

我国农业面源污染过程模拟的困境与展望

夏永秋, 赵娣, 严星, 邱捷, 颜晓元

引用本文:

夏永秋, 赵娣, 严星, 邱捷, 颜晓元. 我国农业面源污染过程模拟的困境与展望[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41(11): 2327-2337.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0867>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

太湖流域平原农业面源污染模拟与管控的思考

黄佳聪, 张京, 季雨来, 高俊峰

农业环境科学学报. 2022, 41(11): 2365-2370 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0545>

分布式水土流失型面源污染模型初探

朱凯航, 陈磊, 王怡雯, 刘国王辰, 颜小曼, 郭晨茜, 张亮, 沈珍瑶

农业环境科学学报. 2022, 41(11): 2382-2394 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0676>

“产业治污”模式削减丘陵区农业面源氮排放

刘广龙, 李涛, 薛利红, 樊丹, 戴志刚, 甘晓东, 张凯, 周宇翔, 胡荣桂

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 1963-1970 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0369>

英国农业面源污染防控对我国的启示

刘坤, 任天志, 吴文良, 孟凡乔, JessicaBellarby, LaurenceSmith

农业环境科学学报. 2016, 35(5): 817-823 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.05.001>

流域非点源磷污染的遗留效应研究进展

吴昊, 陈丁江

农业环境科学学报. 2022, 41(11): 2352-2364 <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0896>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

夏永秋, 赵娣, 严星, 等. 我国农业面源污染过程模拟的困境与展望[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(11): 2327-2337.

XIA Y Q, ZHAO D, YAN X, et al. Dilemma and prospect of modelling in agricultural non-point source pollution in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(11): 2327-2337.



开放科学 OSID

我国农业面源污染过程模拟的困境与展望

夏永秋¹, 赵娣^{1,2}, 严星^{1,2}, 邱捷^{1,2}, 颜晓元¹

(1. 江苏常熟农田生态系统国家野外观测研究站, 中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要:我国农业面源污染依然严重,模型是面源污染防治决策支持的有效工具。本文在农业面源污染模型分类的基础上,系统梳理了各类模型在田块流失过程、流域迁移消纳过程中的构建方法。在田块产流过程模拟中,模型大多采用单一超渗或者蓄满产流机制;在流域迁移过程的消纳过程模拟中,迁移路径基于D8算法,采用固定的消纳系数模拟迁移过程中的消纳量。基于我国面源污染产生的特点,本文进一步总结了上述模型在我国农业面源模拟过程中的困境:在田块流失过程中,在我国旱地与水田并存情况下需同时考虑两种产流机制,在南方水域面积大的区域还需考虑农田氨挥发近距离沉降;在地表迁移过程中需考虑多地形(丘陵和平原)、多水体分布特点,地下迁移过程需考虑生物地球化学滞留和水文滞留过程。针对上述困境,文章展望了我国面源污染模型可能的解决方案,以期为我国农业面源污染模型的轻简化和高精度发展提供借鉴。

关键词:面源污染模型;田块流失过程;流域迁移过程;多水体;迁移路径

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)11-2327-11 doi:10.11654/jaes.2022-0867

Dilemma and prospect of modelling in agricultural non-point source pollution in China

XIA Yongqiu¹, ZHAO Di^{1,2}, YAN Xing^{1,2}, QIU Jie^{1,2}, YAN Xiaoyuan¹

(1. Changshu National Agro-Ecosystem Observation and Research Station, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Agricultural non-point source pollution is still serious in China, and model is an effective tool for decision-making support for the prevention and control of non-point source pollution. Based on the classification of agricultural non-point source pollution models, this paper systematically concludes the construction methods of various models in the processes of nutrient loss from field, and transfer and removal in watershed. In the simulation of nutrient loss from field, most models adopt single excess infiltration or excess storage only. In modelling of nutrient transfer and removal in watershed, nutrient is traced based on D8 algorithm, and removal is simulated by using a fixed coefficient. Based on the understanding of non-surface source pollution, this paper further summarizes the challenges in the modelling of agricultural non-surface source process. In the process of nutrient loss from field, the model should be built including both excess infiltration and excess storage processes because of the coexistence of dry land and paddy land. In the southern China with large water area, ammonia deposition from volatilization in planting system should be further included. In the process of watershed transportation, the impacts of multiple terrains (watershed and plains) and multiple water bodies should be emphasized. While in the subsurface migration process, biogeochemical and hydrological retention processes should be considered. In view of the above difficulties, the paper finally discusses the possible solution of Chinese non-point source pollution model, which can provide reference for the model construction with simplification and high accuracy.

Keywords: non-point source pollution model; field loss process; watershed transportation process; multiple water bodies; migration pathway

收稿日期:2022-08-31 录用日期:2022-10-31

作者简介:夏永秋(1979—),男,湖南邵阳人,博士,研究员,主要研究方向为面源污染模拟与高效控制。E-mail:yqxia@issas.ac.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFD1700802);国家自然科学基金项目(42177401,U19A2050)

Project supported: The National Key Research and Development Program of China(2021YFD1700802); The National Natural Science Foundation of China(42177401,U19A2050)

随着我国对点源污染控制的加强,面源污染已经成为水体污染物的主要来源。《第二次全国污染源普查公报》(二污普)显示,农业源总氮排放量为141.49万t,占全国排放总量的46.5%,农业源总磷排放量为21.2万t,占全国排放总量的67.2%。严重的农业面源污染不仅浪费养分资源、破坏耕地质量,还会诱发水体富营养化,造成生态系统恶化,严重威胁人居环境和饮水安全,直接影响我国生态文明建设。

农业面源污染指在农业生产与生活中,溶解的或固体的污染物(如氮、磷、农药及其他有机或无机污染物)从非特定的地域,通过地表径流、农田排水、挥发与近距离沉降和地下渗漏等方式进入水体引起的水质污染^[1]。典型的农业面源污染发生过程具有多界面(水-土-气)、多过程(迁移、淋溶、挥发)、多尺度(田块、流域、区域)等特点,因此农业面源污染具有来源复杂和分散、发生随机等特征,这就造成其流失量难以直接监测、流失过程难以追踪、最终对水质的负荷难以定量。

面源污染模型综合考虑水文水利、气象气候、地理环境、污染物迁移转化等一系列影响因素,在时间及空间尺度上对面源污染进行量化研究,从而可追溯污染物的来源、解析污染物的浓度、核算污染物负荷,因此是制定农业面源污染治理对策、评估农业面源防治效果的有效手段。近年来,面源污染模型研究蓬勃发展,模型种类很多,且每种模型特点不一,模型概化方式不尽相同。但是这些模型主要由欧美发达国家开发,其在我国面源污染模拟应用中存在哪些不足?未来如何更好开发适合我国特点的面源污染模型?这些问题尚缺乏系统性的梳理与综述。因此,本研究在系统综述农业(尤其是种植业)面源污染模型的基础上,结合我国面源污染过程的特点,重点阐述我国农业面源污染过程模拟的困境,并对我国面源污染模型的未来发展方向进行了展望。

1 农业面源污染模拟现状

1.1 模型分类

目前农业面源污染模型在学术上尚未形成统一的分类系统,认可度较高的是根据模型的发展历程及特征将模型分为3类:经验模型、过程模型和半经验半过程模型。经验模型通过因果分析或统计分析寻找污染负荷与径流量、土地利用或地形特征之间的关系建立模型,模拟污染物流失特征,包括输出系数模型^[2]、回归方程模型、混合效应模型^[3-4]等。其中典型

代表为输出系数模型,该模型利用不同污染源的输出系数,来估算流域或行政单元内不同时间尺度下的农业面源污染负荷。

过程模型考虑溶质运移机制及动力学特征,对农业面源污染物迁移转化过程进行模拟,通过对参数的合理设定和校准,能够较为准确地计算长时间序列并预测面源污染物成污过程的时空变化特征,主要包括 AnnAGNPS^[5]、SWAT^[6]、HSPF^[7]、ANSWERS^[8]等。如 HSPF 模型能基于区域气象、土壤、植被、地形地貌、土地利用等数据,对面源负荷进行长时间连续模拟。

半经验半过程模型通过整合机理过程和统计方法来解析污染源、模拟污染负荷及污染物质迁移衰减过程。如 SPARROW 模型是基于统计学方法并加入污染物输入及迁移转化模块建立的非线性流域空间回归模型,具有描述地表水体污染来源、预测污染负荷及定量化功能^[9]。

农业面源污染模型都是基于特定的场景、条件和科学问题而开发,在应用过程中各有优缺点。如图1所示,统计模型的结构、参数简单,数据容易获取,能在较长时间范围和较大尺度上对面源污染进行模拟,有较强的可操作性和实用性,但其缺乏对污染物迁移路径和机理的表达,模型扩展应用与预测能力较弱。过程模型中面源污染流失过程及内在机制较为明晰,适合于复杂条件下面源污染过程的预测与管理,但其结构复杂、输入参数众多、技术要求高、建模难度大、周期长,在大区域上难以应用。半经验半过程模型权衡了统计模型和机理模型的优缺点,对输入参数要求相对较低,同时预测结果较为可靠,在农业面源污染模型与管理方面具有较大的发展潜力与应用前景。

1.2 田块产流过程模拟方法

农业面源污染发生的首要环节为田块产流过程,通常由降雨或者灌溉驱动。根据水文过程的产流特点和机理,田块产流模式分为蓄满产流和超渗产流两种:蓄满产流以包气带的土壤含水量为基础,在降水达到田间持水量或者一定的淹水高度后形成地表径流;超渗产流是指降雨强度大于入渗强度时产生的地面径流^[24]。除地表径流外,下渗量中还有一部分通过壤中流和地下径流而流失。

田块产流过程模拟中最简单的方法为改进输出系数模型,如蔡明等^[25]通过不同土地利用的污染物固定输出系数,考虑产汇流过程、降雨等因素估算了流域或者行政单元内的污染物输出负荷。改进输出系数模型结构简单、操作方便,是当前应用最广泛的一

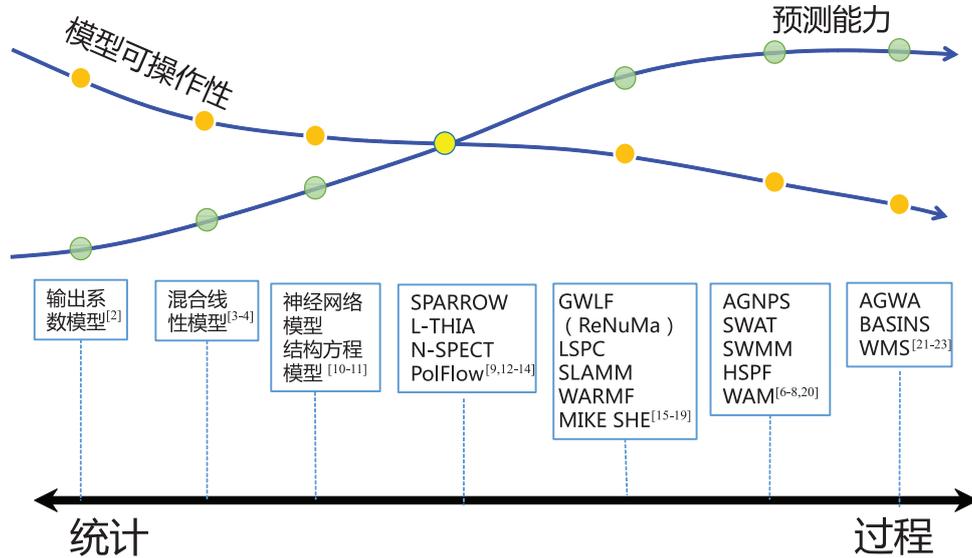


图1 常用农业面源污染模型及其预测能力和可操作性之间的权衡

Figure 1 Commonly used agricultural non-point source pollution models and their trade-offs between predictive ability and operability

种模拟方法。但是该模型忽略了地形地貌、土壤性质、管理措施等差异导致的输出系数时空变异,因此估算结果具有较大的不确定性。

现有过程模型常以单一产流机制为基础模拟田块产流过程,如SWAT、AGNPS、GWLF等模型采用SCS曲线法,根据超渗产流机制计算下渗和地表径流。在暴雨条件下,AGNPS模型能充分模拟地表径流、壤中流和地下径流,刻画污染物随地表径流、土壤流失和土壤水入渗从田块迁移至水体的过程,但对降水较小时(蓄满产流)的径流变化过程模拟精度较低,从而会对总磷等污染物质的模拟产生偏差。SWAT模型能很好地模拟以超渗产流理论为基础的旱作农田污染物流失负荷,但其将稻田田面水层看作蓄水池,无法准确模拟氮磷田块径流流失特征^[26]。基于超渗产流原理的MIKE SHE模型,考虑了下垫面和气候因素的时空差异性,能快速模拟地表产流及地下水运动,预测农田硝酸盐氮淋溶流失^[27]。因为饱和和导水率与降雨强度决定模拟范围是否产流,所以势必存在一个敏感区域,敏感区域以内的参数对产流有较大影响。基于蓄满产流理论建立的HSPF等模型,能准确分析气候、土地利用等因素对地表和地下径流过程的影响,估算面源氮磷等污染物的负荷,但是模型对降雨强度较为敏感,在暴雨超渗产流条件下,模型不确定性范围增加^[28]。由于当前面源污染模型单一产流过程模拟的局限性,其对于降雨多变、流域土地利用方式复杂的农业面源污染负荷模拟还存在很大的不确定性。

1.3 流域迁移消纳过程模拟方法

面源污染从田块产生之后,通常需要经过流域迁移过程到达目标水体。流域迁移过程包括地表和地下输移过程,过程和路径不同,导致沿程消纳和滞留时间差异很大。输出系数模型一般不考虑土壤、植被和各种生化反应对污染物的截留效应。为弥补该缺陷,蔡明等^[25]通过引入流域年径流模数来考虑陆面污染物汇集到流域出口断面的整体消纳比例,但这种方法只能刻画地表径流过程的拦截作用,而无法反映消纳的时空变异。耿润哲等^[29]在单个栅格单元尺度上,建立入河系数与降雨、地形、地表径流、地下径流以及植物截留五大因子的关系,以此表征流域消纳能力的时空分布特征。尽管国内外学者对输出系数模型开展了大量改进工作^[30-31],但是该模型仍无法识别污染物水文路径,更不能区分地表径流和地下径流过程,因而估算结果有很大的不确定性。

机理模型以水文学为基础,分为半分布式模型和全分布式模型。半分布式模型将流域分成的若干子流域作为计算单元,采用一级动力学方程和坡面平均系数计算子流域内污染物的平均去除率,然后将结果汇集到各子流域出口^[32]。尽管这种方法计算简单,并且能够在一定程度上反映不同子流域间消纳的时空变异,但仍未考虑到子流域内部各栅格单元至出口的路径和消纳差异。全分布式模型考虑了污染物在栅格单元的迁移消纳,然而模型一般采用固定的动力学反应速率常数来模拟污染物在地表迁移过程中的消纳量^[33],并不考虑由上、下垫面差异所造成的消纳速

率的时空变异。尽管有学者尝试通过引入最小阻力模型^[34]、景观单元相互作用^[35]等方法来考虑不同景观单元间消纳能力的差异,但是这些方法通常只从影响消纳的某一单方面因素入手,而不能完全反映气象、植被、土壤、地形、水文等综合因素对消纳过程的影响。除此之外,常用机理模型一般用D8单流向算法识别水文单元、子流域之间的污染物地表迁移路径^[32-33],这种单流向算法适用于有明显高程差的地形,但难以识别平原地区以漫散流为主的多流向水文路径。

地下输移过程包括壤中流和基流,在模型模拟中常以水文地质过程为基础,对水流运动和溶质运移的描述主要依赖于Richards方程和对流-弥散方程^[36]。模型需要确定区域边界、水力参数,以及包气带和地下水水流运动的维度。氮素转化过程通常采用零阶、一阶或Michaelis-Menten动力反应方程进行描述,并作为源汇项并入对流-弥散方程,建立地下水迁移转化数值模型。上述数值模拟一般仅针对单个地下水过程,如MODFLOW、FEFLOW和HYDRUS等。但由于地下水变动较大、边界较为复杂,在对流域地下水输移过程模拟中存在边界确定困难、模型的连接模块设置不合理等问题。此外,在模拟水流运动的维度选择中,三维数值模型虽然能够模拟复杂条件下的地下水运动,但计算成本较高,难以大规模应用。也有研究将上述模拟作为一个模块,耦合到流域过程模型中,如SWAT、MIKESHE和COMUS等^[37]。但耦合方式会阻隔两者间的流量反馈和模型间的计算反馈,系统间交互性较差,应用受到限制。由于地下输移过程的复杂性,各模型对于地表径流和基流的定义也各不相同,目前对于该过程的机理和模拟研究还处于初步阶段,模拟结果存在较高的不确定性。

面源污染经地下输移后虽然最终到达受纳地表水体,但其与地表水污染负荷并不呈线性相关,而是存在一定的时间滞后性^[38]。地下输移过程产生非点源负荷滞后效应的原因主要是存在生物地球化学的滞后性和水文过程的滞后性^[39]。现有流域模型缺乏明确的物理机制来描述地下水的滞后。传统经验模型,如PolFlow、GlobalNEWS、ReNuMa和SPARROW等,通常假设氮循环处于稳定状态,设定稳定周期为一年或多年(大部分为5a)^[40-41]。然而,CHEN等^[42]在椒江流域的研究表明,每年通过河流输出的氮通量有大于70%来自于历史遗留的氮库,河流氮输出对流域人为氮输入的响应存在约10a的滞后时间。而机理模型,如SWAT、HSPF等,对地下水动态的模拟主要依赖于Richards方程和对流-弥散方程或用某个参数来描述地下水滞留时间,因此难以准确捕捉到实际输移时长。近年来有很多研究相继改进或开发出一系列经验模型或过程模型(表1),但由于对滞后机理认识的不足,模型还存在很大的不确定性。经验模型主要依据特定流域面源污染负荷量,以历史输入数据、水文气候和土地利用变化等参数进行表述,确定滞后时间。例如,CHEN等^[42]基于中国东部永安溪流域1980—2009年的水质监测数据,开发了该流域年均硝酸盐通量与过去6a平均人为氮输入之间的经验模型,但该模型无法明确表达水文和生物地球化学滞留效应,因此不能确定其遗留动态真实变化情况以及模型不确定性的原因。多模型耦合的过程模型是将地下水模型与氮的迁移转化等模型进行耦合,来研究流域面源污染的时间滞后性。SANFORD等^[43]在切萨皮克湾地区建立了氮质量平衡回归模型,基于MODFLOW软件获得地下水运输的时间分布,再耦合历史氮利用率和反硝化参数,得到地下水中遗留氮对流域水质改善

表1 流域面源污染滞留估算模型总结

Table 1 Summary of models for watershed legacy in nutrient dynamics simulation

模型分类 Model classification	模型特点 Model characteristic	模型优点 Model advantage	模型缺点 Model disadvantage
流域氮磷输移经验模型 ^[42,44-47]	河流氮磷通量用历史输入值(背景值)、若干个流域属性变量、水文气候和土地利用等进行表述	将“遗留氮磷库”及其产生的非点源氮负荷转换为可获得的参数	缺少对生物地球化学过程和地下水迁移滞后性的模拟
多模型耦合过程模型 ^[43,48-50]	将Hydrus、MODFLOW等地下水流动模型与营养物质迁移转化模型相结合,同时包含气象、土壤物理以及水文地质等参数	模拟包气带和饱和带水文滞后性	1. 缺少生物地球化学循环过程; 2. 模型参数选择不全面; 3. 模型的校准依据流域出口氮负荷量
营养轨迹模型(ELEMeNT model) ^[39,51-52]	用源区动态函数表述根系土壤的有机氮积累和损耗,耦合基于指数输移时间分布的方法来模拟河流出口处硝酸盐浓度	1. 生物地球化学和水文过程滞后性全面; 2. 氮库区分有机氮和无机氮; 3. 模型验证通过沉积物岩心的叶绿素显色数据验证	1. 未区分铵态氮和硝态氮; 2. 采用单一固定的消纳系数; 3. 在计算滞留时间时,只基于田块到流域的直接距离计算

的响应。但该模型主要模拟了地下水的水文滞后性,缺少生物地球化学过程滞后性模拟,且模型的校准依据为流域出口氮负荷量,因此限制了流域内面源污染真实过程的了解。VAN METER等^[39]开发了营养轨迹模型(ELEMNT),该模型用源区动态函数表述根系土壤的有机氮积累和损耗,耦合基于指数输移时间分布方法来模拟河流出口处硝酸盐浓度,并通过收集沉积物岩心的叶绿素显色数据,证明了ELEMNT模型可以较好地预测河流长期氮输移动态。但该模型在氮迁移转化方面均采用单一固定的消纳系数,且通过田块到流域的直线距离计算滞留时间,而并非实际的迁移路径。总之,当前流域滞留估算模型都是基于特定流域的可用数据、参数和实际情况开发,因此在其他流域难以直接应用。

2 我国农业面源污染模拟的困境

2.1 田块流失过程

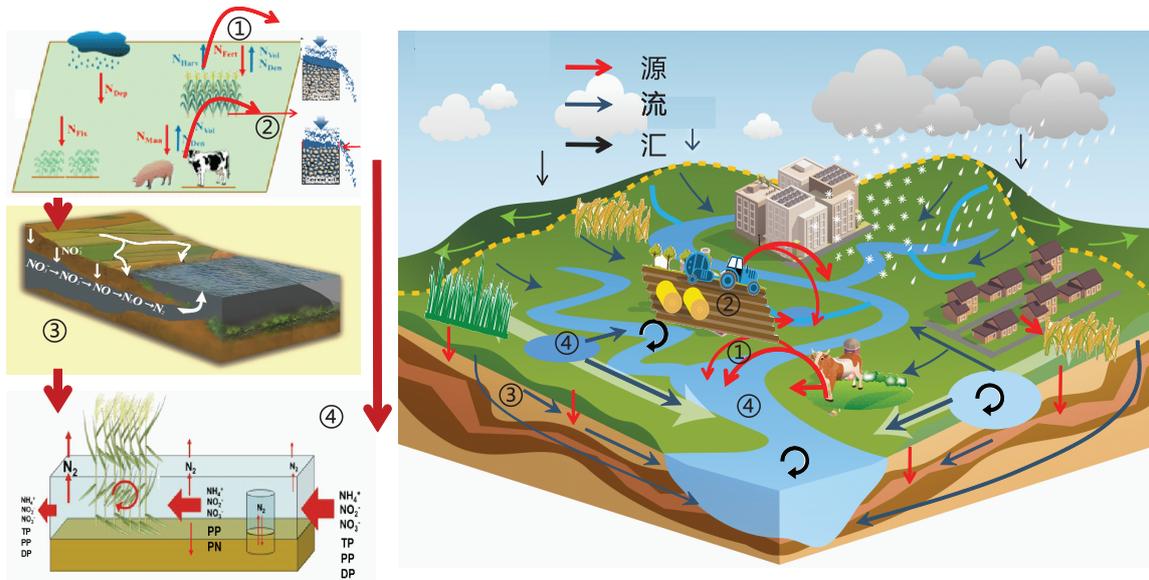
我国土地利用与种植类型复杂多样,管理方式迥异,又地属季风气候,降雨时空变异大,这些特有的生产与自然特征,导致田块流失过程差异巨大。我国常见的农作物有50多种,农作物播种面积1.53亿 hm^2 ,其中水田面积占比最大,占我国粮食作物总面积的35%。稻田因为存在田埂,一般为蓄满产流,而旱地一般为超渗产流(图2)。由于稻田的区域分布以及流域内镶嵌分布特征,两种产流方式也存在区域及流域特征。我国属于典型季风气候,降雨强度月际变异

大,同一田块不同季节产流机制也不相同。夏秋季降雨强度大时主要是超渗产流,而冬春季降雨小,产流方式主要是蓄满产流。管理和种植方式不同也会导致产流方式迥异,我国种植制度从南到北逐渐由一年三熟稻作向一年一熟旱地过渡,不同的熟制区又会有不同的作物类型和轮作方式,如水稻-小麦-蔬菜、水稻-油菜、小麦-玉米等。因此,同一个田块,不同种植季产流方式也不同,稻季一般为蓄满产流,而麦季和油菜开沟后,一般为超渗产流。此外,受我国的土地所有制和种植习惯影响,在土地边界起垄是非常普遍的现象,起垄一方面起到了保水作用,另一方面也极大地改变了田块的产流方式。

目前,我国农业面源污染负荷模型大多直接应用欧美地区模型,这些模型主要根据欧美旱作和气候特点,基于超渗产流过程研发,其产汇流计算方式、模块单元设置无法准确表征我国田块流失过程的空间和时间特征。如程磊等^[53]利用SWAT模型模拟窟野河流域产流过程时发现,模型模拟地表和地下流失过程的效果不理想,究其原因,模型在暴雨产流过程中不能反映流域中两种产流机制并存的现实情况。因此,如何同时考虑两种产流机制以反映我国实际田块产流状况是当前流域面源污染模拟的困境之一。

2.2 氨挥发近距离沉降

我国农田氮肥投入量高,氨挥发是农田系统中重要的氮素损失过程,JU等^[54]统计了太湖地区26块实



特点与难点:①氨挥发近距离沉降;②超渗产流和蓄满产流并存;③复杂迁移路径;④多过程消纳

图2 我国农业面源污染特点与模拟难点

Figure 2 Characteristics and simulation difficulties of agricultural non-point source pollution in China

验田的氮素损失,结果表明稻田氨挥发系数为 $11.6\% \pm 4.7\%$ 。本课题组通过3 a的野外田间试验,发现长江中下游典型种植业氨排放系数变化范围为 $4.76\% \sim 14.2\%$ ^[55]。挥发的氨气在大气中具有化学性质活泼、黏滞性强、浓度梯度大、弱碱性等特点,因此深受局地气象、地形的影响^[56]。一部分氨气与酸性气体反应会形成大气气溶胶,另外一部分氨气能够较快地从大气向地表沉降。有研究表明,稻田下风向100 m范围内较高的氨气浓度主要出现在施用基肥和追肥后15 d内。随着距稻田距离的增加,下风向大气中氨气浓度呈指数下降,稻田下风向100 m范围内氨气沉降量约占挥发量的80%^[57]。因此,在我国水体面积分布广泛的南方地区,农田氨挥发结果表明近源沉降是水体氮素的重要来源(图2)。

目前,只有极少数面源污染模型考虑了氨挥发过程,但是田块氨挥发与水体氨沉降之间的关系脱节。如SWAT模型考虑了氮肥用量、土壤温度、土层厚度和阳离子交换量对农田氨挥发的影响,但是水体氨沉降通过用户输入实现^[6]。APEX模型在SWAT模型的基础上进一步考虑了风速对氨挥发的影响,但是在水质负荷中未能考虑氨挥发近距离沉降的影响^[58]。如何耦合气态氨挥发的贴地排放与氨沉降的区域迁移特性是当前流域面源污染模拟的困境之一。

2.3 地表迁移过程

我国幅员辽阔,地理气候条件复杂多变,山区、丘陵、平原河网区并存,不同地形条件下污染物的地表迁移过程迥然不同,加之随着我国经济社会的迅速发展,农业对灌溉的需求不断增加,使得流域内存在众多沟渠、池塘、水库等小型灌溉水体,这极大地改变了污染物的地表迁移路径和消纳量(图2)。而目前,大多数面源污染模型都是基于国外的农业场景开发,盲目照搬国外模型会存在以下问题:

(1)现有模型不能精确刻画平原河网区污染物迁移路径。传统的机理模型采用D8算法识别坡面水流路径,这种方法的基本思想是认为水向周围流动时,全部流入高程最低的地方,D8算法适合于在有明显高程差的地形模拟产汇流机制^[59-60]。然而,我国幅员辽阔、分布着大量的平原耕作区,水流在坡面上向多个方向漫散流动是平原地形的一个重要特征,而传统的单流向算法无法模拟漫散流,会出现大量平行流的现象^[61]。因此,在平原耕作区使用单流向算法识别污染物迁移路径将不可避免地降低模型精度。

(2)现有模型不能精确刻画人工排水沟渠和管道

中污染物的迁移转化过程。人工排水沟渠和管道不同于自然流域的灌排水特征,而是拥有其独特的污染物迁移转化过程。例如,DENG等^[62]的研究表明沟渠排水因其较高的污染物浓度而拥有较高的消纳速率,李颖等^[63]表明沟渠的槽蓄作用在一定程度上能够通过增加水力停留时间从而消减子流域出口的水质变化峰值。同时,人工排水沟渠和管道内存在的灌溉退水、田埂侧渗补、污染物垂向渗漏等水文过程,使得其污染物迁移转化过程不同于自然流域^[64]。然而,传统的面源污染模型并未考虑人工排水沟渠和管道中的污染物迁移转化过程,即使是改进的SWAT模型,也只是通过修正数字高程来简单刻画污染物在排水沟渠中的迁移路径^[64]。显然,发达的灌排水系统是我国农业耕作的一大特征,直接套用传统的流域水文模型来模拟排水沟渠内污染物的迁移转化过程是不合理的。

(3)现有模型不能精确刻画湖泊、池塘等湿地,尤其是小型水体对污染物的消纳作用。传统的流域水文模型常直接忽略小型水体,或者将子流域内的所有水体简单加和后视为一个大型水体计算,而并不考虑湿地大小、位置对其消纳能力的影响^[5,32-33]。而大量研究报道^[65-67],流域内湿地的空间地理位置分布及其面积大小是影响消纳的重要因素,这主要表现在3个方面:首先,只有在污染物迁移路径上的湿地才有消纳作用;其次,分布在下流的湿地比分布在上游的湿地容纳更多的污染物,因而其消纳量通常更大^[66];最后,面积较小的湿地由于单位面积氮磷负荷高,比面积较大湿地的消纳效率更高^[65]。而我国由于农业灌溉需要,分布着大量的池塘、水库等小型水体。据调查,全国小型池塘($1 \text{ m}^2 \sim 0.05 \text{ km}^2$)灌溉耕地面积占全部耕地面积的39%^[68]。因此,如何准确刻画池塘、湖泊等水体对污染物的消纳作用对我国面源污染模型发展尤为重要。

(4)现有模型采用固定的消纳速率模拟消纳量,难以反映消纳的时空变异。经验模型根据采样固定的消纳系数估算污染物迁移过程中的消纳量^[60],而不考虑污染源的迁移路径差异。机理模型在一定程度上可以识别产流路径,但是几乎都采用一级反应动力学方程和固定的反应速率常数来模拟污染物的降解过程^[5,32-33]。以反硝化过程为例,几乎所有模型都采用 k_{dn} 为0.01的反应速率系数。显然,流域内不同土地利用类型、植被覆盖、地形坡度的景观单元,污染物的消纳速率存在明显的时空变异特征^[3]。因此,如何

在准确识别污染物迁移路径的基础上,耦合不同上、下垫面对污染物消纳能力的影响是提高面源污染模型精度的一个重要方向。

2.4 地下迁移过程

面源污染地下迁移过程受到人类管理活动和自然因素的交互影响。自然条件和人类农业管理活动,如土壤性质、长期过量施肥^[69]、土地利用变化对土壤养分累积有关键影响。而灌溉和气象条件驱动土壤养分向地下迁移。我国巨大的地形、气候、土壤和肥料管理等差异导致地下迁移过程区域特征明显,现有模型在污染物地下迁移过程方面存在以下问题:

(1) 现有模型忽视我国土地利用变化频繁、肥料类型和用量变异大的现实情况。如我国黄土高原地区,从原来的小麦-玉米种植模式转变为以猕猴桃和苹果为主的果园种植,果园年施肥量高达 $1\ 000\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,远高于小麦和玉米,不同树龄的果园普遍出现硝态氮累积现象,硝态氮随着灌溉向下迁移,可能带来更高的地下水污染风险^[70]。现有的模型难以捕捉到土地利用和施肥用量的变异、拟合精度低、结果不确定性大。

(2) 现有模型忽视包气带土壤物理性质在垂向和区域上的变异。由于成土过程的差异,不同区域表层和深层岩性的性质和变异程度差异很大(图2)。在我国华北地区,深层土壤非均质性十分明显,黏壤土和砂壤土交互分布,消纳过程主要发生在2 m以上的根区^[69]。同样,在我国南方红壤区,土壤分层明显,1 m以下的网纹红土层,具有更高的pH和黏粒含量,阻碍氮磷向下迁移^[71]。现有过程模型假定包气带在垂向方向上是均质的,忽视了不同区域根区和深层包气带的土壤质地和岩性差异。

(3) 现有模型不能体现迁移过程中消纳的变化。研究人员在我国华北地区^[72]和黄土高原地区^[73]基于同位素的测定认为厚包气带消纳反应不活跃,但亦有研究在长江下游^[74]和华北平原^[75]的深层包气带观测到强烈的反硝化等消纳活动,强调深层饱和带的消纳不容忽视。而已有的地下迁移模型,对于根区、包气带和地下水三部分区域假定单一消纳系数,没有考虑到水文地质参数对消纳速率的影响,忽视了不同含水层消纳的时空差异。

3 我国农业面源污染模拟研究展望

模型的轻简化和高精度是我国面源污染模型的发展趋势。和欧美发达国家相比,一方面我国基础数

据存在系统性、完整性和可靠性缺乏等不足,这就使得分布式、全过程模型难以在我国充分应用。另一方面我国景观破碎度高、小微水体如沟渠池塘众多、污染物迁移路径复杂等特点,对模型概化提出了更精细的要求。因此,建立参数少、适应性强、过程完整并能精细化表达复杂多变流域特征的模型是我国面源污染模型发展的方向。

针对地表水氨沉降水质负荷,建议采用模型模拟与监测网络相结合的方式。水体中氨沉降的来源主要分为两类:干沉降主要来自近源排放,湿沉降主要来自区域迁移^[56]。对于干沉降模拟,结合局地气象和地形影响,应用Guass烟羽扩散模式,假定其浓度分布服从正态分布的经验方程。该模式假定氨气以平均风速向下风向输送,忽略顺风向的湍流扩散,垂直方向和水平横向浓度由扩散参数描述。该模型化学机制简单、模拟精度高、参数需求小。对于湿沉降,由于其来源复杂、发生随机、季节变异大,难以通过模型模拟。但是监测网络发达、数据精度高、容易获取,可以直接采用监测数据。

针对田块流失过程,建议采用以大数据为基础的半经验半机理模拟方式。目前,我国针对各种土地利用类型开展了大量的田块试验,且积累了丰富的数据。如YIN等^[76]报道了全国4 090个玉米田块、6 139个水稻田块、3 351个小麦田块的氮素流失量,WANG等^[77]报道了全国309个蔬菜地氮磷径流损失量。基于大量试验数据和产流机制的认识,可以构建包含主要驱动因素和因果关系的田块流失量结构方程模型,从而明确主要因素包括肥料管理措施、土壤因素、气候因子等对田块流失的影响及其对农业面源污染负荷的贡献。此外,还可利用深度机器学习精度高、参数少的优点,将半经验半过程物理模型进行编码,替换深度机器学习中一个神经元,构建可解释的深度机器学习方法来模拟田块流失量。深度机器学习能从高度复杂的数据中深入挖掘变量关系,在其架构中整合物理机制模块,利用物理模型较好的解释性、外延性、对数据要求较低等特点,使得模型具备可解释性。

针对地表径流的迁移消纳过程,应从以下几个方面发展适用于我国的面源污染模型。(1) 针对我国地形复杂多变、山区和平原河网并存的现象,因地制宜使用不同的流向算法识别污染物迁移路径(图3)。在有明显高程差的山区,使用D8单流向算法识别污染物迁移路径;在有一定高程差但差异不明显的地区,使用D ∞ 等多流向算法模拟污染物的漫散流动^[78];

在没有高程差的平原河网区,使用产污单元到附近河道的最短距离为权重因子分配污染物入河量^[79-80],运用河道拓扑关系和水力几何特征识别污染物在河道中的迁移过程。(2)运用质量平衡和水动力方程模拟污染物在排水沟渠中的迁移转化过程^[64],并考虑田埂侧渗和沟渠渗漏等重要土壤水文过程对污染物迁移转化的影响,发展适用于我国水稻灌区的面源污染模型。(3)运用遥感等工具精细化识别沟渠、池塘、水库等小型水体,并将湿地类型、位置、面积等影响消纳能力的重要因素耦合进污染物迁移路径,准确模拟湿地对污染物的消纳作用。(4)开展更多污染物消纳的机理实验,分析探讨上、下垫面特征如何影响栅格单元污染物消纳能力,总结其消纳规律与影响因素,提高消纳模拟精度。当然,上述改进措施毫无疑问会增加模型的复杂度和计算量,因此,如何提高模型运算效率、平衡模型精度和适用性也是我国未来面源污染模型发展的一个重要方向。

针对地下迁移过程,建议按照地表到地下不同层次,从生物地球化学循环和水文过程两方面主要影响因素分别构建半经验半机理模型。在根系区域,主要考虑降水灌溉等水力驱动以及土壤质地、pH等持水能力的影响;在包气带,主要考虑包气带厚度、岩性的水力性质以及水的垂向运移;在饱和带,主要考虑地下水迁移距离和水势等的影响。同时,应根据孔隙度、DOC含量、景观格局、氮磷输入类型和用量等特征,综合确定相对应的消纳系数。

4 结语

模型是面源污染防控决策支持的有效手段,但是模型研发是一个长期过程,需要研究人员对面源污染领域系统、深入、全面的了解,进行充分的分析和实验,通过不断的测试完善,逐渐被人们采用。这一过程通常周期长、难度大、涉及面广,需要团队协作。由于受限于面源污染形成机理和过程的认识不足,以及

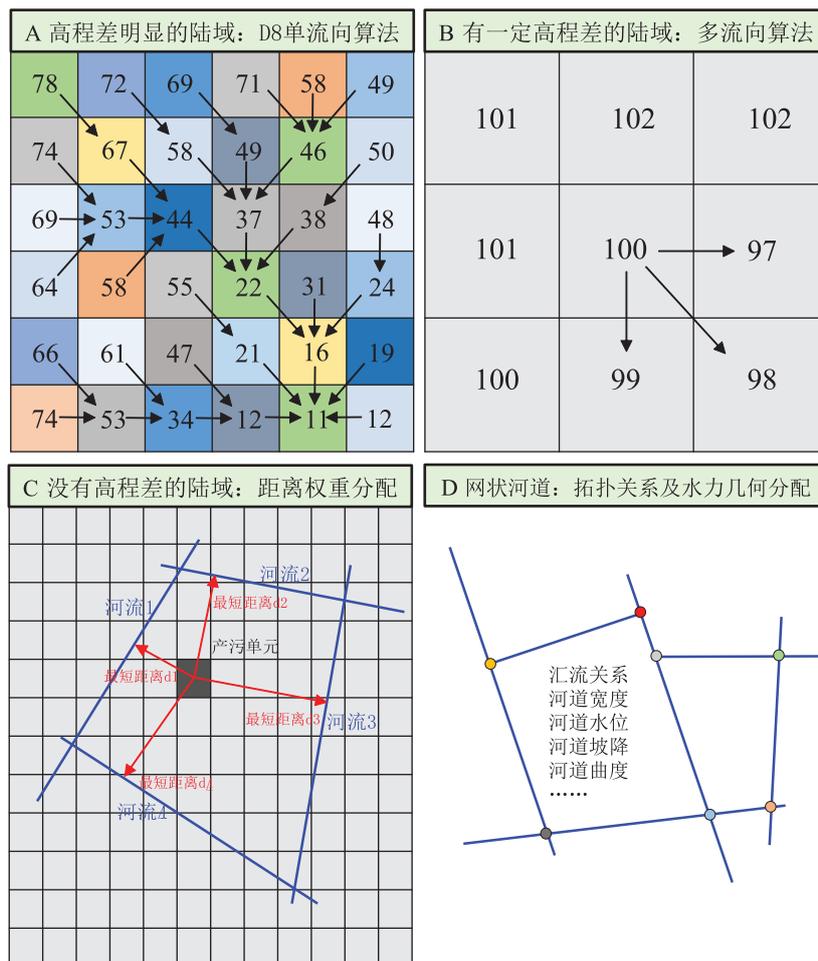


图3 针对不同地形区的不同污染物地表迁移路径识别方法

Figure 3 Pathway definition methods for pollutant migration in different geomorphological areas

监测资料的匮乏,我国更多的是采用经验模型进行研究,或者对国外模型的吸收、改进和应用,但这不能很好地表征我国面源污染过程的特点,使得其进一步应用受到了较大限制。为推动我国面源污染模型发展,建议成立模型研究同盟,汇集专业学科内所有建模的领先专家,促进相邻学科建模专业知识的整合,在各种尺度进行模型相互比较,加强数据共享,开放用户培训、体验与评测,在大学和研究生课程中加入本土化模型应用与实践教学环节。

参考文献:

- [1] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——总体思路与“4R”治理技术[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(1): 1-8. YANG L Z, SHI W M, XUE L H, et al. Reduce-Retain-Reuse-Restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: General countermeasures and technologies[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(1): 1-8.
- [2] JOHNES P J. Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: The export coefficient modelling approach[J]. *Journal of Hydrology*, 1996, 183(3): 323-349.
- [3] XIA Y Q, WELLER D E, WILLIAMS M N, et al. Using Bayesian hierarchical models to better understand nitrate sources and sinks in agricultural watersheds[J]. *Water Research*, 2016, 105: 527-539.
- [4] XIA Y Q, TI C P, SHE D L, et al. Linking river nutrient concentrations to land use and rainfall in a paddy agriculture-urban area gradient watershed in southeast China[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 566/567: 1094-1105.
- [5] BOSCH D D, THEURER F D, BINGNER R L, et al. Evaluation of the AnnAGNPS water quality model[R]. Orlando: American Society of Agricultural Engineers, 1998.
- [6] ARNOLD J G, SRINIVASAN R, MUTTIAH R S, et al. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 1998, 34(1): 73-89.
- [7] YOUNG R A, ONSTAD C A, BOSCH D D, et al. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1989, 44(2): 168-173.
- [8] BEASLEY D B, HUGGINS L F, MONKE E J. ANSWERS: A model for watershed planning[J]. *Transactions of the ASAE*, 1980, 23(4): 938-944.
- [9] ROBERTSON D M, SCHWARZ G E, SAAD D A, et al. Incorporating uncertainty into the ranking of SPARROW model nutrient yields from Mississippi/Atchafalaya River basin watersheds[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2009, 45(2): 534-549.
- [10] JIANG X J, ZHANG P, HUANG J C. Prediction method of environmental pollution in smart city based on neural network technology[J]. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, 2022, 36: 100799.
- [11] 吴汉卿, 万炜, 单艳军, 等. 基于磷指数模型的海河流域农田磷流失环境风险评价[J]. 农业工程学报, 2020, 36(14): 17-27. WU H Q, WAN W, SHAN Y J, et al. Environmental risk assessment of phosphorus loss from farmland based on phosphorus index model in the Haihe River basin[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2020, 36(14): 17-27.
- [12] HARBOR J M. A practical method for estimating the impact of land-use change on surface runoff, groundwater recharge and wetland hydrology[J]. *Journal of the American Planning Association*, 1994, 60: 95-108.
- [13] PARIS C B, CHÉRUBIN L M. River-reef connectivity in the Meso-American region[J]. *Coral Reefs*, 2008, 27(4): 773-781.
- [14] DE WIT M J M. Nutrient fluxes at the river basin scale. I: The Pol-Flow model[J]. *Hydrological Processes*, 2001, 15(15): 743-759.
- [15] DU X Z, LI X Y, ZHANG W S, et al. Variations in source apportionments of nutrient load among seasons and hydrological years in a semi-arid watershed: GWLF model results[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21: 6506-6515.
- [16] KORGAONKAR Y, GUERTIN D P, MEIXNER T, et al. Hydrological modeling of green infrastructure to quantify its effect on flood mitigation and water availability in the high school watershed in Tucson, AZ [J]. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 2021, 10(7): 443.
- [17] ALY M M, SAKR S A, ZAYED M M. Selection of the optimum locations for rainwater harvesting in arid regions using WMS and remote sensing. Case study: Wadi Hodein basin, Red Sea, Egypt[J]. *Alexandria Engineering Journal*, 2022, 61(12): 9795-9810.
- [18] WURBS R A. Assessing water availability under a water rights priority system[J]. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 2001, 127(4): 235-243.
- [19] 王慧亮, 李叙勇, 解莹. 基于数据库支持的非点源污染模型 LSPC 及其应用[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(12): 206-211. WANG H L, LI X Y, XIE Y. Application of LSPC: A non-point source pollution model based on a database supporting architecture[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(12): 206-211.
- [20] 秦语涵, 王红武, 张一龙. 城市雨洪径流模型研究进展[J]. 环境科学与技术, 2016, 39(1): 13-19. QIN Y H, WANG H W, ZHANG Y L. Review of urban stormwater runoff models[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 39(1): 13-19.
- [21] ZHENG Y, KELLER A A. Stochastic watershed water quality simulation for TMDL development: A case study in the Newport Bay watershed[J]. *Journal of the American Water Resources Association*, 2008, 44(6): 1397-1410.
- [22] LONG S A, TACHIEV G I, FENNEMA R, et al. Modeling the impact of restoration efforts on phosphorus loading and transport through Everglades National Park, FL, USA[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 520: 81-95.
- [23] LIU J, LIU T, BAO A, et al. Assessment of different modelling studies on the spatial hydrological processes in an arid alpine catchment[J]. *Water Resources Management*, 2016, 30(5): 1757-1770.
- [24] 李长兴, 范荣生, 李占斌. 流域产流理论研究进展[J]. 西北水资源与水工程, 1994, 5(4): 1-6. LI C X, FAN R S, LI Z B. The progresses in theoretical study of catchment runoff generation[J]. *Water Resources and Water Engineering* 1994, 5(4): 1-6.
- [25] 蔡明, 李怀恩, 庄咏涛, 等. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用[J]. 水利学报, 2004, 35(7): 40-45. CAI M, LI H E, ZHUANG Y T, et al. Application of modified export coefficient

- method in polluting load estimation of non-point source pollution[J]. *Journal of Hydraulic Engineering*, 2004, 35(7):40-45.
- [26] 黄微尘, 周丰, 梁浩, 等. 稻田氮磷径流流失模型研究进展[J]. 湖泊科学, 2021, 33(2):336-348. HUANG W C, ZHOU F, LIANG H, et al. Research progress on nitrogen and phosphorus runoff loss models for rice paddy[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(2):336-348.
- [27] REFSGAARD J C, AUKEN E, BAMBERG C A, et al. Nitrate reduction in geologically heterogeneous catchments: A framework for assessing the scale of predictive capability of hydrological models[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 468/469:1278-1288.
- [28] 程晓光, 张静, 宫辉力. 半干旱半湿润地区 HSPF 模型水文模拟及参数不确定性研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(12):3179-3187. CHENG X G, ZHANG J, GONG H L. HSPF hydrologic simulation and parameter uncertainty in a semi-arid and semi-humid area[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2014, 34(12):3179-3187.
- [29] 耿润哲, 殷培红, 周丽丽, 等. 关于农业面源污染物入河系数测算技术路线与关键方法的探讨[J]. 环境与可持续发展, 2019, 44(2):26-30. GENG R Z, YIN P H, ZHOU L L, et al. Review: Assessment and calculation for the pass through rate of agricultural diffuse sources pollution in national scale[J]. *Environment and Sustainable Development*, 2019, 44(2):26-30.
- [30] 薛利红, 杨林章. 面源污染物输出系数模型的研究进展[J]. 生态学杂志, 2009, 28(4):755-761. XUE L H, YANG L Z. Research advances of export coefficient model for non-point source pollution[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2009, 28(4):755-761.
- [31] XUE J Y, WANG Q R, ZHANG M H. A review of non-point source water pollution modeling for the urban-rural transitional areas of China: Research status and prospect[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 826:154146.
- [32] HESSE C, KRYSANOVA V, VETTER T, et al. Comparison of several approaches representing terrestrial and in-stream nutrient retention and decomposition in watershed modelling[J]. *Ecological Modelling*, 2013, 269:70-85.
- [33] NEITSCH S L, ARNOLD J G, KINIRY J R, et al. Soil and water assessment tool theoretical documentation version 2009[R]. Texas: Texas Water Resources Institute, 2011.
- [34] 王金亮, 陈成龙, 倪九派, 等. 小流域农业面源污染阻力评价及“源-汇”风险空间格局[J]. 农业工程学报, 2018, 34(10):216-224. WANG J L, CHEN C L, NI J P, et al. Resistance evaluation and “source-sink” risk spatial pattern of agricultural non-point source pollution in small catchment[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2018, 34(10):216-224.
- [35] 赵新峰, 陈利顶, 杨丽蓉, 等. 基于水流路径与景观单元相互作用的非点源污染模拟研究[J]. 环境科学学报, 2010, 30(3):621-630. ZHAO X F, CHEN L D, YANG L R, et al. Modeling non-point pollution based on interactions between flow path and landscape units[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30(3):621-630.
- [36] 朱焱. 区域拟三维饱和-非饱和水流与溶质运移模型研究与应用[D]. 武汉: 武汉大学, 2013. ZHU Y. Study on quasi-3D water flow and solute transport model in regional scales and its application[D]. Wuhan: Wuhan University, 2013.
- [37] 陆垂裕, 吴初, 何鑫, 等. 浅议地下水模型对地下水管理和保护的技术支撑[J]. 中国水利, 2022(7):45-47. LU C Y, WU C, HE X, et al. Groundwater modeling can provide technical support for management and protection of underground aquifers[J]. *China Water Resources*, 2022(7):45-47.
- [38] BASU N B, VAN METER K J, BYRNES D K, et al. Managing nitrogen legacies to accelerate water quality improvement[J]. *Nature Geoscience*, 2022, 15(2):97-105.
- [39] VAN METER K J, VAN CAPPELLEN P, BASU N B. Legacy nitrogen may prevent achievement of water quality goals in the Gulf of Mexico [J]. *Science*, 2018, 360(6387):427-430.
- [40] ALAM M J, GOODALL J L. Toward disentangling the effect of hydrologic and nitrogen source changes from 1992 to 2001 on incremental nitrogen yield in the contiguous United States[J]. *Water Resources Research*, 2012, 48(4):W04506.
- [41] SWANEY D P, HONG B, TI C, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: A brief overview[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4(2):203-211.
- [42] CHEN D J, HU M P, DAHLGREN R A. A dynamic watershed model for determining the effects of transient storage on nitrogen export to rivers[J]. *Water Resources Research*, 2015, 50(10):7714-7730.
- [43] SANFORD W E, POPE J P. Quantifying groundwater's role in delaying improvements to Chesapeake Bay water quality[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(23):13330-13338.
- [44] CHEN D J, HONG H, HU M P, et al. Influence of lag effect, soil release, and climate change on watershed anthropogenic nitrogen inputs and riverine export dynamics[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(10):5683-5690.
- [45] CHEN D J, GUO Y, HU M P, et al. A lagged variable model for characterizing temporally dynamic export of legacy anthropogenic nitrogen from watersheds to rivers[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(15):11314-11326.
- [46] CHEN D J, HU M P, GUO Y, et al. Influence of legacy phosphorus, land use, and climate change on anthropogenic phosphorus inputs and riverine export dynamics[J]. *Biogeochemistry*, 2015, 123(1/2):99-116.
- [47] CHEN D J, HU M P, WANG J, et al. Factors controlling phosphorus export from agricultural/forest and residential systems to rivers in eastern China, 1980-2011[J]. *Journal of Hydrology*, 2016, 533:53-61.
- [48] WANG L, STUART M E, BLOOMFIELD J P, et al. Prediction of the arrival of peak nitrate concentrations at the water table at the regional scale in Great Britain[J]. *Hydrological Processes*, 2012, 26(2):226-239.
- [49] WANG L, STUART M E, LEWIS M A, et al. The changing trend in nitrate concentrations in major aquifers due to historical nitrate loading from agricultural land across England and Wales from 1925 to 2150 [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 542:694-705.
- [50] VERO S E, HEALY M G, HENRY T, et al. A framework for determining unsaturated zone water quality time lags at catchment scale[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2017, 236:234-242.
- [51] VAN METER K J, BASU N B, VEENSTRA J J, et al. The nitrogen legacy: Emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes[J]. *Environmental Research Letters*, 2016, 11(3):035014.
- [52] VAN METER K J, BASU N B, VAN CAPPELLEN P. Two centuries of nitrogen dynamics: Legacy sources and sinks in the Mississippi and Susquehanna River basins[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2017, 31

- (1):2-23.
- [53] 程磊, 徐宗学, 罗睿, 等. SWAT在干旱半干旱地区的应用——以窟野河流域为例[J]. 地理研究, 2009, 28(1):65-73. CHENG L, XU Z X, LUO R, et al. SWAT application in arid and semi-arid region: A case study in the Kuye River basin[J]. *Geographical Research*, 2009, 28(1):65-73.
- [54] JU X T, XING G X, CHEN X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems [J]. *PNAS*, 2009, 106(9):3041-3046.
- [55] 夏永秋, 王慎强, 孙朋飞, 等. 长江中下游典型种植业氨排放特征与减排关键技术[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2021, 29(12):1981-1989. XIA Y Q, WANG S Q, SUN P F, et al. Ammonia emission patterns of typical planting systems in the middle and lower reaches of the Yangtze River and key technologies for ammonia emission reduction[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021, 29(12):1981-1989.
- [56] ASMAN W A H, SUTTON M A, SCHJRRING J K. Ammonia: Emission, atmospheric transport and deposition[J]. *New Phytologist*, 1998, 139(1):27-48.
- [57] YI Y C, SHEN J L, YANG C D, et al. Dry deposition of ammonia around paddy fields in the subtropical hilly area in southern China[J]. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 2020, 13(3):216-223.
- [58] SRIVASTAVA P, MIGLIACCIO K W, SIMUNEK J. Landscape models for simulating water quality at point, field, and watershed scales[J]. *Transactions of the ASABE*, 2007, 50(5):1683-1693.
- [59] O' CALLAGHAN J F, MARK D M. The extraction of drainage networks from digital elevation data[J]. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 1984, 28(3):323-344.
- [60] TARBOTON D G. A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models[J]. *Water Resources Research*, 1997, 33(2):309-319.
- [61] FREEMAN T G. Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid[J]. *Computers & Geosciences*, 1991, 17(3):413-422.
- [62] DENG D L, PAN Y T, LIU G H, et al. Seeking the hotspots of nitrogen removal: A comparison of sediment denitrification rate and denitrifier abundance among wetland types with different hydrological conditions [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 737:140253.
- [63] 李颖, 王康, 周祖昊. 基于SWAT模型的东北水稻灌区水文及面源污染过程模拟[J]. 农业工程学报, 2014, 30(7):42-53. LI Y, WANG K, ZHOU Z H. Simulation of drainage and agricultural non-point source pollutions transport processes in paddy irrigation district in north-east China using SWAT[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2014, 30(7):42-53.
- [64] 李玉庆, 张存, 张文贤. 水稻灌区农业面源污染物迁移转化规律模拟研究[J]. 灌溉排水学报, 2017, 36(11):29-35. LI Y Q, ZHANG C, ZHANG W X. Simulating the transport and transformation of non-point contaminants in paddy field within a irrigated district[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2017, 36(11):29-35.
- [65] CHENG F Y, BASU N B. Biogeochemical hotspots: Role of small water bodies in landscape nutrient processing[J]. *Water Resources Research*, 2017, 53(6):5038-5056.
- [66] HANSEN A T, DOLPH C L, FOUFOULA-GEORGIU E, et al. Contribution of wetlands to nitrate removal at the watershed scale[J]. *Nature Geoscience*, 2018, 11:127-132.
- [67] XIA Y Q, YAN X Y. How variations in constructed wetlands geography affect nutrient discharge[J]. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 2020, 125(2):e2019JG005610.
- [68] CHEN W J, HE B, NOVER D, et al. Farm ponds in southern China: Challenges and solutions for conserving a neglected wetland ecosystem[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 659:1322-1334.
- [69] WANG S Q, WEI S C, LIANG H Y, et al. Nitrogen stock and leaching rates in a thick vadose zone below areas of long-term nitrogen fertilizer application in the North China Plain: A future groundwater quality threat[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 576:28-40.
- [70] GAO J B, WANG S M, LI Z Q, et al. High nitrate accumulation in the vadose zone after land-use change from croplands to orchards[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(9):5782-5790.
- [71] YANG S H, WU H Y, DONG Y, et al. Deep nitrate accumulation in a highly weathered subtropical critical zone depends on the regolith structure and planting year[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(21):13739-13747.
- [72] ZHANG C Y, ZHANG S, YIN M Y, et al. Nitrogen isotope studies of nitrate contamination of the thick vadose zones in the wastewater-irrigated area[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2013, 68(5):1475-1483.
- [73] JIA X X, ZHU Y J, HUANG L M, et al. Mineral N stock and nitrate accumulation in the 50 to 200 m profile on the Loess Plateau[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633:999-1006.
- [74] ZHOU W, XIA L L, YAN X Y. Vertical distribution of denitrification end-products in paddy soils[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 576:462-471.
- [75] ZHU G B, WANG S Y, LI Y X, et al. Microbial pathways for nitrogen loss in an upland soil[J]. *Environmental Microbiology*, 2018, 20(5):1723-1738.
- [76] YIN Y L, ZHAO R F, YANG Y, et al. A steady-state N balance approach for sustainable smallholder farming[J]. *PNAS*, 2021, 118(39):e2106576118.
- [77] WANG R, JU M, KRONZUCKER H J, et al. N and P runoff losses in China's vegetable production systems: Loss characteristics, impact, and management practices[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 663:971-979.
- [78] QIN C, ZHU A X, PEI T, et al. An adaptive approach to selecting a flow-partition exponent for a multiple-flow-direction algorithm[J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 2007, 21(4):443-458.
- [79] ZHANG H M, YAO Z H, YANG Q K, et al. An integrated algorithm to evaluate flow direction and flow accumulation in flat regions of hydrologically corrected DEMs[J]. *Catena*, 2017, 151:174-181.
- [80] HAN L X, JI H, HUO F, et al. A new modeling approach to non-point source pollution load spatial distribution for plain river network in China[J]. *Journal of Food Agriculture and Environment*, 2013, 11(1):928-932.

(责任编辑:李丹)