

DOI: 10.5846/stxb201312313081

耿润哲, 王晓燕, 赵雪松, 陈永娟. 基于模型的农业非点源污染最佳管理措施效率评估研究进展. 生态学报, 2014, 34(22): 6397-6408.

Geng R Z, Wang X Y, Zhao X S, Chen Y J. A review: model estimations on effectiveness of best management practices for agricultural non-point source pollution control. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(22): 6397-6408.

基于模型的农业非点源污染最佳管理措施效率评估研究进展

耿润哲¹, 王晓燕^{1,2,*}, 赵雪松³, 陈永娟¹

(1. 首都师范大学资源环境与旅游学院, 北京 100048; 2. 首都圈水环境研究中心, 北京 100048;

3. 河北省丰宁满族自治县统计局, 丰宁 068350)

摘要:随着点源污染的逐步控制, 农业非点源污染已成为世界范围内关注的热点, 由于其特有的时空异质性特点导致对其进行有效控制较为困难, 最佳管理措施(BMPs, Best Management Practices)是实现流域农业非点源污染控制的有效手段, 对拟实施的BMPs效率进行评估是实施流域非点源污染BMPs配置的前提。通过模型模拟的方法可对拟采用的不同措施的削减效率及经济成本进行评估以获取最具成本-效益的BMPs空间配置方案, 为措施有效选择提供依据。通过对多种模型在工程型和管理型BMPs评估方面的研究进行论述表明, 通常概念化模型多用于对污染源控制类措施进行评估, 而机制类模型则可用于对不同时空尺度下的过程控制类BMPs进行评估; 措施效率发挥的时间滞后性及模型模拟不确定性是模型模拟过程中需要重点考虑的问题, 可通过增加野外监测点数量、监测频率、优化监测点位置并选择合适的评估指标以降低模型评估BMPs过程中滞后效应的影响; 此外BMPs实施时间与空间位置的不匹配、时空尺度异质性、污染物形态及生态系统服务功能转换风险均需在BMPs评估过程中加以考虑。模型模拟是BMPs效率评估(包括非点源污染关键源区的时空识别)、污染物迁移转化以及成本效益分析的有效工具, 同时对于流域非点源污染管理控制及BMPs实施利益相关者有效参与问题的分析也具有重要意义。

关键词:最佳管理措施(BMPs); 削减效率; 模型; 非点源污染

A review: model estimations on effectiveness of best management practices for agricultural non-point source pollution control

GENG Runzhe¹, WANG Xiaoyan^{1,2,*}, ZHAO Xuesong³, CHEN Yongjuan¹

1 College of Resources, Environment & Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048, China

2 Research Center of Aquatic Environment in the Capital Region, Beijing 100048, China

3 Bureau of Statistics of Fengning Manchu Autonomous County, Fengning 068350, China

Abstract: With the development of point source pollution control, Agricultural Non-point Source Pollution (AGNPS) issues have become increasingly prominent worldwide. Non-point source pollution is difficult to control because it comes from the everyday activities of many different people, such as fertilizing a lawn, using a pesticide, or constructing a road or building. Recently, the agricultural non-point source pollution control has become a hotspot in the water research. As a common tool used to reduce non-point source pollution, Best management practices (BMPs) have been widely adopted to improve water quality problems associated with agricultural nonpoint source pollution, however, there have been few realistic efforts to assess their effectiveness in reducing AGNPS pollution. The effectiveness of BMPs must be evaluated at various spatial and temporal scales before adoption. Models are more comprehensive that can reflect choice of mitigation at a widely range of scales and then to achieve the best cost-effectiveness selection and placement of BMPs for non-point source

基金项目:国家自然科学基金项目(40971258, 41271495, 41201534); 高等学校博士学科点专项科研基金联合资助项目(20121108110006)

收稿日期:2013-12-31; **修订日期:**2014-06-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: cnuwxy@gmail.com

pollution control. In this paper, we review some models used to assess the effectiveness of BMPs for agricultural non-point source pollution control, including non-structure practices and structure practices. The conceptual models mostly used to evaluate the impact of source control measures, while the physically-based models used to evaluate the BMPs that through control the timing and location, the response time and the transport and transformation of pollutants. The lag time between adoption of management changes and the detection of measurable improvement in water quality in the target water body are extremely important for the BMPs estimation as well as the model evaluation and validation. Models can be served as an effective tool to identify timing and critical non-point source pollution areas for target actions at different spatial scales. Other issues of critical importance include minimizing pollution swapping and assessing the cost-effectiveness of the measures within multi-objectives, as well as the acceptance of the these measures by the stakeholders involved before performing an integrated assessment of BMPs implementation. These issues are all relevant and challenging for the implementation of water and environmental policies. For future research, approaches to deal with the inevitable lag time between implementation of management practices and water quality response lies in appropriately characterizing the watershed, considering lag time in selection, location, and monitoring of management measures including the selection of appropriate indicators and designing an effective monitoring programs to detect water quality response. Understanding of NPS model uncertainty has become a front edge topic, and future studies should focus on improvement of parameter calibration, optimization of data acquisition solutions, and uncertainty analysis. Regarding to the timing and location of measures, pollution and ecosystem service swapping, and optimization and placement of BMPs in watershed, the integration of NPS models with 3S technology (GPS, RS, GIS) should be proposed. Stakeholders may play important role in developing the mitigation plan and enhancing the communication, reciprocal understanding, trust and acceptance of modelling results.

Key Words: BMPs; effectiveness estimation; models; non-point source pollution

在中国、欧盟以及美国的大部分水体中均存在藻类的过量繁殖和溶解氧含量过低等问题^[1-3],其中农业非点源污染的贡献量达到了污染负荷总量的半数以上^[4-5]。虽然已采取大量的控制措施,但受限于普遍存在的措施可执行性、效率滞后性^[6-7]、配置方案和实施时间的合理性以及时空尺度转换等因素的影响导致河流水体的整体水质状况并未达到预期的治理目标^[4]。

BMPs 的有效实施能够提高其污染物削减效率及经济效益,同时还可减少土地占用。因此 BMPs 削减效率的准确评估是决定措施是否适用的关键步骤^[8]。美国农业部自 20 世纪 80 年代起提出采用 BMPs 对全国范围内的农业非点源污染进行控制,并制定了相应的评估方案,如切萨皮克海湾 BMPs 控制计划(Chesapeake Bay Program)就采用了小尺度代表流域监测与大尺度模型模拟相结合的方式对该流域内的 BMPs 效率进行评估,并以此为实施蓝本在美国其他流域内进行评估方法的推广;在欧洲,BMPs 也得到了广泛的应用,如希腊 Arachthos 河流域保护规划中的 BMPs 模型评估工作、德国 Ems 河流域所采用的与 GIS 技术相结合的基于可视化评估平

台的 BMPs 配置及效果评估工作等;在我国,随着政府对农业非点源污染控制逐步重视,在 BMPs 研究方面也逐步深入,代表性工作如长江三峡流域的 BMPs 评估及优化方案的提出、长春石头口门水库流域的 BMPs 配置方案的实地监测及模型评估以及北京密云水库流域 BMPs 空间配置方案的优选以及 BMPs 评估工具箱的构建。目前流域 BMPs 的配置研究已经发展到采用多尺度控制技术同优化模拟算法相结合的综合控制阶段,但是 BMPs 效率评估作为流域整体配置的基础仍具有不可忽视的重要作用,以上这些研究均可对 BMPs 评估工作提供一定的借鉴意义。

BMPs 在所实施区域的本地化效应可以通过地块尺度的实验监测工作来实现,但是对大尺度流域内 BMPs 的评估工作却很难以通过有效实地监测实验来完成。目前来看模型模拟是应用最为广泛的非点源污染最佳管理措施的评估技术,在流域综合管理方案的设计执行过程中扮演着非常重要角色,尤其是对于拟实施措施的选择和本地化应用、环境效益以及实现河流水质物理化学及生态质量明显提升所需的时间等预测方面具有重要的用途。如:欧盟

WFD 计划的初始阶段,就将模型模拟技术作为拟实施 BMPs 潜在效率评估的首选方法。Cherry 等基于不同的评估目标和研究尺度对不同的 BMPs 评估方法进行划分,建议采用实地监测、模型模拟、风险评估以及养分平衡法相结合的耦合模型系统来对拟实施的 BMPs 进行评估,且在措施的设计和配置阶段也多通过模型模拟与实地监测网络构建相结合的方式进行必要的决策支持^[9]。但是受限于多模型数据采集以及模型操作人员技术程度等因素的限制,耦合模型在实际操作方面还存在一定的困难。

本文通过对国内外 BMPs 模型评估方面的相关研究进行总结,分析不同模型在 BMPs 评估方面的适用性,及存在的问题,以对流域综合管理中模型评估 BMPs 工作研究提供理论支持和建议。

1 BMPs 模型评估

按照模型运行复杂程度、适用的时空尺度,可将 BMPs 削减效率评估模型划分为经验模型、概念化模型及机制型模型^[9]。在本文中按照以下两种不同层次对模型进行划分;1) 根据模型运行机制的不同将模型分为经验模型、概念化模型以及物理机制模型,包括不同复杂程度的实际模拟过程;2) 根据可模拟 BMPs 运行机制的不同将模型划分为源头控制类措施模型和过程控制类措施模型。具体划分情况见图 1。

1.1 经验-概念化模型

经验模型又称为“黑箱模型”,其不涉及复杂函数运算过程(即不考虑污染物的迁移转化过程),仅以污染物输入输出间的量化关系为基础进行模拟。具有工作原理及操作简单且所需数据量少的特点。但经验模型对异常值和极端事件的预测可能会产生较大的误差。概念化模型相对而言要比经验模型复杂一些,能够对部分简单的污染物传输过程进行表征,因此所需的数据量相比经验模型也更多。

目前在 BMPs 评估方面应用较为广泛的经验-概念化模型主要有输出系数模型(ECM, Export Coefficient Model)^[10]、GREEN 模型(Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses)^[11]、MONERIS 模型(Modelling Nutrient Emissions in River Systems)^[7]、磷指数法(Phosphorus Index, PI)^[12-13]以及 MITERRA 模型(A tool for integrated assessment of N emissions

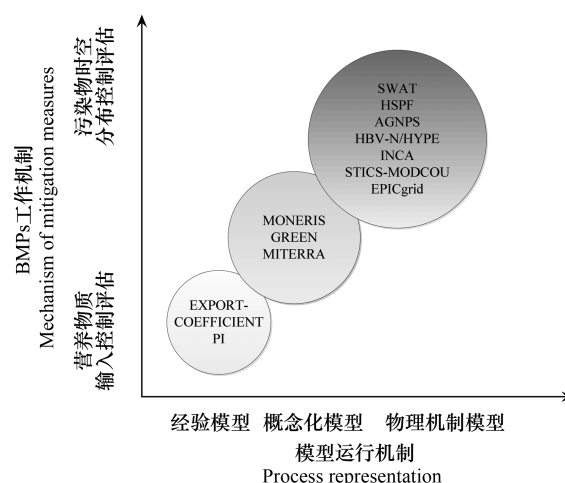


图 1 BMPs (Best Management Practices) 评估模型分级图

Fig.1 Classification map of models

SWAT: Soil and Water Assessment Tool; HSPF: Hydrological Simulation Program-Fortran; AGNPS: Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution; HBV-N/HYPE: Hydrological Predictions for the Environment; STICS-MODCOU: Simulateur Multidisciplinaire pour les Cultures Standard; EPICgrid: Erosion Productivity Impact Calculator; MONERIS: Modelling Nutrient Emissions in River Systems; GREEN: Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses; MITERRA: A tool for integrated assessment of N emissions from agriculture at regional; ECM: Export Coefficient Model; PI: Phosphorus Index

from agriculture at regional)^[14]等。

1.2 机制模型

机制模型能够对污染物的产生机理、迁移转化过程以及较为复杂的时空传输过程进行详尽的模拟,因此这类模型一般较为复杂,能够对非点源污染“源—汇”过程及与之相关的控制措施进行模拟。在 BMPs 评估研究中有两类机制模型应用较为广泛。第一类由一维营养物循环模型、水文模型以及河道过程模拟模块组合所构成的综合模型;第二类为耦合的流域尺度模型,在这类模型中营养物质陆地循环与河道循环过程均可通过水文模拟模块形成反馈回路流动系统。常见的 BMPs 评估机制型模型包括 HYPE(Hydrological Predictions for the Environment)^[15-16]、SWAT(Soil and Water Assessment Tool)^[17]、AGNPS(Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution)^[18]、SUSTAIN(System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration Model)^[19]、HSPF(Hydrological Simulation Program-Fortran)^[20]等。相关模型模拟 BMPs 削减效率的研究案例及模型适用性和局限性分析见表 1。

表 1 模型及 BMPs 评估工作案例分析
Table 1 Case study of models and BMPs to reduce non-point source pollution

模型 Models	类别 Type	BMPs 类型 BMPs Type	空间尺度 Spatial scale	时间尺度 Time Scale	适用区域 Application area	优势 Advantages	局限性 limitation
ECM, Export Coefficient Model, 输出系数模型 ^[10]	经验型	土地利用及化肥施用量变化	流域尺度	年	农业流域	所需数据资料少, 计算简便	模拟精度不高, 仅仅局限于部分管理类措施如化肥减量以及削减畜禽养殖数量等管理类措施, 不能对工程型 BMPs 进行评估
GREEN, Geospatial Regression Equation for European Nutrient losses ^[21-22]	概念化	改变营养物质输入量、畜禽粪便管理	子流域、流域尺度	年	农业流域	可对点源和非点源污染同时进行评估, 考虑上下游子流域之间的空间拓扑关系	无法对污染物过程控制类 BMPs 进行评估, 对于年内降水量变化对措施效率的影响表征不足, 同时无法评估措施实施后对农作物产量的影响, 限制了其在 BMP 的成本效益分析方面的应用
MONERIS, Modelling Nutrient Emissions in River Systems ^[23-24]	概念化	化肥使用及畜禽粪便管理、削减耕地营养元素供应量	流域或区域尺度	一年至五年	农业流域和城市区域	能够对包括泥沙、地表径流、地下水以及排水管道等产生的非点源污染物流失进行模拟	不能够对营养物质的循环进行模拟, 且局限于农田管理类措施的评估, 对于部分畜禽控制类措施及工程类措施(如河道护栏灯)的模拟能力不足, 模型校准较为困难
MITERRA ^[14] , A tool for integrated assessment of N emissions from agriculture at regional, country, and EU-27 levels	概念化	化肥及畜禽粪便管理、缓冲带、冬季作物	区域或国家尺度	年	农业流域	可对大气沉降、地表径流、根层淋溶等营养物质流失过程进行模拟	对小尺度内措施的模拟精度不高, 适用于区域尺度 BMPs 的整体配置, 实用性较低, 且不能对过程控制类工程型 BMPs 进行评估
PI, Phosphorus Index, 磷指数模型 ^[12-13]	概念化	源因子及迁移因子控制类措施	地块或子流域尺度	年	农业流域	操作简便, 所需数据资料少	无法提供较为有效的 BMPs 量化评估结果, 且对工程型措施的评估能力较低, 同时对水文传输路径的表征能力不足
HYPE, Hydrological Predictions for the Environment ^[25-26]	机制型	平衡施肥、耕地及畜禽粪便管理、填闲作物、缓冲带、人工湿地	子流域	日	农业流域	通过地表径流、下渗以及含水层补给过程进行计算的水文循环模拟效果较好	对农田耕作管理类措施模拟不够全面, 同时对于传输过程控制类措施模拟效果较低, 并且对极端降水事件下 BMPs 效率表征能力不足
AGNPS, Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution ^[27-28]	机制型	源头控制非工程型 BMPs	子流域	日	农业流域	可对不同子流域的土壤侵蚀空间分布及其对水质的影响进行模拟, 且计算速度较快	对于地块尺度 BMPs 模拟精度较低, 同时对河道水文过程模拟的不足导致对部分河道型 BMPs 的表征能力不足
HSPF ^[29-30]	机制型	工程型 BMPs	子流域或流域尺度	日	农业流域和城市区域	对径流的模拟效果较好且	对农田管理类及畜禽养殖控制类措施的模拟不够全面, 且对实测基础数据要求较高, 模型稳定性较低

续表

模型 Models	类别 Type	BMPs 类型 BMPs Type	空间尺度 Spatial scale	时间尺度 Time Scale	适用区域 Application area	优势 Advantages	局限性 limitation
STICS-MODCOU, Simulateur Multidisciplinaire pour les Cultures Standard ^[31]	机制型	削减化肥施用量、填闲 作物	地块尺度	日	农业流域	可与多种空间分布式水文模型 进行耦合,数据接口适用性较强	对畜禽养殖控制类措施及工程型措施的模拟能力不 足,在单独使用时对河道控制型措施的模拟能力较差
EPICgrid, Erosion Productivity Impact Calculator ^[32]	机制型	化肥使用及畜禽粪便管 理,改变有机肥施用时 间、填闲作物	地块尺度	日	农业流域	可同时对地块尺度下的水文、泥 沙、作物生长及营养物质循环进 行模拟,同时还可估算 BMPs 实 施后的环境响应时间	可模拟的措施类型较少基本集中于农田耕作管理方 面,对于部分畜禽养殖控制措施(如削减养殖量及改 变农场放牧期等)以及相关的工程型控制措施评估能 力较低
SWAT, Soil and Water Assessment Tool ^[33-37]	机制型	削减施肥量、填闲作物、 免耕、缓冲带、作物轮作、 耕作管理、降低放牧密度	地块至流 域尺度	日	农业流域	考虑了汇流和泥沙汇合过程;结 合 GIS 开发了水土保持模块;易 于使用。	对于营养物质的河道传输过程模拟不足,且通过参数 调整来模拟 BMPs 具有一定的主观性,且对部分工程 型措施的表征能力不足,如河道护栏、构建拦砂坝、湿 地修复等
INCA, Integrated Nutrients in Catchments ^[38-39]	机制型	缓冲带、化肥施用量管 理、畜禽管理、土地利用 变化、人工湿地	子流域	日	农业流域	能够对壤中流、地表径流及地下 水中的水文循环及营养物质迁 移转化过程进行模拟	缺乏子流域内部污染物的水文传输过程的模拟,各个 河段的负荷量,仅仅为所辖子流域负荷量的简单加 和,在 BMPs 评估方面,仅对较为传统的管理措施及部 分工程措施具有较好的评估效果

2 BMPs 效率模型评估中存在的问题

2.1 污染物滞留及流域响应时间

BMPs 实施后水质显著改善的响应时间主要受到措施类型、配置时间、空间位置、气候条件以及当地的自然地理状况等因素的共同影响。农业流域内营养物质主要通过地表径流、壤中流以及地下水传输等过程到达受纳水体。而壤中流和地下水流动传输受不同空间土壤亚层性质差异、含水层复杂动态效应的影响,措施作用的发挥可能需要一定的时间。另外,在营养物质的传输过程中可能还会受到反硝化作用(氮)、土壤吸附所导致的临时储存效应植物和微生物的吸附作用等的影响而延迟到达受纳水体时间^[40]。如河岸带和湿地系统对于氮、磷等营养物质均具有较高的储存效率,但是却很难在流域尺度上对其效应进行评估。气候条件、水动力环境(水土比、水力停留时间)以及化学物理特性(如:水体、沉积物以及水土界面中溶解氧浓度和光照等)均会使其对流域尺度营养物质的滞留效应产生较大的不确定性和复杂性。

通过实地监测对流域尺度营养物质传输和滞留效应进行研究具有一定难度,而模型模拟和养分平衡法更适用于这类研究。Meals 等研究发现时间滞后性主要由 3 部分组成^[41]:1)措施效用发挥所需的时间,如植被缓冲带需要在措施完全设置完毕 3a 后才能够发挥效用;2)BMPs 所发挥的效用转变为对水质的改善效用也需要一定时间;3)河流水体生态系统对于 BMPs 效用的响应所需要的时间。因此,在模型校准的过程中需考虑时间滞后性影响,在对模型校准时一定要明确所测得数据可能是措施实施后多年营养物浓度的混合值,并且长期的监测数据相比于临时监测数据受时间滞后性的影响更大^[41]。有学者采用模型模拟的方法对流域水质状况对措施实施后效应的响应时间进行了评估。Behrendt 等应用 MONERIS 模型对德国境内所实施的河岸带非点源污染管理措施的评估结果表明,流域水质改善对措施效益的响应时间为 10—30a 不等^[7]。Sohier 等应用 EPICgrid 模型发现比利时 Walloon 流域在实施改善地下水水质的 BMPs 后由于受到蓄水层水力传输时间滞后性的影响,流域水质对 BMPs 效应的响应时间达到了 15a 之久^[32]。Fenton 等所进行的研究

表明措施实施后的流域响应时间最多可达到 21a^[42]。以上这些研究成果均表明应用模型对 BMPs 效率进行评估时应当考虑较长的河流水质响应滞后期,同时也可采用短期稳态模型以弱化时间滞后性的影响。

2.2 模型模拟的不确定性

很多学者在应用模型方法对流域 BMPs 进行评估时发现措施效率会受到特定区域气候条件的影响,因此,没有任何一种模型能够具有普适性。各种不同的模型在特定区域使用时由于研究目的不同均会体现出一定的优势和不足,同时不同的区域特征及数据的可获取性也会对模型的不确定性产生影响,如欧盟 WFD 计划中各成员国所采用的 BMPs 评估模型在欧洲南部区域使用时的不确定性要高于其他区域^[40]。欧洲多国的研究表明由于模型模拟主要是以流域出口的实测数据为基准,而不是以营养物滞留过程及非点源污染物的排放为基准,因此在目标流域内建立合适的营养物滞留与排放过程模拟模型是较为困难的。实际上,在模型模拟过程中如果对营养物滞留与排放过程同时出现高估或低估的现象,那么模拟结果也可能是合理的。模型模拟过程中不同参数的组合也可能会出现相同的模拟结果,也即“异参同效”效应^[9]。对模型的校准和营养物传输模拟过程的调整会对模型有效评估起到重要的控制作用。通过对基础情景模拟结果和措施实施后模拟值之间均方根误差进行比较,将有助于识别和降低措施实施后模型评估校准和验证过程导致的污染物负荷量的变化对评估结果的影响^[43]。

2.3 措施实施的时间和位置

在 BMPs 的实际配置工作中首先需要采用模型模拟或风险评估的方法来对目标流域内非点源污染的关键源区(CSAs, Critical Source Areas)进行识别,这有助于提高措施配置目的性并获得较高的成本效益比^[9]。Vagstad 等分别采用 7 种复杂程度不同的模型对恩扎河流域(意大利)和 Zelivka 河(捷克)流域内的 BMPs 评估结果的一致性及对流域出口水质状况的影响进行评估。结果表明,不同类型措施对于不同模型工具的反映存在一定的差异,但是在两个流域内组合实施的 BMPs 却产生了相似的削减效果^[44]。究其原因可能是由不同模型对不同类型措施进行模拟时内部参数设置差异所致。另外其研究

结果还表明措施空间配置不同也会产生不同的效果(如土地利用变化措施中所需实施变化的土地利用的位置不同)。因此,在运用模型对措施进行评估时(如增加林地覆盖面积或改变农作物种植类型),模型参数化、对时空变化的敏感性等都会对措施效果的模拟结果产生影响^[44]。部分学者还针对 BMPs 配置前进行 CSAs 识别的必要性以及哪些模型适用于 CSAs 识别进行了讨论^[45-47]。Panagopoulos 等就如何在有限的实测数据条件下运用 SWAT 模型进行流域非点源污染 CSAs 识别进而配置合适的 BMPs 问题进行了讨论^[36]。现有关于模型的研究大多仅关注单一措施实施后的效果的评估,但实际监测发现流域非点源污染治理目标的实现只有通过合理的时空节点上进行 BMPs 的组合配置才能够实现。

2.4 模型模拟的时空尺度

目前多数学者都对 BMPs 评估中的空间(如地块、景观、流域、区域)及时间尺度问题进行了讨论^[48-50]。有研究表明措施设置的空间尺度(地块尺度)与水质评价(河道水质状况)之间本身就存在一定的尺度差异性^[51]。通常情况下措施是在地块尺度上实施,但却以流域整体的水质状况是否达标作为评价标准,同时不同的空间尺度内还可能涉及不同的利益相关者。正如 2.1 节中所提到响应的时间滞后性,气候变化等因素均会对不同时空尺度内的措施效果产生影响。空间尺度的差异也会对措施实施后所导致的污染物转换风险产生影响^[52-53]。

通常根据研究区的空间尺度大小来选择合适的 BMPs 评估模型,机制型模型适用于小尺度到大中尺度流域 BMPs 的评估,而区域尺度 BMPs 的评估则主要通过经验型模型来完成,如 GREEN、MONERIS、MITERRA、PI 以及输出系数模型等。随着近年来全球环境基础数据库构建的不断完善,也有部分学者采用机制型模型对区域或国家尺度上的非点源污染进行研究^[54]。适用于大尺度农业系统中作物生长、土壤侵蚀以及营养物流失过程模拟的机制型模型(如 EPIC、MITERRA 模型等)也逐渐受到了较多的关注,但是这些模型对地下水及汇水区污染物对河流营养物负荷总量贡献率的相关研究在大尺度区域内却仍然存在一定的限制。

不同空间尺度流域内实测/调查数据(如: BMPs 相关信息、基础情景下营养物质输入量、气候环境特

征以及用于模型校准的水质流量数据的时间序列)的可用性也会对模型模拟结果产生较大的影响。非点源污染模型可以对 BMPs 实施后对目标流域内污染物的迁移、转化、缓冲以及滞留等过程进行模拟,但其模拟精度却受到实测数据的可用性的影响而产生较大的差异。因此,精确模拟结果的获取应当以构建完善的监测网络及数据库为基础。然而,目前来看世界各地均存在多尺度水质监测网络不足以支撑各类 BMPs 评估的问题^[6],同时监测数据的可靠性还受到采样频率及实验计算方法不同的影响^[55]。即使是在监测数据缺乏的条件下,模型法在 BMPs 评估工作中仍然会发挥较大的作用,如 Panagopoulos 等和 Maringanti 等的研究中就是在有限的监测数据条件下实现了对 CSAs 的识别以及污染物不同季节变化趋势的合理解释,但是这些研究也仅仅是对措施实施后污染物负荷量及关键源区的整体变化趋势进行了评估,并没有获得较为可靠的量化环境评估结果^[35,36]。

2.5 污染物形态及生态系统服务功能转换风险

流域水环境治理目标的实现需要对不同形态或类型的污染物同时进行有效控制,但是目前还没有任何一种 BMP 能够实现多种污染物的同时有效调控^[52]。反而在 BMPs 的配置过程中可能会使得一种 BMPs 的实施可能会对某一种污染物起到控制削减作用,但同时可能会使得另一种或多种的污染物浓度或负荷量得到增加,或者是在对某种污染物的一种形态进行削减,但是导致污染物其他形态之间出现化学成分转换或增加^[52]。例如,在流域内设置以提高氮的反硝化作用为工作机制的 BMPs 后可能会使得水体中的硝酸盐氮负荷量降低,但同时会使得排入大气层中的亚硝态氮的负荷量增加,这会使得温室气体的效应风险得到增加。

应用模型对 BMPs 进行评估时的污染物形态转换风险可以通过多模型耦合的方法来解决。这对于 BMPs 配置过程中的多目标优化决策问题具有重要的意义。然而,由于污染物形态转换风险所涉及的多种污染物或同种污染物多种形态所导致对其进行准确模拟具有一定的复杂性和难度,目前关于 BMPs 配置过程中的污染物形态转换风险的研究案例还不多^[56]。仅有的研究来自 Velthof 等应用 MITERRA 模型对欧盟 27 国所采用的 BMPs 对氮的排放对地下

水和大气层的影响的削减效果进行了评估^[14]。

另外,在进行流域非点源污染 BMPs 多目标配置工作中还应当考虑措施的实施对流域内不同生态系统服务功能的影响。因此,在今后的研究中,需要进一步建立能够对生态系统服务功能转换风险进行评估的模型^[57]。多种措施的集成实施以及多学科模型研究的交叉应用也应当成为未来 BMPs 评估模型研究的方向。

2.6 成本-效益分析和优化

通过 BMPs 效率的评估已经不能够在有限的资金资源条件下解决 BMPs 的有效配置问题,因此,成本-效益分析在 BMPs 配置工作中受到了越来越多的关注。目前来看成本-效益分析多通过非点源污染模型与经济评估模型相结合构建成本-效益分析模拟系统的途径来解决,如自然环境-经济模型就是通过基于自然环境模拟机制的非点源污染模型与经济评估模型组合而成,其所采用的经济评估模型还能够对不同措施实施后的环境效益进行货币化转换^[58-59]。如:Ledoux 等应用 STICS 模型对法国东北部小流域内所设置的不同 BMPs 组合的成本-效益进行分析^[31];Volk 等采用包括 SWAT 模型在内的 4 种不同的生物-物理机制模型建立了空间决策支持系统以评估不同的土地利用管理政策对德国埃姆斯河上游流域内污染物的削减情况进行成本-效益分析^[49];Cools 等将 SWAT 模型与经济优化模型相结合来获取成本-效益比较高的措施组合以对比比利时境内的非点源污染负荷量进行削减^[60]。以上这些研究都较好的提供了在不同的空间尺度下所适用的成本-效益分析耦合模型系统。

耦合模型是 BMPs 成本-效益分析过程中的空间尺度、气候变化以及污染物形态转换风险进行评估的有效途径,但是该方法对于数据量及精度要求较高,同时还需要包括自然科学、社会科学、经济科学以及利益相关者共同参与建立模型优化所需的环境和社会经济目标。另外,由于自然边界和行政边界的不匹配性,在进行成本-效益分析时措施实施后的短期及长期环境效益的量化、空间分布等问题也会对 BMPs 的成本-效益分析及措施的最终实施带来很大的影响。^[54,61]。

2.7 BMPs 利益相关者参与及可行性

在 BMPs 的适用性评估中,利益相关者对措施

的可接受度评价是最重要的一部分内容。利益相关者包括决策者、农户、河流管理机构、用水企业等。非点源污染模型能够为其提供措施实施前后的水质改善信息、增加对相关措施的了解并获取可视化评估结果以提高不同涉益群体对拟实施 BMPs 的接受度。许多研究发现模型对 BMPs 评估结果的可靠性、利益相关者之间的信任度、社会属性以及模拟结果的表达方式等都会对 BMPs 的可接受度产生影响^[62-65]。不同部门的利益相关者可以参与到流域 BMPs 配置工作的各个阶段包括:问题识别、模型设置及调校、BMPs 情景制定以及模型预测结果讨论等^[64]。在 BMPs 模型评估工作中引入利益相关者参与机制具有以下几方面优势:1) 缩短模拟工作准备时间:利益相关者参与有助于模型模拟者更好的获取和理解所模拟流域的基本状况;2) 不确定性:利益相关者能够对模拟结果提供反馈和相关信息,以降低模型模拟工作的不确定性;3) 措施筛选:利益相关者参与有助于更快的识别当前的措施并选择合适的模型以对措施的时间和空间过程进行评估;4) 尺度方面:由于流域非点源污染评估的利益相关者均来自流域内不同的空间尺度单元,使其参与其中有助于模型操作者更快的获取多尺度模拟方法以对不同措施的削减效率进行评估;5) 污染物形态转换风险:利益相关者参与是识别 BMPs 在特定区域所具有的特定控制效果、环境目标以及生态系统服务功能的基础,因此有助于更加准确的获取合适的 BMPs 配置方案;6) 成本-效益分析:不同利益相关者对水资源或生态系统的价值具有不同的看法和观点。因此,使其参与 BMPs 的模拟评估过程对于 BMPs 配置情景的成本分析及不同措施的可行性的评估具有重要的作用。

3 研究展望

BMPs 削减效率的评估是顺利实现高效的流域整体配置方案的基础,模型技术是进行多尺度复杂条件下 BMPs 有效评估的重要手段。采用模型模拟法对 BMPs 进行评估应对措施实施时间和位置、成本效益、污染物形态以及生态系统服务功能转换风险、利益相关者参与问题等加以考虑,以增加模拟结果的可靠性和措施的可接受度。模型的合理应用对于构建最具成本-效益的 BMPs 控制规划、降低潜在

的经济社会成本、提高措施的可执行性具有重要的意义。

(1)BMPs 削减效率的滞后性问题是模拟过程中非常重要的影响因素,在今后的研究中可在以下方面进行改进:1)提高流域特征识别的准确性(水文传输过程、自然地理过程以及污染源空间位置)以降低模型选择以及措施配置失当所导致的滞后性;2)BMPs 的合理选择、优化空间配置方案以减少由于措施的不合理配置所导致的削减效率响应的滞后性;3)通过增加野外监测点的数量、监测频率并优化监测位置(如:通过地表径流监测可能会比河道监测更快的获取作物轮作及化肥减施等措施的污染物削减效应)^[66],并选择合适的评估指标以降低滞后效应的影响^[41]。

(2)模型的评估和验证是降低模型应用过程中不确定性非常重要的步骤,在今后的研究中应通过完善监测网络增加流域内的实测数据点以及对利益相关者进行调查以获取相关参数对模型进行校准和验证是提高模型对污染物传输机制进行合理模拟并实现模型参数化和本地化的良好途径^[40,44,67]。

(3)通过模型模拟的方法对不同措施及其组合实施后的协同效应、不同景观特征之间关系以及合理的措施设置时间进行评估是下一步流域 BMPs 优化配置研究中的重点^[68]。主要包括采用适用于不同运行机制、不同空间尺度的多模型相结合的方式对 BMPs 进行评估^[9],或是通过多步骤模拟相结合的方式开展 BMPs 评估工作。同时多模型耦合法也是应对污染物形态转换风险的有效手段。

(4)流域 BMPs 配置研究涉及多学科、多目标以及多尺度条件下的综合研究,因此仅考虑 BMPs 削减效率评估还不能够满足流域综合管理研究的需求,需要将 BMPs 的环境效益同经济评估相结合并考虑利益相关者参与以有效的解决 BMPs 优化配置过程中的滞后效应、多尺度条件下的 BMPs 时空配置问题、模型的不确定性以及污染物形态转换风险等问题,实现成本-效益最优化的 BMPs 配置方案。

致谢:感谢中国科学院东北地理与农业生态研究所欧洋博士对写作给予的帮助。

References:

- [1] Wang X Y. Study for the Non-point Source Pollution Mechanism and Its Mitigation Management: a Case of Miyun Reservoir Watershed. Beijing: Science Press, 2011.
- [2] Voss M, Dippner J W, Humborg C, Hürdler J, Korth F, Neumann T, Schernewski G, Venohr M. History and scenarios of future development of Baltic Sea eutrophication. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2011, 92(3): 307-322.
- [3] Sutton M A, Howard C M, Erismann J W, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, Grinsven H V, Grizzetti B. The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives. Cambridge: Cambridge University Press, 2011.
- [4] Bouraoui F, Grizzetti B. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Science of the Total Environment*, 2011, 409(23): 4899-4916.
- [5] Grizzetti B, Bouraoui F, Aloe A. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology*, 2012, 18(2): 769-782.
- [6] Iital A, Pachel K, Deelstra J. Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. *Environmental Science & Policy*, 2008, 11(2): 185-193.
- [7] Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R. Nutrient emissions into river basins of Germany. *Texte*, 2000, 23: 261.
- [8] Meng F D, Geng R Z, Ou Y, Wang X Y. A review for evaluating the effectiveness of BMPs to mitigate non-point source pollution from agriculture. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(5): 1357-1366.
- [9] Cherry K A, Shepherd M, Withers P J A, Mooney S J. Assessing the effectiveness of actions to mitigate nutrient loss from agriculture: A review of methods. *Science of the Total Environment*, 2008, 406(1-2): 1-23.
- [10] 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. *Journal of Hydrology*, 1996, 183(3-4): 323-349.
- [11] Grizzetti B, Bouraoui F, De Marsily G. Assessing nitrogen pressures on European surface water. *Global Biogeochemical Cycles*, 2008, 22(4), doi: 10.1029/2007GB003085.
- [12] McDowell R, Sharpley A N, Folmar G. Phosphorus export from an agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30(5): 1587-1595.
- [13] Sharpley A N, Kleinman P J, Jordan P, Bergström L, Allen A L. Evaluating the success of phosphorus management from field to watershed. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(5): 1981-1988.

- [14] Velthof G L, Oudendag D, Witzke H P, Asman W A H, Klimont Z, Oenema O. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU- 27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(2): 402-417.
- [15] Strömqvist J, Arheimer B, Dahne J, Donnelly C, Lindström G. Water and nutrient predictions in ungauged basins: set-up and evaluation of a model at the national scale. *Hydrological Sciences Journal*, 2012, 57(2): 229-247.
- [16] Singh V P. Computer models of watershed hydrology. Highlands Ranch, Colorado: Water Resources Publications, 1995.
- [17] Arnold J G, Srinivasan R, Mutiah R S, Williams J R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 1998, 34(1): 73-89.
- [18] Quinn P, Beven K, Chevallier P, Planchon O. The prediction of hillslope flow paths for distributed hydrological modelling using digital terrain models. *Hydrological Processes*, 1991, 5(1): 59-79.
- [19] Elliott A H, Trowsdale S A. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environmental Modelling & Software*, 2007, 22(3): 394-405.
- [20] Donigan A S, Imhoff J C, Bicknell B R, Kittle J L. Application Guide for Hydrological Simulation Program; FORTRAN (HSPF). EPA- 600/3- 84-065 June 1984 Environmental Research Laboratory, Athens, GA 177 p, 19 fig, 17 tab, 3 app, 20 ref 68-01-6207, 1984. URL: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000HMKI.PDF?Dockey=2000HMKI>.
- [21] Grizzetti B, Bouraoui F, De Marsily G, Bidoglio G. A statistical method for source apportionment of riverine nitrogen loads. *Journal of Hydrology*, 2005, 304(1-4): 302-315.
- [22] Thieu V, Bouraoui F, Aloe A, G B. Scenario analysis of pollutants loads to European regional seas for the year 2020. Part I: Policy options and alternative measures to mitigate land based emission of nutrients. Luxembourg: EUR 25159 EN, 2012. URL: <http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/11111111/23310/1/lbnb25159enn.pdf>.
- [23] Caille F, Riera J L, Rosell-Melé A. Modelling nitrogen and phosphorus loads in a Mediterranean river catchment (La Tordera, NE Spain). *Hydrology and Earth System Sciences*, 2012, 16(8): 2417-2435.
- [24] Mewes M. Diffuse nutrient reduction in the German Baltic Sea catchment: Cost-effectiveness analysis of water protection measures. *Ecological Indicators*, 2012, 22: 16-26.
- [25] Arheimer B, Löwgren M, Pers B C, Rosberg J. Integrated catchment modeling for nutrient reduction: scenarios showing impacts, potential, and cost of measures. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2005, 34(7): 513-520.
- [26] Arheimer B, Dahné J, Donnelly C. Climate change impact on riverine nutrient load and land-based remedial measures of the Baltic Sea Action Plan. *Ambio*, 2012, 41(6): 600-612.
- [27] Zhao G, Zhang T Z, Chen J N. Simulation of cropland erosion control strategies using the AGNPS model. *Journal of Tsinghua University: Science and Technology*, 2002, 42(5): 705-707.
- [28] Qi H H, Altinakar M S. A conceptual framework of agricultural land use planning with BMP for integrated watershed management. *Journal of Environmental Management*, 2011, 92(1): 149-155.
- [29] Xue Y F. Simulation of Non-point Source Pollution on the Basin of Chaohe River by HSPF Model [D]. Beijing: Capital Normal University, 2009.
- [30] Mohamoud Y, Parmar R, Wolfe K. Modeling Best Management Practices (BMPs) with HSPF; proceedings of the Innovations in Watershed Management under Land Use and Climate Change Proceedings of the 2010 Watershed Management Conference, Madison, Wisconsin, USA, 23-27 August 2010, F, American Society of Civil Engineers (ASCE), 2010, 892-898, doi: 10.1061/41143(394)81.
- [31] Ledoux E, Gomez E, Monget J M, Viavattene C, Viennot P, Ducharme A, Benoît M, Mignolet C, Schott C, Mary B. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment*, 2007, 375(1-3): 33-47.
- [32] Sohier C, Degre A. Modelling the effects of the current policy measures in agriculture: an unique model from field to regional scale in Walloon region of Belgium. *Environmental Science & Policy*, 2010, 13(8): 754-765.
- [33] Lam Q D, Schmalz B, Fohrer N. The impact of agricultural Best Management Practices on water quality in a North German lowland catchment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2011, 183(1-4): 351-379.
- [34] Laurent F, Ruelland D. Assessing impacts of alternative land use and agricultural practices on nitrate pollution at the catchment scale. *Journal of Hydrology*, 2011, 409(1): 440-450.
- [35] Maringanti C, Chaubey I, Arabi M, Engel B. Application of a multi-objective optimization method to provide least cost alternatives for NPS pollution control. *Environmental Management*, 2011, 48(3): 448-461.
- [36] Panagopoulos Y, Makropoulos C, Baltas E, Mimikou M. SWAT parameterization for the identification of critical diffuse pollution source areas under data limitations. *Ecological Modelling*, 2011, 222(19): 3500-3512.
- [37] Shen Z Y, Hong Q, Chu Z, Gong Y W. A framework for priority non-point source area identification and load estimation integrated with APPI and PLOAD model in Fujian Watershed, China. *Agricultural Water Management*, 2011, 98(6): 977-989.
- [38] Flynn N J, Paddison T, Whitehead P G. INCA Modelling of the Lee System: strategies for the reduction of nitrogen loads. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 2002, 6(3): 467-484.

- [39] Rankinen K, Kenttömies K, Lehtonen H, Nenonen S. Nitrogen load predictions under land management scenarios for a boreal river basin in northern Finland. *Boreal Environment Research*, 2006, 11(3): 213-228.
- [40] Hejzlar J, Anthony S, Arheimer B, Behrendt H, Bouraoui F, Grizzetti B, Groenendijk P, Jeuken M H J L, Johnsson H, Porto A L, Kronvang B, Panagopoulos Y, Siderius C, Silgarn M, Venohr M, Zaloudk J. Nitrogen and phosphorus retention in surface waters: an inter-comparison of predictions by catchment models of different complexity. *Journal of Environmental Monitoring*, 2009, 11(3): 584-593.
- [41] Meals D W, Dressing S A, Davenport T E. Lag time in water quality response to best management practices: A review. *Journal of Environmental Quality*, 2010, 39(1): 85-96.
- [42] Fenton O, Schulte R P O, Jordan P, Lalor S T J, Richards K G. Time lag: a methodology for the estimation of vertical and horizontal travel and flushing timescales to nitrate threshold concentrations in Irish aquifers. *Environmental Science & Policy*, 2011, 14(4): 419-431.
- [43] Hanratty M P, Stefan H G. Simulating climate change effects in a Minnesota agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27(6): 1524-1532.
- [44] Vagstad N, French H K, Andersen H E, Behrendt H, Grizzetti B, Groenendijk P, Porto A L, Reisser H, Siderius C, Stromquist J, Hejzlar J, Deelstra J. Comparative study of model prediction of diffuse nutrient losses in response to changes in agricultural practices. *Journal of Environmental Monitoring*, 2009, 11(3): 594-601.
- [45] Collins A L, Strömquist J, Davison P S, Lord E I. Appraisal of phosphorus and sediment transfer in three pilot areas identified for the catchment sensitive farming initiative in England: application of the prototype PSYCHIC model. *Soil Use and Management*, 2007, 23(1): 117-132.
- [46] Lin Z, Radcliffe D E, Risse L M, Romeis J J, Jackson C R. Modeling phosphorus in the Lake Allatoona watershed using SWAT: II. Effect of land use change. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(1): 121-129.
- [47] Shen Z Y, Liao Q, Hong Q, Gong Y W. An overview of research on agricultural non-point source pollution modelling in China. *Separation and Purification Technology*, 2012, 84: 104-111.
- [48] Quinn P. Scale appropriate modelling: representing cause-and-effect relationships in nitrate pollution at the catchment scale for the purpose of catchment scale planning. *Journal of Hydrology*, 2004, 291(3-4): 197-217.
- [49] Volk M, Hirschfeld J, Dehnhardt A, Schmidt G, Bohn C, Liersch S, Gassman P W. Integrated ecological-economic modelling of water pollution abatement management options in the Upper Ems River Basin. *Ecological Economics*, 2008, 66(1): 66-76.
- [50] Wall D P, Murphy P N C, Melland A R, Mechan S, Shine O, Buckley C, Mellander P E, Shortle G, Jordan P. Evaluating nutrient source regulations at different scales in five agricultural catchments. *Environmental Science & Policy*, 2012, 24: 34-43.
- [51] Puustinen M, Turtola E, Kukkonen M, Koskiahio J, Linjama J, Niinioja R, Tattari S. VIHMA—A tool for allocation of measures to control erosion and nutrient loading from Finnish agricultural catchments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2010, 138(3): 306-317.
- [52] Stevens C J, Quinton J N. Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2009, 39(6): 478-520.
- [53] Stevens C J, Quinton J N. Policy implications of pollution swapping. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2009, 34(8-9): 589-594.
- [54] De Roo A, Burek P, Gentile A, Udias A, Bouraoui F, Aloe A, Bianchi A, La N A, Kuik O, Elorza T J, Vandecasteele I, Mubareka S, Baranzelli C, Van Marcel, Lavalle C, Bidoglio G. A multi-criteria optimisation of scenarios for the protection of water resources in Europe: Support to the EU Blueprint to Safeguard Europe's Waters, EUR -Scientific and Technical Research Reports, 2012, doi: 10.2788/55540.
- [55] Skarbøvik E, Stålnacke P, Bogen J, Bønsnes T E. Impact of sampling frequency on mean concentrations and estimated loads of suspended sediment in a Norwegian river: Implications for water management. *Science of the Total Environment*, 2012, 433: 462-471.
- [56] Collins A L, Mcgonigle D F. Monitoring and modelling diffuse pollution from agriculture for policy support: UK and European experience. *Environmental Science & Policy*, 2008, 11(2): 97-101.
- [57] Schoumans O F, Chardon W J, Bechmann M E, Gascuel-Oudoux C, Hofman G, Kronvang B, Rubæk G H, Ulen B, Dorioz J M. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *Science of the Total Environment*, 2014: 468-469: 1255-1266.
- [58] Booker J F, Michelsen A M, Ward F A. Economic impact of alternative policy responses to prolonged and severe drought in the Rio Grande Basin. *Water Resources Research*, 2005, 41(2): 1-15.
- [59] Gürlük S, Ward F A. Integrated basin management: water and food policy options for Turkey. *Ecological Economics*, 2009, 68(10): 2666-2678.
- [60] Cools J, Broekx S, Vandenbergh V, Sels H, Meynaerts E, Vercaemst P, Seuntjens P, van Hulle S, Wustenberghs H, Bauwens W, Huygens M. Coupling a hydrological water quality model and an economic optimization model to set up a cost-effective emission reduction scenario for nitrogen. *Environmental Modelling & Software*, 2011, 26(1): 44-51.

- [61] van der Veeren R J H M, Lorenz C M. Integrated economic-ecological analysis and evaluation of management strategies on nutrient abatement in the Rhine basin. *Journal of Environmental Management*, 2002, 66(4): 361-376.
- [62] Arheimer B, Andersson L, Alkan-Olsson J, Jonsson A. Using catchment models to establish measure plans according to the water framework directive. *Water Science & Technology*, 2007, 56(1): 21-28.
- [63] Olsson J A, Andersson L. Possibilities and problems with the use of models as a communication tool in water resource management. *Water Resources Management*. 2007, 21(1): 97-110.
- [64] Voinov A, Gaddis E J B. Lessons for successful participatory watershed modeling: a perspective from modeling practitioners. *Ecological Modelling*, 2008, 216(2): 197-207.
- [65] Grizzetti B, Porto A L, Barkved L J, Joy K, Paranjape S, Deelstra J, Bouraoui F, Manasi S. The science-policy-stakeholder interface in water pollution assessment // *Science, Policy and Stakeholders in Water Management-An Integrated Approach to River Basin Management*. Earthscan, 2010: 67-77.
- [66] Tomer M D, Burkart M. Long-term effects of nitrogen fertilizer use on ground water nitrate in two small watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 2003, 32(6): 2158-2171.
- [67] Kronvang B, Andersen H E, Børgesen C, Dalgaard T, Larsen S E, Bøgestrand J, Blicher-Mathiasen G. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy*, 2008, 11(2): 144-152.
- [68] Panagopoulos Y, Makropoulos C, Mimikou M. Decision support for diffuse pollution management. *Environmental Modelling & Software*, 2012, 30: 57-70.

参考文献:

- [1] 王晓燕. 非点源污染过程机理与控制管理——以北京密云水库流域为例. 北京: 科学出版社, 2011.
- [8] 孟凡德, 耿润哲, 欧洋, 王晓燕. 最佳管理措施评估方法研究进展. *生态学报*, 2013, 33(5): 1357-66.
- [27] 赵刚, 张天柱, 陈吉宁. 用 AGNPS 模型对农田侵蚀控制方案的模拟. *清华大学学报: 自然科学版*, 2002, 42(5): 705-707.
- [29] 薛亦峰. 基于 HSPF 模型的潮河流域非点源污染模拟研究 [D]. 北京: 首都师范大学, 2009.