

李硕, 王红旗, 王国强, 等. 小清河流域非点源污染负荷与降水关系研究. [J]. 水利水电技术, 2020, 51(1): 147-158.

LI Shuo, WANG Hongqi, WANG Guoqiang, et al. Study on relationship between non-point source pollution and precipitation in Xiaoqinghe River Watershed [J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2020, 51(1): 147-158.

小清河流域非点源污染负荷与降水关系研究

李硕¹, 王红旗¹, 王国强¹, 彭岩波², 韩子叻²

(1. 北京师范大学水科学研究院, 北京 100875;

2. 山东省生态环境规划研究院, 山东 济南 250101)

摘要: 流域非点源污染造成了严重的水环境问题, 为准确核算典型流域非点源污染负荷及为流域水环境治理提供支持和依据, 以山东省小清河流域为研究区, 采用 SWAT 模型及相关分析方法, 研究了流域总氮(TN)、总磷(TP) 营养物输出负荷时空变化规律以及营养物输出负荷与降水间的关系。结果表明: SWAT 模型对小清河流域非点源污染模拟具有较好的适用性。汛期(7—9月) 营养物输出负荷最高, 占全年比重的50%以上, 而TN是其中主要非点源污染物。TN、TP输出负荷空间分布相似, 负荷较高的区域都主要集中在流域南部; 该区域TN、TP输出负荷分别在69.72~235.30 kg/hm²和0.93~4.73 kg/hm²范围内。不同的土地利用氮输出负荷较高的依次为林地、耕地和草地, 磷输出负荷较高的依次为林地、草地和耕地。流域氮输出强度与降水相关性强的区域主要集中在流域中上游, 而磷输出强度与降水相关性强的区域则主要集中在流域中游。

关键词: 非点源污染; 时空变化; 土地利用; 降水; 相关性; 水质评价

doi: 10.13928/j.cnki.wrahe.2020.01.017

开放科学(资源服务)标识码(OSID):

中图分类号: X522

文献标识码: A

文章编号: 1000-0860(2020)17-0147-12



Study on relationship between non-point source pollution and precipitation in Xiaoqinghe River Watershed

LI Shuo¹, WANG Hongqi¹, WANG Guoqiang¹, PENG Yanbo², HAN Zile²

(1. College of Water Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

2. Shandong Academy for Environmental Planning, Jinan 250101, Shandong, China)

Abstract: Watershed non-point source pollution causes serious water environmental problems. In order to accurately calculate the non-point source pollution load of typical watershed to provide support and basis for water environment management of it, the spatio-temporal variation law of the nutrient output load from the total nitrogen (TN) and the total phosphorus (TP) as well as the relationship between the nutrient output load and precipitation are studied herein with the SWAT model and the related analysis methods by taking Xiaoqinghe River Watershed as the study area. The study result shows that the SWAT model has a better applicability for simulating the non-point source pollution within Xiaoqinghe River Watershed. During flood season (July-September), the nutrient output load is the highest with the proportion of 50% of the whole year, in which TN is the main non-point source pollutant. The spatial distributions of both TN and TP output loads are similar, the areas with higher loads are mainly concentrated

收稿日期: 2019-06-20

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项“国家流域水环境管理大数据平台关键技术研究”(2017ZX07302004)

作者简介: 李硕(1994—), 女, 硕士研究生, 主要从事环境科学与工程研究。E-mail: 849308661@qq.com

通信作者: 王红旗(1960—), 男, 教授, 博士研究生导师, 博士, 主要从事环境科学、地下水科学与工程研究。E-mail: whongqi@126.com

in the southern part of the watershed, in which TN and TP output loads are within the ranges of 69.72 ~ 235.30 kg/hm² and 0.93 ~ 4.73 kg/hm² respectively. The higher nitrogen output loads of different land uses are forest land, cultivated land and grassland in turn, while the higher phosphorus output loads of different land uses are forest land, grassland and cultivated land in turn. The areas with strong correlation between the nitrogen output intensity and precipitation are mainly concentrated in the mid-upper reach of the watershed, while the areas with strong correlation between the phosphorus output intensity and precipitation are mainly concentrated in the mid-reach of the watershed.

Keywords: non-point pollution; spatio-temporal variation; land use; precipitation; correction; water quality evaluation

0 引言

随着我国科学技术的发展以及环保意识的不断加强,点源污染因其固有的易于管理和控制的特性^[1]而得到一定控制。若不解决非点源污染所带来的危害,水环境的安全问题就不能从根本上解决^[2-3]。从全球范围来看,由污染导致退化的12亿hm²耕地中,农业非点源污染所导致的耕地退化约占12%。中国非点源污染问题同样严峻,目前已有63.3%的湖泊水体遭遇富营养化,其中50%以上的磷、氮负荷来自于农业非点源污染^[4]。由此可见,非点源污染已经成为国内外水环境污染的重要污染源^[5]。

绝大多数非点源污染是通过降水产生的地面径流进入水体的,从狭义角度来讲,非点源污染就是降雨径流污染^[6]。降雨过程中的雨滴溅击和径流冲刷以及搬运是营养物流失的基本动力,强降雨过程中雨滴和径流的巨大能量不仅导致土壤侵蚀和泥沙养分结合态的大量流失,而且雨滴和径流对地表的反复冲击使得土壤中大量可溶态养分随径流进入汇入河道,大大加剧了水体的污染程度^[7]。虽然营养物输出负荷不可避免受到地形、土地利用、土壤类型等因素影响,但无疑降水是其中最重要的驱动因子。分析其它因素对营养物输出负荷的影响时,降水也是必不可少的输入变量,因此降水是非点源污染研究中不可缺少的关键因素。

在影响污染物输出负荷关系方面,诸多学者对此进行了研究。当前的研究内容主要集中在三个方面,一是分析不同降雨特征与污染物输出的关系,如罗专溪等^[8]分析了川中丘陵区村镇的污染物及与降雨特征(最大雨强、降雨量、径流量、径流时间、降雨时间)之间的相关关系;崔玉洁等^[9]分析对比了三峡水库次级支流高兰河流域不同雨型条件下(“尖瘦型”、“矮胖型”)磷素的浓度变化过程和贡献率大小。二是分析不同地表覆盖类型下,降水与污染物输出的关系,如程红光等^[10]在不同降水条件下,对比分析了农田、城镇、草地、灌木及森林等不同土地利用类型各子流域氮的入河系数的不同;马东等^[11]基于在崂山水库流域种植的5种典型作物玉米、大豆、花生、

红薯和黄瓜径流小区,对比分析强降水作用下不同作物类型产流中氨氮、硝氮和水溶性磷的事件平均浓度差异。三是分析不同地形特征因素对污染物输出变化影响。如张乃明^[12]等采用模拟试验方法,分析了坡度为6°、12°、18°、24°条件下,总磷浓度和输出量的变化。当前大多数降水与污染物输出关系研究主要特点是基于实验观测,且研究的区域范围相对较小,且主要探究不同单一变量(降水、土地类型)对污染物输出的影响规律。而在实际自然条件下,污染物输出是在不同降水条件、不同地表类型组合、不同地形特征等综合作用影响下的结果,因此在实际条件下,探究流域降水与氮磷输出关系具有一定的重要意义。

本研究选取研究区范围较大、空间异质性明显的小清河流域作为研究区,分析总氮(TN)、总磷(TP)的时空分布以及不同土地利用类型氮磷输出负荷的差异,重点探究了多年实测降水条件下,研究区不同子流域相应氮磷输出负荷相关性的不同,从不同子流域特性不同的角度来分析产生这种相关性差异的原因,以期为小清河流域非点源的污染治理、土地管理和水资源保护提供科学依据。

1 研究区概况

小清河位于山东省,是黄河流域渤海水系中的一支,发源于山东省省会城市济南市泉群,依次流经济南市、淄博市、滨州市、东营市、潍坊市,最终于潍坊市寿光市羊口进入莱州湾^[13-14],是山东省最主要的大型人工河流。小清河主干流全长237 km,流域面积约10 336 km²,约占全省总面积的6.7%^[15]。流域内南部为山区丘陵地势高,北部为山前冲积洪积扇和黄河冲积平原地势低,因此小清河的支流几乎全部分布在干流南侧,干流位于流域的最北部,其流向总体呈自西南向东北方向。小清河流域季节变化明显,属于温带季风气候。主要表现为:夏季高温降雨集中且多突发暴雨,冬季干旱且干旱期较长;流域内年降水量分配十分不均,夏季每年6—9月为汛期降水多,约占总降水量的70%,10月—次年5月为旱期降水少,且南部山区降水多于北部降水,总体看来降水

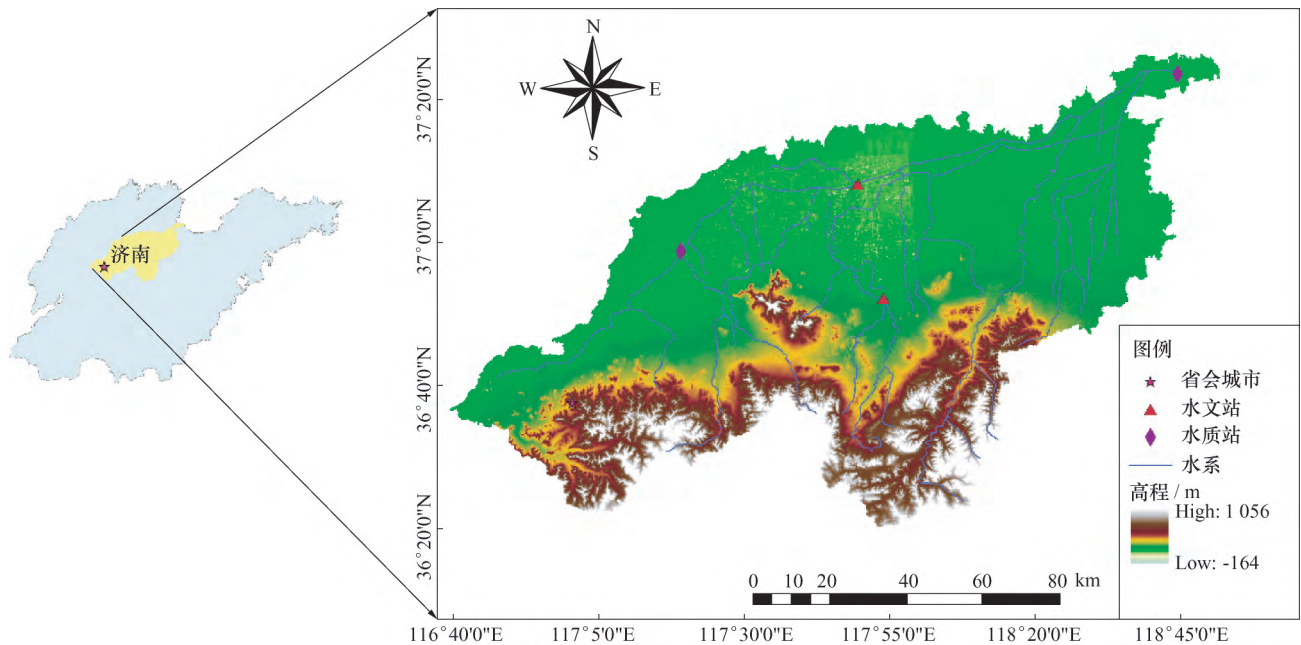


图1 小清河流域位置

情况上游多于下游,南部多于北部。空间分布上耕地主要分布在北部平原区,林地和草地主要分布在南部山区^[16]。小清河水质污染严重,截至2010年,17个监测断面基本上都呈劣V类水质,且在流域污染物氮磷排放总量中,来源于畜禽养殖和化肥使用等非点源污染要占绝大多数,而点源污染则相对较小^[17-18]。研究区小清河流域位置如图1所示,水文、水质站点位置坐标如表1所列。

表1 小清河主要站点位置

站名	站别	经度	纬度
马尚	水文	117.967 8	36.800 6
岔河	水文	117.650 0	35.800 0
辛丰庄	水质	117.390 3	36.943 6
羊口	水质	118.870 0	37.268 4

2 数据和方法

2.1 数据来源与处理

本研究采用的DEM数据来源于地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn/>),空间分辨率为30 m;土地利用数据(2005年)和土壤数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心,数据类型分别为1:10万栅格数据、1:100万矢量数据集;采用的气象数据来源于中国气象数据网(<http://data.cma.cn/>),选取惠民、济南、垦利、泰山、潍坊、沂源共6个气象站2004—2016年的降水、最高/最低气温、相对湿度、风速、日照时数等日尺度气象要素信息。流量资料、水质监测

数据以及点源排放数据均来源于山东省环境规划设计院,其中流量数据时间尺度为2006—2015年,水质监测数据包括2013、2014和2016年,点源排放数据为2010—2016年年统计值,由于水质和水量时段不统一,故将两者分开模拟,流量模拟时段为2006—2015,水质模拟时间为2013、2014和2016年。流域的人口、畜禽养殖、化肥施用等产生的非点源污染通过山东省各市区发布的统计年鉴折算得到。

由于研究区大部分区域为平原区,而在地形平坦区域直接采用D8算法生成的水系可能与实际河流形状、长度有所差别,为了减少这种误差,导入流域实际数字水系图加以修正。基于小清河流域30 m分辨率DEM,通过设置集水区阈值,进行子流域的划分,最终将流域划分为53个子流域。

为了使得土地利用数据满足SWAT模型的需要,将研究区土地利用类型进行合并和编码。基于中国土壤数据库,查询和计算研究区内各类土壤的相关属性参数,并写入SWAT模型的土壤数据库中。根据研究区的土地利用、土壤类型及坡度范围,最终将研究区划分为888个水文响应单元。

由于研究区点源排放点较多,直接输入到模型里会出现一些问题,所以在实际处理中,将位于同一子流域的排放点统一折合该流域河流中心处一个排放点。农村生活污水、农业化肥及畜禽养殖所产生的非点源污染量则采用折算方法^[19]。具体数据信息如表2所列。

表2 SWAT 模型构建数据信息

数据名称	数据类型	数据来源	备注
气象数据	日尺度	中国气象数据网	时间范围: 2006—2015
径流	月尺度	山东省环境规划设计院	时间范围: 2006—2015
水质监测	月尺度	山东省环境规划设计院	时间范围: 2013—2014、2016
点源负荷	年尺度	山东省环境规划设计院	时间范围: 2010—2016
施肥负荷	年尺度	山东省统计年鉴	时间范围: 2006—2015
DEM	Raster	地理空间数据云	分辨率: 30 m × 30 m
河网图	Shape	山东省环境规划设计院	比例尺: 1:400 万
土地利用	Raster	中国科学院资源环境科学数据中心	比例尺: 1:10 万
土壤	Shape	中国科学院资源环境科学数据中心	比例尺: 1:100 万

2.2 研究方法

本研究采用 SWAT 模型, 基于决定系数和纳什效率系数以及相对误差评估因子, 在月时间尺度上, 构建适用于小清河流域非点源污染模型, 对小清河流域不同子流域空间尺度上氮磷输出负荷进行模拟研究。

2.2.1 SWAT 模型模拟

SWAT(Soil and Water Assessment Tool) 模型是由美国农业部农业研究中心(USDA-ARS)开发的半分布式流域水文模型^[20-21]。SWAT 模型具有很强的物理基础, 适用于具有不同土壤、土地利用方式和管理条件下的复杂流域, 可预测长期土地管理对水、泥沙和农业污染物的影响^[21-22]。该模型自 20 世纪 90 年代开发以来, 经历了不断的扩展和完善, 目前已在流域水量平衡、长期地表径流以及日平均径流模拟等方面得到了广泛的应用; 在农业非点源污染、泥沙产量、农药输移等方面研究得到了大量的应用^[23-24]。

SWAT 模型能够对流域内多种形式的氮和磷的迁移和转换进行模拟。在土壤中, 氮可以分为有机氮、作物氮和硝酸盐氮三种化学状态, 氮的生物固定、有机氮向无机氮的转化以及溶解性氮随侧向壤中流的迁移等过程是由氮循环来控制的; 同理, 土壤中的有机磷、不可溶解的无机磷以及植物可用的土壤溶液中的磷之间的转化则是由磷循环来控制的^[21]。与氮的性质不同, 磷的在环境中的溶解性是有限的, 且溶解的磷容易被土壤胶粒吸附, 形成比较稳定的物质^[25]。这些特征使得磷易吸附到土壤表面, 随地表径流迁移。营养物的具体迁移过程可参考文献[26]等。

2.2.2 评估因子

为了评估模型的模拟效果, 选用纳什效率系数

E_{NS} 、决定系数 R^2 和相对误差 R_e 对模型进行适应性评价。

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_o - \bar{Q}_o)(Q_s - \bar{Q}_s)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_o - \bar{Q}_o)^2 \sum_{i=1}^n (Q_s - \bar{Q}_s)^2}} \right]^2 \quad (1)$$

$$E_{NS} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_o - Q_s)^2}{\sum_{i=1}^n (Q_o - \bar{Q}_o)^2} \quad (2)$$

$$R_e = \frac{Q_s - Q_o}{Q_o} \quad (3)$$

式中, Q_o 、 Q_s 分别为实测值和模拟值; \bar{Q}_o 和 \bar{Q}_s 分别为实测平均值和模拟平均值; n 为实测时间序列的长度; R^2 为决定系数表征模拟值和实测值之间的吻合程度, R^2 越接近于 1, 表示两者相关程度越高, 模拟效果越好; E_{NS} 为纳什效率系数, 表征实测值和模拟值的拟合程度, E_{NS} 越接近于 1, 表示模拟值越接近实测值; R_e 为相对误差, 用来衡量模拟值对实测值的偏离程度, R_e 越小, 两者的偏离程度越小。

3 结果与分析

3.1 模型校准和验证

为降低模型初始土壤含水量对模拟结果的影响, 本研究以 2004—2005 年为预热期, 2006—2012 为率定期, 2013—2015 年为验证期对径流参数进行校正。选用马尚和岔河水文站进行流域水文参数的校正, 选取率定的与水文有关参数的初始范围和最终范围如表 3 所列。

表 3 选取水文参数的初始值和最终值

参 数	参数含义	<i>t</i>	<i>p</i>	初始范围	最终范围
v_SHALLST. gw	浅层含水层初始深度/mm	0.839	0.403	0 ~ 50 000	0.271 ~ 0.619
v_GW_DELAY. gw	地下水延迟时间/d	0.337	0.736	0 ~ 500	397.640 ~ 490.219
v_ALPHA_BF. gw	基流因子/d	0.521	0.603	0 ~ 1	0.263 ~ 0.522
v_GWQMN. gw	土壤含水层产生“基流”的阈值深度	0.492	0.623	0 ~ 5 000	1 499.431 ~ 2 203.587
v_REVAPMN. gw	浅层含水层“再蒸发的”阈值深度/mm	-1.004	0.317	0 ~ 500	74.099 ~ 262.748
v_RCHRG_DP. gw	深层含水层渗透比	-0.874	0.384	0 ~ 1	0.253 ~ 0.637
r_CN2. mgt__AGRR	湿润条件 II 下的初始 SCS 径流曲线数	-11.312	0.000	-0.8 ~ 0.8	-0.846 ~ -0.661
r_CN2. mgt__AGRL	湿润条件 II 下的初始 SCS 径流曲线数	-4.804	0.000	-0.8 ~ 0.8	-0.589 ~ -0.416
r_CN2. mgt__RNGE	湿润条件 II 下的初始 SCS 径流曲线数	-1.725	0.086	-0.8 ~ 0.8	0.373 ~ 0.783
r_CN2. mgt__PINE	湿润条件 II 下的初始 SCS 径流曲线数	-0.604	0.547	-0.8 ~ 0.8	-0.902 ~ -0.577
r_SOL_Z. sol	土壤表层到底层的深度	1.731	0.085	0 ~ 3 500	-0.514 ~ 0.395
r_SOL_BD. sol	土壤饱和容重	-1.592	0.113	0.9 ~ 2.5	0.490 ~ 0.670
r_SOL_AWC. sol	土壤层有效持水量	-0.807	0.421	0 ~ 1	-0.201 ~ 0.382
r_SOL_K. sol	土壤饱和水力传导度	0.187	0.852	0 ~ 2 000	-0.069 ~ 0.628
r_SOL_ALB. sol	湿润土壤反照率	1.178	0.240	0 ~ 0.25	-0.191 ~ 0.296
r_USLE_K. sol	土壤侵蚀力因子	1.137	0.257	0 ~ 0.65	-0.500 ~ -0.069
v_CH_N2. rte	主河道河床曼宁系数	-0.904	0.367	-0.01 ~ 0.3	0.159 ~ 0.191
v_CH_K2. rte	主河道河床有效水力传导度	-1.039	0.300	-0.01 ~ 500	26.325 ~ 153.223
v_CANMX. hru	最大冠层截留量	1.780	0.077	0 ~ 100	20.691 ~ 63.771
v_ESCO. hru	土壤蒸发补偿系数	-1.200	0.232	0 ~ 1	0.265 ~ 0.452
v_EPCO. hru	植物吸收补偿因子	0.603	0.547	0 ~ 1	0.150 ~ 0.660
v_TLAPS. sub	气温垂直递减率	-0.109	0.913	-10 ~ 10	0.194 ~ 3.913
v_CH_K1. sub	支流河道河床有效水力传导度	1.342	0.181	0 ~ 300	0.342 ~ 80.852
v_CH_N1. sub	支流河道曼宁值	0.756	0.451	0.01 ~ 30	7.800 ~ 18.676
v_SFTMP. bsn	降雪温度/°C	1.286	0.200	-20 ~ 20	2.604 ~ 10.431
v_SMTMP. bsn	融雪温度/°C	0.239	0.812	-20 ~ 20	-4.270 ~ 11.932
v_SMFMX. bsn	年内降雪的最高融化率(夏至时发生)	-0.510	0.611	0 ~ 20	6.433 ~ 8.415
v_SMFMN. bsn	年内降雪的最低融化率(冬至时发生)	0.174	0.862	0 ~ 20	7.514 ~ 10.527
v_TIMP. bsn	积雪温度滞后系数	1.704	0.090	0 ~ 1	0.304 ~ 0.407
v_SNOCOVMX. bsn	对应于 100% 积雪最小雪含水量	-0.241	0.810	0 ~ 500	358.054 ~ 375.031
v_SNO50COV. bsn	对应于 50% 的积雪雪水当量值	0.338	0.736	0 ~ 0.9	0.511 ~ 0.728
v_SURLAG. bsn	地表径流滞后系数	0.883	0.379	0.05 ~ 24	18.546 ~ 19.986

注: v_表示参数由给定值替换; r_表示参数值乘以(1 + 给定值)或相对变化; *t* 表示参数的敏感性, *t* 越大, 参数越敏感; *p* 表示 *t* 的显著性, *p* 越小, 参数被偶然指定为敏感参数的可能性越小。AGRR、AGRL、RNGE、PINE 表示常见的地表覆盖类, 在 SWAT 土地利用数据库中分别表示耕地、常见耕地、灌丛、松林

马尚站率定期的纳什效率系数 E_{NS} 、判定系数 R^2 和相对误差 R_e 分别为 0.55、0.56、10.03%, 验证期的 E_{NS} 、 R^2 和 R_e 分别为 0.85、0.75 和 18.32%; 而岔河站的模拟效果相对于马尚站要好, 率定期 E_{NS} 、 R^2 和 R_e 分别为 0.68、0.67 和 -13.80%, 验证期 E_{NS} 、 R^2 和 R_e 则分别为 0.82、0.70 和 -0.73%, 各站点实测值与模拟值拟合结果和水文参数校验效果可分别见图 2、图 3 和表 4。当

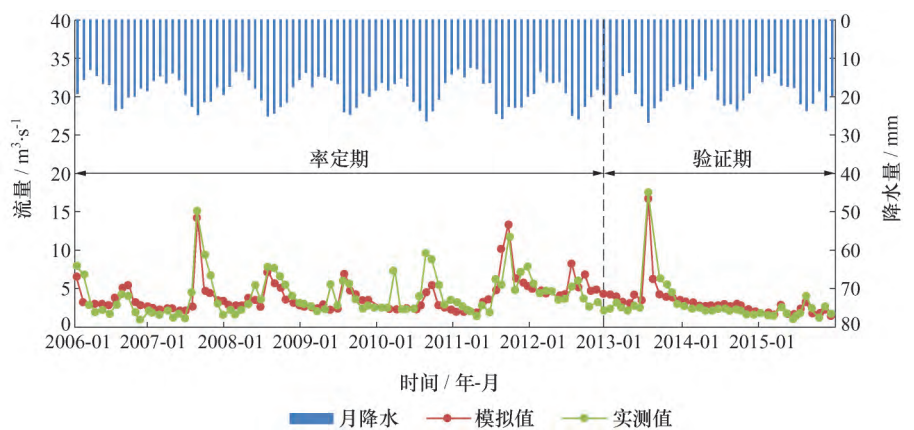


图 2 马尚站模拟值和实测值拟合结果

水文模型以月尺度进行径流和水质的模拟时, MORI-ASI 等^[27]认为 E_{NS} 和 R^2 均大于 0.5 即认为是可以接受的; 对于 R_e , 径流在 $\pm 15\% < RE \leq \pm 25\%$ 范围内, 水质在 $\pm 40\% < RE \leq \pm 70\%$ 都是可以接受的。因此认为 SWAT 模型适用于小清河流域的径流模拟。

表 4 小清河流域月径流模拟效果

评价指标	马 尚		岔 河	
	率定期	验证期	率定期	验证期
E_{NS}	0.55	0.85	0.68	0.82
R^2	0.56	0.75	0.67	0.70
$RE/\%$	10.03	18.32	-13.80	0.73

基于小清河径流模拟效果, 可认为辛丰庄和羊口水质监测断面实际流量与模型模拟结果满足一定的精度要求。在此基础上, 进行流域水质参数的校正, 其中主要针对总氮(TN)、总磷(TP)相关参数进行校准。新丰庄和羊口水质监测断面的 TN、TP 模拟效果分别如图 4、图 5 和图 6、图 7 所示, 具体的评价效果(E_{NS} 、 R^2 和 RE) 如表 6 所列。总体上可认为水质模拟效果满足 MORIASI 等^[27]提出的月水质模拟效果的接受范围, 可进行研究区水质方面的分析, 选取率定的与水质参数的初始范围和最终范围如表 5 所列。

表 5 选取的水质参数初始值和最终值

参 数	参数含义	t	p	初始范围	最终范围
v_LAT_SED. hru	测流和地下水流含沙量	0.055	0.956	0 ~ 5 000	3 750 ~ 4 513
v_SPEXP. bsn	河道泥沙演算中泥沙再吸附的指数参数	-0.460	0.646	1 ~ 1.5	1.444 ~ 1.459
v_SPCON. bsn	河道泥沙演算中可被携带的最大泥沙线性参数	0.365	0.715	0.000 1 ~ 0.1	0.034 ~ 0.039
v_CH_COV1. rte	河道可蚀性因子	2.398	0.017	-0.05 ~ 0.6	0.504 ~ 0.514
v_CH_COV2. rte	渠道覆盖因子	-1.080	0.281	-0.001 ~ 1	0.827 ~ 0.834
v_PSP. bsn	磷吸附系数	-1.915	0.056	0.01 ~ 0.7	0.269 ~ 0.276
v_ERORGP. hru	有机磷富集(吸附) 率	-0.221	0.648	0 ~ 5	0 ~ 0.110
v_BC4. swq	在 20 °C 达到溶解磷的有机磷矿化速率常数	0.740	0.460	0.01 ~ 0.7	0.378 ~ 0.385
v_RS5. swq	20 °C 时有机磷的沉降率	3.639	0.000	0.001 ~ 0.1	0.095 ~ 0.096
r_USLE_P. mgt	土壤保持措施因子	-1.459	0.145	0 ~ 1	0.314 ~ 0.708
v_USLE_AGRR	土地覆盖/植物的 USLE C 因子的最小值	0.898	0.370	0.001 ~ 0.5	0.205 ~ 0.209
v_USLE_AGRL	土地覆盖/植物的 USLE C 因子的最小值	-0.120	0.905	0.001 ~ 0.5	0.368 ~ 0.379
v_USLE_RNGE	土地覆盖/植物的 USLE C 因子的最小值	1.324	0.186	0.001 ~ 0.5	0.189 ~ 0.199
v_USLE_PINE	土地覆盖/植物的 USLE C 因子的最小值	0.801	0.424	0.001 ~ 0.5	0.635 ~ 0.652
r_USLE_K. sol	USLE 方程土壤可蚀性因子 K	-2.469	0.014	0 ~ 0.65	-0.243 ~ -0.229
v_GWSOLP. gw	地下水可溶性磷浓度对流域水流的贡献/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	-87.232	0.000	0 ~ 50	0.759 ~ 0.970
v_SOL_ORGP. chm	表层土壤有机 P 初始浓度/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	-0.221	0.648	0 ~ 50	38.336 ~ 40.401
v_LAT_ORGP. gw	基流有机磷浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	-1.120	0.195	0 ~ 5	1.016 ~ 1.032
v_RCN. bsn	降雨中氮浓度	1.470	0.142	0 ~ 15	1.742 ~ 1.853
r_N_UPDIS. bsn	氮吸收分布参数	1.380	0.168	0 ~ 100	-0.434 ~ -0.370
v_ERORGN. hru	有机氮富集率	0.496	0.231	0 ~ 5	2.558 ~ 2.704
v_NPERCO. bsn	氮渗透系数	0.075	0.573	0 ~ 1	0.646 ~ 0.697
v_SOL_NO3. chm	土壤层中的初始 NO_3 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	0.380	0.457	0 ~ 100	34.259 ~ 34.611
v_SHALLST_N. gw	对子流域流量贡献的地下水硝酸盐浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	0.687	0.492	0 ~ 100	71.742 ~ 72.179
v_LAT_ORGN. gw	基流有机氮浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	-0.016	0.475	0 ~ 200	111 ~ 116
v_BC1. swq	在 20 °C 达到生物氧化 NH_4 到 NO_2 的速率常数	1.416	0.158	0.1 ~ 1	0.974 ~ 0.983
v_BC2. swq	在 20 °C 达到生物氧化 NO_2 至 NO_3 的速率常数	0.116	0.908	0.2 ~ 2	0.377 ~ 0.496
v_BC3. swq	在 20 °C 达到有机氮水解为 NH_4 的速率常数	-0.582	0.561	0.2 ~ 0.4	0.392 ~ 0.392

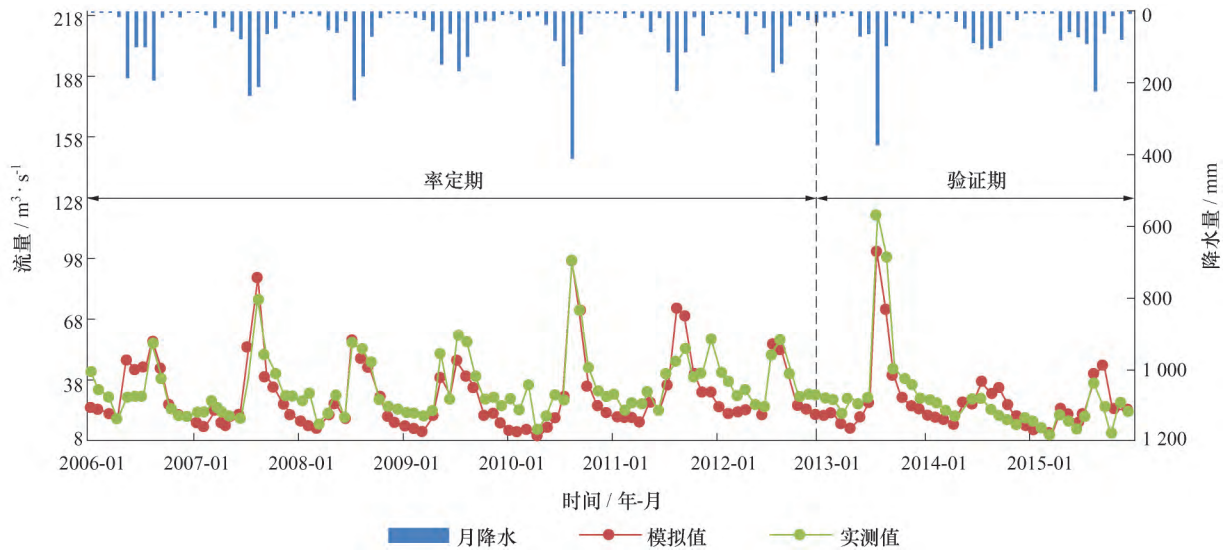


图3 岔河站模拟值和实测值拟合结果

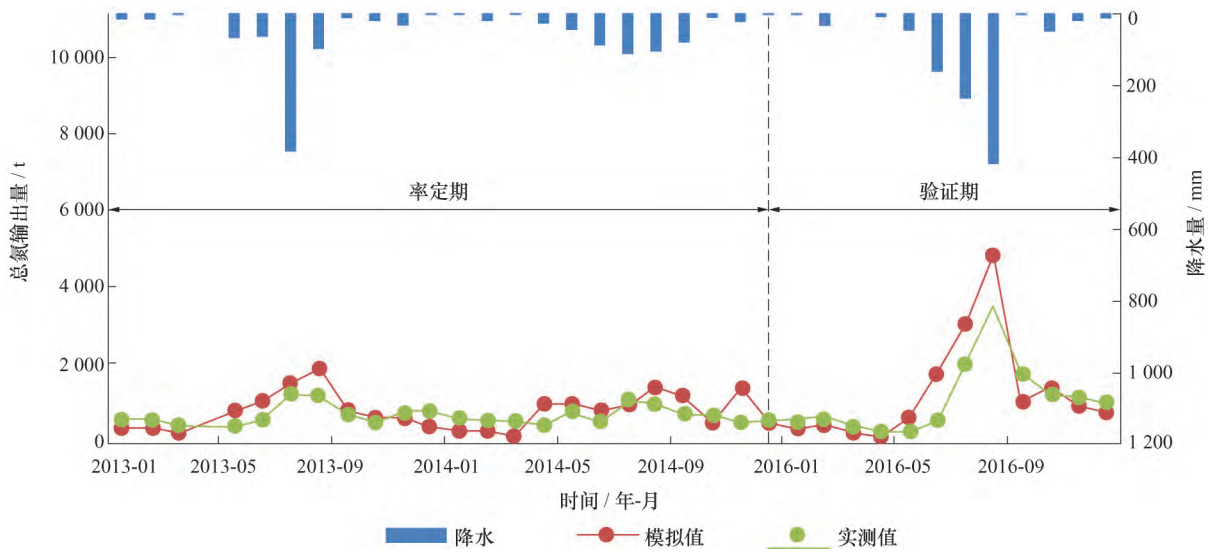


图4 辛丰庄总氮模拟值和实测值拟合结果

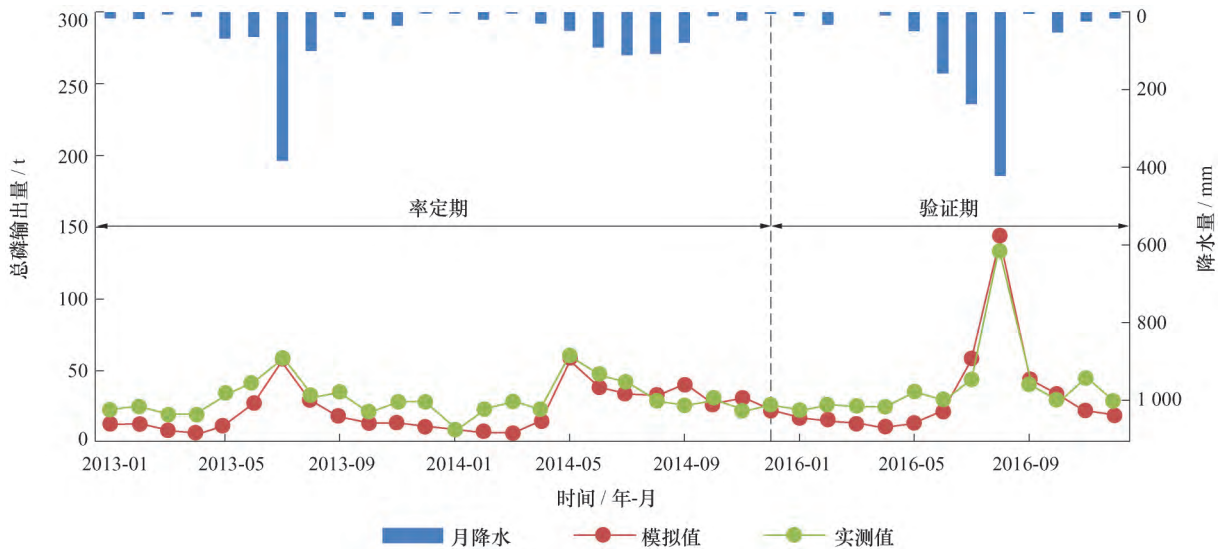


图5 辛丰庄总磷模拟值和实测值拟合结果

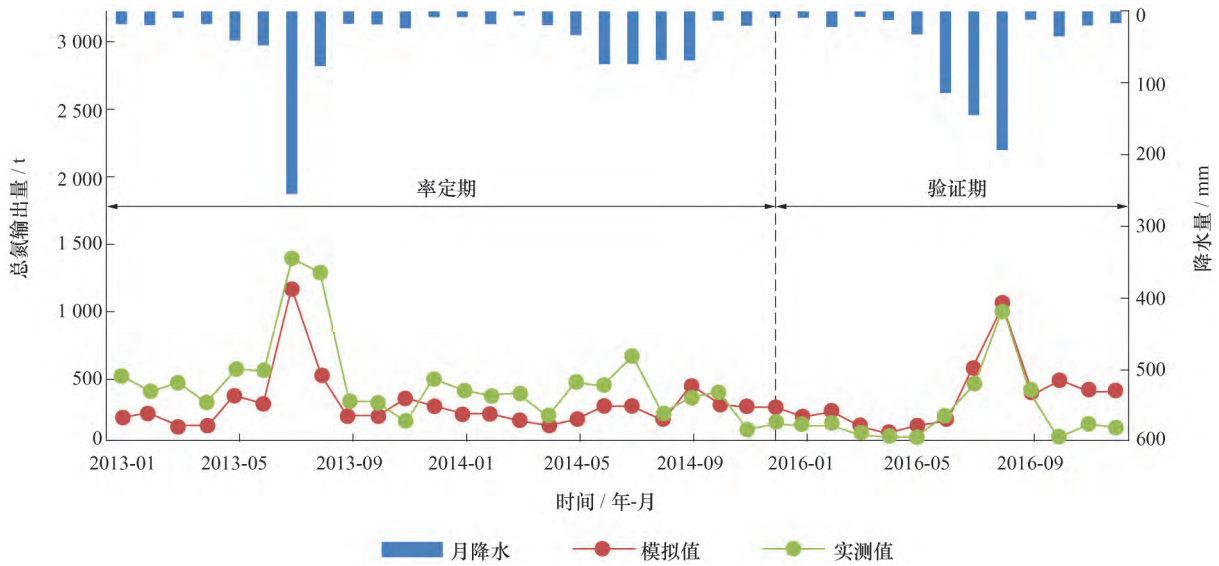


图 6 羊口站总氮模拟值和实测值拟合结果

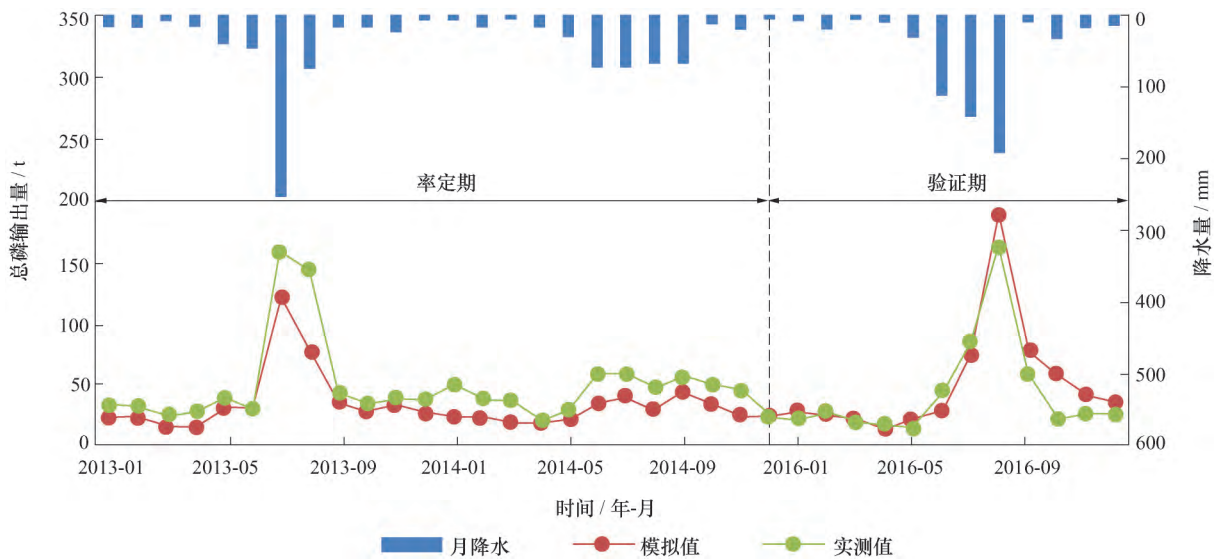


图 7 羊口站总磷模拟值和实测值拟合结果

表 6 小清河流域氮磷模拟效果

水质 站点	评价 指标	率定期			验证期		
		ENS	R ²	R _e /%	ENS	R ²	R _e /%
辛丰庄	总氮	0.40	0.43	14.47	0.45	0.63	21.19
	总磷	0.38	0.42	-28.52	0.81	0.84	-23.91
羊口	氨氮	0.32	0.35	-19.81	0.54	0.57	40.89
	总磷	0.62	0.80	-27.94	0.84	0.82	26.93

3.2 氮磷流失随时间变化规律分析

基于构建的 SWAT 模型对小清河流域 2013—2016 年 TN 和 TP 进行模拟，模拟得到的各年输出结

果如表 7 所列。由表 7 可知，小清河流域 TN 在 2013、2014 和 2016 年输出量分别为 22 762 t、23 046 t 和 26 791 t，TP 输出分别为 465 t、590 t 和 614 t。TN 和 TP 多年平均输出量分别为 24 200 t 和 557 t，TN 输出量要远远大于 TP，表明研究区 TN 造成的非点源污染较为严重。

表 7 小清河流域非点源污染多年平均输出量 t

年份	2013	2014	2016	均 值
TN	22 762	23 046	26 791	24 200
TP	465	590	614	557

TN 和 TP 污染物多年平均逐月输出量和输出占比可分别如图 8 所示和表 8 所列。由图 8 可知, 小清河流域 TN、TP 输出量年内变化趋势一致, 呈现出“中间高, 两头低”的形状变化; 8 月营养物输出量达到最大, TN 和 TP 输出占比分别为 26.91% 和 29.54%。从污染物年内变化总体来看, 污染物 7—9 月输出量占比最高, TN 和 TP 污染物输出量占比分别为 54.62% 和 53.51%, 占全年总输出的一半以上。

3.3 氮磷流失负荷空间分布

小清河流域 2013、2014 和 2016 年年均 TN、TP 输出负荷空间分布如图 9 所示。由图 9 可知, 流域 TN 输出负荷高的区域主要位于流域南部的 46 和 50

号子流域, 单位面积输出负荷为 69.72 ~ 235.3 kg/hm²; 次高输出负荷区域位于流域南部 28、42、45、53 子流域和西南部的 47、48、49 号子流域, 单位输出负荷为 69.72 ~ 142 kg/hm²。TP 输出负荷空间分布除部分区域污染负荷等级与 TN 有些微差别外, 总体分布与 TN 相似, 负荷最高的是 46 和 50 子流域, 输出负荷在 3.41 ~ 4.73 kg/hm² 范围内, 次高区域为流域南部为 42、49 号子流域, 输出负荷在 1.54 ~ 3.41 kg/hm²。综合来看, TN、TP 负荷较高区域主要集中在干支流上游部分区域, 也就是地形较高的山区以及位于流域上游的济南主城区。氮磷输出负荷的空间分布变化可能与土地利用的方式有关。

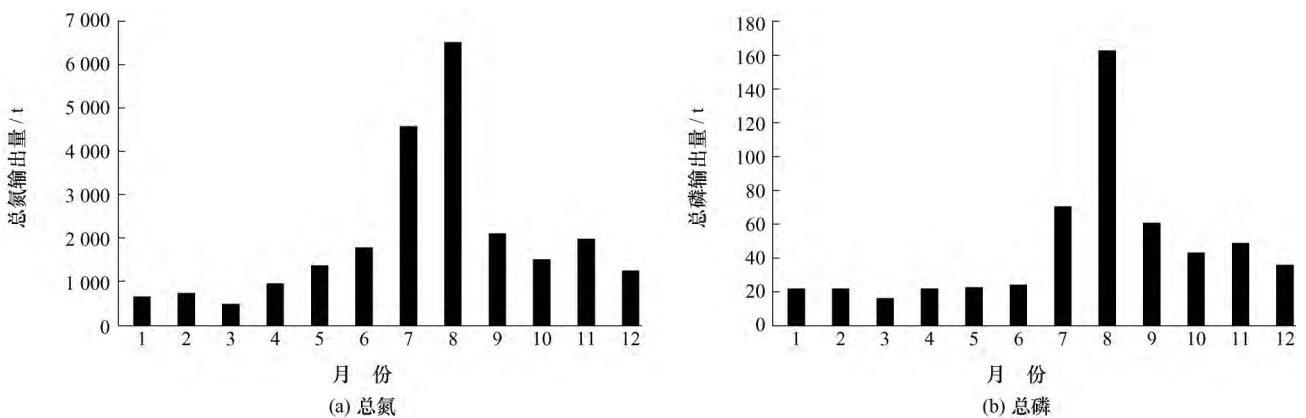


图 8 小清河流域总氮和总磷输出多年平均年内变化

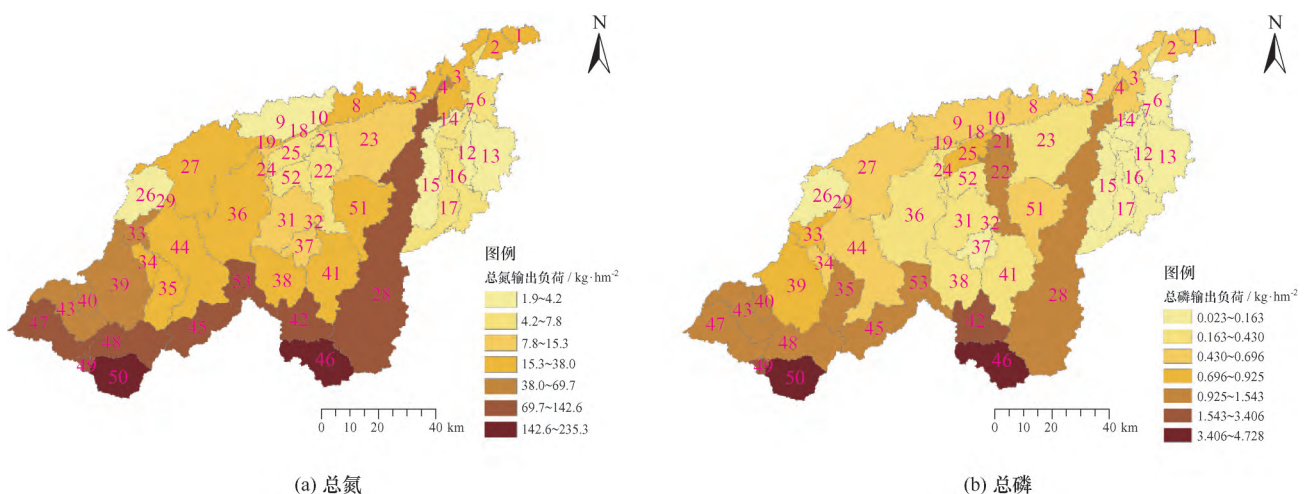


图 9 总氮和总磷负荷空间分布

表 8 小清河流域污染物多年平均逐月输出量占比

月 份	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	7—9 月占比
TN	2.85	3.13	2.12	4.09	5.78	7.52	18.90	26.91	8.81	6.33	8.31	5.24	54.62
TP	3.98	4.02	2.97	3.89	4.11	4.28	12.86	29.54	11.11	7.92	8.83	6.49	53.51

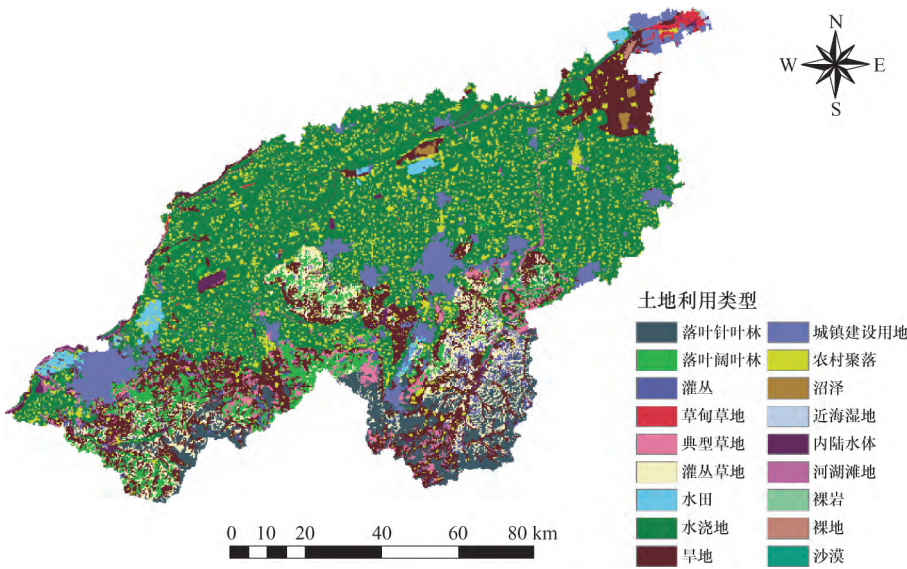


图 10 研究区土地利用分布

研究区的主要土地利用类型如图 10 所示，将相似的土地利用合并统计，统计结果如表 9 所列。由表 9 可知，研究区主要的土地利用类型为耕地，其次为草地和林地。从不同土地利用营养物输出强度来看，单位面积 TN 输出负荷最高的是林地，输出强度为 244.13 kg/hm²，其次为耕地、草地和沼泽，输出强度依次为 187.4 kg/hm²、48.5 kg/hm²和 40.6 kg/hm²；TP 输出负荷最高的也为林地，输出强度为 4.892 kg/hm²，其次为草地、耕地和沼泽。从不同土地利用输出量来看，TN 输出量最大的是耕地，达 148 151.04 t/a，其次为林地和草地。研究区耕地面积占绝大多数，而农业生产施用的化肥、农药使得耕地总氮输出量较大。而 TP 输出量高的分别是林地、耕地和林地，分别为 544.71 t/a、409.49 t/a、11.02 t/a。

流域不同区域的营养物输出负荷受多种因素所影响，如气候、水文、地形、土壤、土地利用和土地管理的方式^[28]。降水作为其中重要的驱动力因子之一，具有时空分布不均及不确定性等特点。营养物输出负荷高的区域很可能是强降雨作用下的结果，这意味着有些区域虽然自身营养物背景值低，但在强降雨的冲刷下，实际上输出负荷会很高。

小清河流域南部山区主要分布在历城区、博山区、沂源县境内及周边，该部分区域处于鲁中南低山丘陵区，而鲁中南为山东省地势最高、地形最复杂的中山丘陵区，坡度大，沟谷众多，冲蚀切割强烈，是山东省水土流失最严重的地区^[29]。南部山区主要土壤类型为棕壤、褐土和粗骨土，棕壤、褐土土壤土层

较薄、质地松散、砾石较多，保土保水性差，而粗骨土质地砾质性强，结构性差，根系少，疏松多孔，使得该区域极易发生水土流失^[30]。根据《山东省水土保持规划(2016—2030年)》，鲁中南低山丘陵区为山东省 4 个水土保持分区之一^[31]。另一方面，济南南部山区、沂源县以及博山区分别作为国家重点工程和省级重点治理工程及市级治理项目进行水土流失方面的重点治理^[32]。植被类型主要以针叶林为主，其中主要由松林和侧柏组成，阔叶林分布面积较少，树种结构单一，林相简单，且缺乏林下草类和枯枝落叶层，导致水土保持功能低下^[33]。

流域南部山区降水量也相较于其他区域更大，在降水、地形、植被覆盖等因素作用下使得该区域营养物输出负荷较其他区域更高。

表 9 不同土地利用类型总氮总磷输出负荷

土地类型	面积占比	单位面积负荷 /kg · hm ⁻² · a ⁻¹		总输出量 /t · a ⁻¹	
		TN	TP	TN	TP
耕地	69.956	187.4	0.518	148 151.04	409.49
林地	9.851	244.1	4.892	27 184.24	544.71
草地	20.108	48.5	0.782	11 018.53	11.02
沼泽	0.054	40.6	0.470	24.78	0.29
水体	0.031	0	0	0	0

3.4 氮磷流失负荷与降水的关系

为进一步探究小清河流域各区域氮磷输出负荷变化与降水的关系，对研究区模拟期内各子流域 TN、TP 输出负荷与降水量进行相关分析。各子流域 TN、TP 输出强度与降水决定系数空间分布如图 11 所示。

总体上看，降水作为营养物输出的驱动因子，氮磷营养物输出负荷均与降水呈正相关。非点源氮输出负荷与降水相关性强的区域主要集中在流域中上游，其中相关性最高的区域位于南部山区的 45、46、48、50 号子流域、流域中部的 31、32、36、38、41、53 号子流域，决定系数在 0.96 ~ 0.99 范围内，表明该范围内营养物的流失绝大部分是由于降水引起的。各子流域 TP 输出强度与降水相关性空间分布与 TN 有

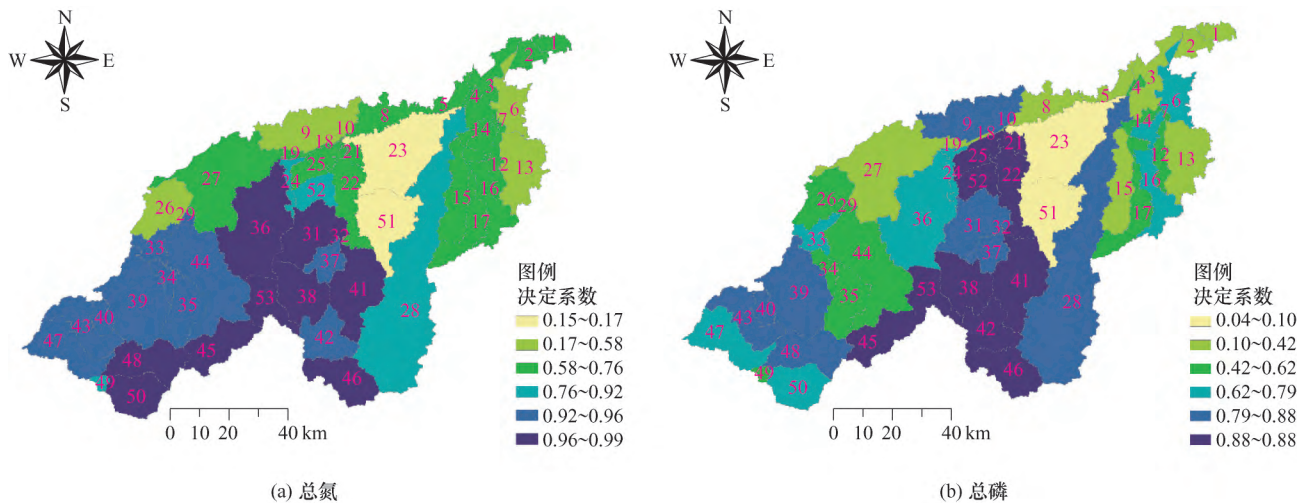


图 11 各子流域总氮和总磷输出负荷与降水决定系数空间分布

部分差别,如 9、21、22、25 和 52 号子流域 TP 输出强度与降水的关系要明显强于 TN 输出强度与降水的关系,而在 34、35 和 44 则相对较弱。氮磷与降水决定系数高的区域均主要分布在坡度较高的南部山区,而在南部山区粗骨土分布的区域决定系数更高。可能与粗骨土的物理性质有关,由于粗骨土大部分为分化的碎屑颗粒,本身通气和透水性都很好,导致保水保肥能力很差^[33],因而在降水的冲刷下,极易发生淋溶作用而随径流损失。同时研究表明,坡度是影响侵蚀的重要因子,坡度越大,相应的侵蚀量也越大^[35],而磷容易吸附到泥沙颗粒上,随泥沙迁移,导致这部分区域氮磷与降水的决定系数均较高。而氮磷与降水决定系数在 34、35、44 和 9、21、22、25 和 52 号子流域分布不同的原因可能与地形以及氮磷本身的物理性质的不同有关。该区域属于山前平原区,属于地形平坦的农业种植区,而农业生产施用的磷肥进入土壤后,较难溶解,且溶解的磷容易被土壤胶粒吸附,形成比较稳定的物质,在土壤中不易被释放和移动,而氮素易被淋洗而被径流携带流失^[36]。所以使得该部分区域氮磷输出负荷与降水的决定系数有一定的差异。

决定系数高的区域,营养物的输出与降水的大小密切相关;降水量大以及强降水都会引起营养物的大量流失,如果该区域自身营养物质含量高,则会造成更加严重的非点源污染。因此营养物质与降水相关性强的区域一定要加强管理,特别是农业区要严格控制化肥的施用量,合理施肥;林区则应对坡度较大的区域建立植草型沟渠,以乔、灌、草相结合的方式水土保持,减缓流速,削减径流量。

4 结 论

本研究主要结论如下:

(1) 运用 SWAT 模型对小清河流域水量和氮磷非点源污染迁移规律研究表明,SWAT 模型适用于该流域非点源污染模拟。

(2) TN 是研究区主要的非点源污染物,7—9 月份 TN 和 TP 输出占年输出总量的百分比分别为 54.62% 和 53.51%。

(3) 研究区氮磷负荷高的区域主要集中在流域南部山区地带,TN 输出强度最高的土地利用类型是林地,其次是林地、草地;TP 输出强度最高土地利用类型是林地、草地和耕地;TN 输出贡献最大的是耕地,占总输出的 79.5%,是研究区主要的污染源;TP 输出贡献最大的是林地,占总输出的 56.3%。

(4) 氮输出强度与降水相关性强的区域集中在流域中上游,决定系数在 0.92~0.99;磷输出强度与降水相关性强的区域集中在流域中部,决定系数在 0.79~0.99 之间。流域降水量增多会使得污染物流失增加。

本研究分析了小清河流域氮磷流失时空分布规律及氮磷流失负荷与降水的关系,主要分析了流域氮磷输出负荷在降雨驱动下,地形、地貌、土壤地质、植被、气象因素的对营养物质输出的综合影响,后续研究应进一步定量分析这些因素分别对营养物质输出负荷的影响,以及空间差异性的不同,明确影响不同区域营养物质输出主导因子和控制因素,为小清河流域水污染控制和治理提供科学指导。

参考文献:

[1] 付碧玉, 马友华, 吴靓, 等. 遥感在农业面源污染中的应用研究[J]. 中国农学通报, 2014, 31(5): 182-188.

[2] BOERS P C M. Nutrient emissions from agriculture in the Netherlands, causes and remedies [J]. Water Science & Technology, 1996, 33(4): 183-189.

[3] GILLILAND M W, BAXTER-POTTER W. A geographic information system to predict non-point source pollution potential [J]. Journal of the American Water Resources Association, 1987, 23(2): 281-291.

[4] 袁一斌, 毛萍, 晷晓辉, 等. 农业非点源污染 SWAT 模型研究态势及研究前沿知识图谱 [J]. 应用与环境生物学报, 2018, 24(5): 1050-1057.

[5] 黄广灵, 黄本胜, 邱静, 等. 基于水文分割法的流溪河干流典型断面非点源污染负荷估算 [J]. 水利水电技术, 2017, 48(12): 118-124.

[6] 蒋金, 安娜, 张义, 等. 水文过程中降雨径流对非点源污染的影响 [J]. 安徽农业科学, 2012, 40(6): 3529-3531.

[7] 邬伦, 李佩武. 降雨—产流过程与氮、磷流失特征研究 [J]. 环境科学学报, 1996, 16(1): 111-116.

[8] 罗专溪, 朱波, 王振华, 等. 川中丘陵区村镇降雨特征与径流污染物的相关关系 [J]. 中国环境科学, 2008, 28(11): 1032-1036.

[9] 崔玉洁, 刘德富, 宋林旭, 等. 高岚河不同降雨径流类型磷素输出特征 [J]. 环境科学, 2013, 34(2): 555-560.

[10] 程红光, 郝芳华, 任希岩, 等. 不同降雨条件下非点源污染氮负荷入河系数研究 [J]. 环境科学学报, 2006, 26(3): 392-397.

[11] 马东, 杜志勇, 吴娟, 等. 强降雨下农田径流中溶解态氮磷的输出特征——以崂山水库流域为例 [J]. 中国环境科学, 2012, 32(7): 1228-1233.

[12] 张乃明, 余扬, 洪波, 等. 滇池流域农田土壤径流磷污染负荷影响因素 [J]. 环境科学, 2003, 24(3): 155-157.

[13] 郝导华, 马晓丽, 张美. 小清河入海口现状及治理探索 [J]. 山东水利, 2015(2): 22-23.

[14] 武晶. 应用鱼类完整性指数 (F-IBI) 评价小清河健康状况 [D]. 天津: 天津大学, 2015.

[15] 周雨露, 杨永峰, 袁伟影, 等. 基于 GIS 的济南小清河流域生态敏感性分析与评价 [J]. 西北林学院学报, 2016, 31(3): 50-56.

[16] 张淑敏, 张宝雷. 小清河流域土地利用变化及其对生态系统服务价值的影响 [J]. 山东农业大学学报(社会科学版), 2013, 15(2): 71-74.

[17] 尹凯. 小清河流域生态补偿问题研究 [D]. 山东: 山东农业大学, 2014.

[18] 王琼. 基于 SWAT 模型的小清河流域氮磷污染负荷核算及总量控制 [D]. 烟台: 中国科学院烟台海岸带研究所, 2015.

[19] 林晓娟. 岳城水库流域非点源污染研究及关键源区识别新方法探讨 [D]. 天津: 天津大学, 2014.

[20] 赵刚, 徐宗学, 董晴晴, 等. 不同管理措施对密云水库流域水量水质变化的影响 [J]. 南水北调与水利科技, 2017, 15(2): 80-88.

[21] 徐宗学. 水文模型 [M]. 北京: 科学出版社, 2009.

[22] 王中根, 刘昌明, 黄友波. SWAT 模型的原理、结构及应用研究 [J]. 地理科学进展, 2003, 22(1): 79-86.

[23] 郝芳华, 程红光, 杨胜天. 非点源污染模型 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2006.

[24] 袁一斌, 毛萍, 晷晓辉, 等. 农业非点源污染 SWAT 模型研究态势及研究前沿知识图谱 [J]. 应用与环境生物学报, 2018, 24(5): 1050-1057.

[25] 李高明, 铁柏清, 李杰峰, 等. 湖南典型土壤类型和耕作方式的氮磷损失特征研究 [J]. 湖南农业科学, 2009(4): 52-54.

[26] NEITSCH S L, ARNOLD J G, KINIRY J R, et al. Soil and water assessment tool theoretical documentation [M]. Texas: Texas Water Resources Institute, 2011.

[27] MORIASI D N, ARNOLD J G, LIEW M W V, et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations [J]. Transactions of the ASABE, 2007, 50(3): 885-900.

[28] GAO C, ZHU J G, ZHU J Y, et al. Nitrogen export from an agriculture watershed in the Taihu Lake area, China [J]. Environmental Geochemistry and Health, 2004, 26(2): 199-207.

[29] 刘福臣, 方静, 黄怀峰. 鲁中南低山丘陵区水土流失原因及治理措施 [J]. 水土保持通报, 2008, 28(4): 170-171.

[30] 刘沙. 济南市南部山区生态安全评价研究 [D]. 山东: 山东师范大学, 2014.

[31] 山东省人民政府. 山东省水土保持规划(2016—2030年) [Z]. 济南: 山东省人民政府, 2016.

[32] 济南市人民政府. 济南市南部山区生态补偿实施方案 [Z]. 济南: 济南市人民政府, 2018.

[33] 李文倩. 城镇化背景下的济南岩溶山区环境扰动特征研究 [D]. 济南: 山东师范大学, 2015.

[34] 于亚莉, 史东梅, 蒋平, 等. 三峡库区不同生境下桑树林地土壤结构稳定性与持水性能 [J]. 水土保持学报, 2016(6): 246-252.

[35] 马义娟, 苏志珠. 晋西北地区环境特征与土地荒漠化类型研究 [J]. 水土保持研究, 2002, 9(3): 124-126.

[36] 李高明, 铁柏清, 李杰峰, 等. 湖南典型土壤类型和耕作方式的氮磷损失特征研究 [J]. 湖南农业科学, 2009(4): 52-54.

(责任编辑 王海锋)