125-138.

-Chang M, McBroom MW, Scott Beasley R (2004). Roofing as a source of nonpoint water pollution. Journal of Environmental Management. 73(4):307-315.

-Chaplot V, Saleh A, Jaynes DB (2005). Effect of the accuracy of spatial rainfall information on the modeling of water, sediment, and NO_3–N loads at the watershed level. Journal of Hydrology. 312(1-4):223-234.

-Cheng X, Chen L, Sun R, Jing Y (2018). An improved export coefficient model to estimate non-point source phosphorus pollution risks under complex precipitation and terrain conditions. Environmental Science and Pollution Research International. 25(21):20946-20955.

-Ding X, Shen Z, Hong Q, Yang Z, Wu X, Liu R (2010). Development and test of the export coefficient model in the upper reach of the Yangtze river. Journal of Hydrology. 383(3-4):233-244.

-Dou PQ, Wang XY, Fang XD, Wang LH (2006a). Research on loss of nitrogen and phosphorus in Shixia experiment plot. Agricultural Research in the Arid Areas. 24:19-24. [Chinese]

-Dou PQ, Wang XY, Wang LH (2006b). Research progress on the mechanism of nitrogen and phosphorus in non-point source pollution. Journal of Capital Normal University. 27:93-98. [Chinese]

- Fan J, Motamedi A, Galoie M (2021). Impact of C factor of USLE technique on the accuracy of soil erosion modeling in elevated mountainous area (case study: the Tibetan plateau). Environment, Development and Sustainability.23:12615-12630.

-Farenga SJ, Daniel N (2007). Making a community information guide about nonpoint source pollution. Science Scope. 30:12-15.

-Hao GR, Li JK, Li S, Li KB, Zhang ZH, Li HE (2020). Quantitative assessment of non-point source pollution load of PN/PP based on RUSLE model: A case study in Beiluo river basin in China. Environmental Science and Pollution Research International. 27(27):33975-33989.

-Huang MX, Zhang GL, Zhang XM, Zhou CH (2003). Phosphorus export by surface runoff from agricultural field plots in Guanting watershed. Ecology and Environment. 12:139-144. [Chinese]

-Hunter HM, Walton RS (2008). Land use effects on fluxes of suspended sediment, nitrogen and phosphorus from a river catchment of the Great Barrier Reef, Australia. Journal of Hydrology. 356(1-2):131-146.

-Immerzeel WW, Van Beek LPH, Bierkens MFP (2010). Climate change will affect the Asian water towers. Science. 328(5984):1382-1385.

-Liu RM, Yang ZF, Shen ZY, Yu SL, Ding XW, Wu X, et al (2009). Estimating nonpoint source pollution in the upper Yangtze river using the export coefficient model, remote sensing, and geographical information system. Journal of Hydraulic Engineering. 135(9):698-704.

-Meng D, Dong Q, Kong F, Yin Z, Li Y, Liu J (2020). Spatio-temporal variations of water vapor budget over the tibetan plateau in summer and its relationship with the indo-pacific warm pool. Atmosphere. 11(8):828.

-Nobre RLG, Caliman A, Cabral CR, De Carvalho Araujo F, Guerin J, Dantas FDCC, et al (2020). Precipitation, landscape properties and land use interactively affect water quality of tropical freshwaters. Science of The Total Environment. 716:137044.

-Noto LV, Ivanov VY, Bras RL, Vivoni ER (2008). Effects of initialization on response of a fully-distributed hydrologic model. Journal of Hydrology. 352(1-2):107-125.

-Omernik JM (1976). The influence of land use on stream nutrient levels. Corvallis: Environmental Protection Agency.

-Potter KM, Cubbage FW, Blank GB, Schaberg RH (2004). A watershed-scale model for predicting nonpoint pollution risk in north Carolina. Environmental Management. 34:62-74.

-Singh VP, Frevert DK (2002). Mathematical models of large watershed hydrology. Berlin: Water Resources Publications.

-Singh J, Knapp HV, Arnold JG, Demissie M (2005). Hydrological modeling of the Iroquois river watershed using HSPF and SWAT. Journal of the American Water Resources Association. 41(2):343-360.

-Wang S, Liu W, Zhao S, Wang C, Zhuang L, Liu L, et al. (2019). Denitrification is the main microbial N loss pathway on the Qinghai-Tibet Plateau above an elevation

of 5000 m. Science of The Total Environment. 696:133852.
-Wang W, Chen L, Shen Z (2020). Dynamic export coefficient model for evaluating the effects of environmental changes on non-point source pollution. Science of The Total Environment. 747:141164.
-Wu L, Gao JE, Ma XY, Li D (2015). Application of modified export coefficient method on the load estimation of non-point source nitrogen and phosphorus pollution of soil and water loss in semiarid regions. Environmental Science and Pollution Research. 22:10647-10660.
-Zhang N, Yu Y, Hong B, Chen J (2003). Factors influencing phosphorus loss by runoff process from farmlands in the Dianchi watershed. Chinese Journal of Environmental Science. 24:155-157. [Chinese]
-Zhang N, Zhang Y, Chen J, Li C (2004). Factors of influencing soil-nitrogen pollution load of sloping field in the Dian Lake watershed. Chinese Agricultural Science Bulletin. 20:148-150. [Chinese]
-Zhang X, Yi Y, Yang Z (2020). Nitrogen and phosphorus retention budgets of a semiarid plain basin under different human activity intensity. Science of The Total Environment. 703:134813.
-Zhao Z, Zhang Y, Liu L, Liu F, Zhang H (2015). Recent changes in wetlands on the Tibetan Plateau: a review. Journal of Geographical Sciences. 25(7):879-896.