

基于 AnnAGNPS 模型的胶东半岛大沽河流域 非点源污染模拟研究

王晓利^{1,2}, 姜德娟^{1*}, 张 华¹

(1.中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室(烟台海岸带研究所) 中国科学院烟台海岸带研究所, 山东 烟台 264003;
2.中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要:在检验了农业非点源污染模型——AnnAGNPS 模型在胶东半岛大沽河流域适用性的基础上,估算了 1998—2011 年大沽河流域的年径流量和可溶性氮负荷,其多年均值分别为 $3.58 \times 10^8 \text{ m}^3$ 和 $4.27 \times 10^3 \text{ t}$,其中,受流域年内降水分布和水库、拦河闸(坝)等水利工程、农田灌溉以及排污排废等人类活动的影响,6—9 月(汛期)是径流量和可溶性氮负荷入海的主要时段,而非汛期的输出量则较小。空间上,流域南部可溶性氮负荷量明显大于流域北部,这与流域南部以耕地为主的土地利用类型以及工业、生活排污排废等关系密切,耕地施肥是大沽河流域可溶性氮的主要来源,其次为居民地。情景分析表明,减少化肥施用量以及采取保护性耕作措施均能降低大沽河流域非点源污染负荷的输出量,但在不影响作物产量的前提下适当减少施肥量及采取秸秆留茬覆盖是流域非点源污染控制比较有效的措施。

关键词: AnnAGNPS 模型;非点源污染;情景分析;大沽河流域

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2014)07-1379-09 doi:10.11654/jaes.2014.07.018

Simulation of Non-point Source Pollution in Dagu Watershed, Jiaodong Peninsula Based on AnnAGNPS Model

WANG Xiao-li^{1,2}, JIANG De-juan^{1*}, ZHANG Hua¹

(1.Key Laboratory of Coastal Environmental Processes and Ecological Remediation, Yantai Institute of Coastal Zone Research (YIC), Chinese Academy of Sciences(CAS), Yantai 264003, China; 2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Non-point source pollution is characterized with wide scale, great casualness, and poor predictability. In this study, the AnnAGNPS (Annualized Agricultural Non-Point Source) model was calibrated and validated in Dagu watershed of Jiaodong Peninsula with observed runoff and dissolved nitrogen data. The spatio-temporal distribution of dissolved nitrogen load was then estimated using the calibrated model. Annual average runoff and dissolved nitrogen load from Dagu watershed into Jiaozhou bay were $3.58 \times 10^8 \text{ m}^3$ and $4.27 \times 10^3 \text{ t}$, respectively, occurring mainly during flood-season from June to September. Both were influenced by meteorological factors such as seasonal precipitation distribution, intensive human activities such as reservoir and dam operation, farmland irrigation and sewage waste discharge. Spatially, the dissolved nitrogen load was greater in southern than in northern part, which was due to agricultural activities and industrial and domestic sewage discharges. Fertilization contributed mainly to dissolved nitrogen load in Dagu watershed, followed by sewage waste discharge from residential areas. Based on scenario simulation, reducing chemical fertilizers and practicing conservation tillage could decrease nutrient load from Dagu watershed without lowering crop production.

Keywords: AnnAGNPS model; non-point source pollution; scenario analysis; Dagu watershed

收稿日期:2013-12-12

基金项目:国家自然科学基金项目(40901028);水利部公益性行业科研专项经费项目(201301089);中国科学院重点部署项目(KZZD-EW-14)

作者简介:王晓利(1985—),女,四川广元人,博士研究生,主要从事 GIS 以及流域水文水环境模拟研究。E-mail:xlwang@yic.ac.cn

*通信作者:姜德娟 E-mail:djjiang@yic.ac.cn

随着经济社会的快速发展,流域生态环境问题日趋严峻,非点源污染已逐渐超过点源污染,成为水环境恶化的主要因素之一^[1-2]。非点源污染范围广、程度深,且具有较强的随机性、潜伏性以及滞后性,因此比较难以测定和控制^[3]。近年来,越来越多的国内外学者应用非点源污染模型对流域污染物负荷进行模拟估算,并结合土地利用类型、农业管理模式等方面,制定和评价流域的管理措施,取得了一定的研究成果^[1-5]。

AnnAGNPS 模型(Annualized Agricultural Non-point Source Pollution Model)作为长期、连续型农业非点源污染模型,适用于模拟估算流域的径流量、泥沙侵蚀量以及氮、磷等污染物负荷量,并进行关键源区的识别和流域最佳管理措施的评价等^[6-7]。该模型已在国内外得到了普遍的应用,如美国 Lyndon 等^[8]应用 AnnAGNPS 模型模拟估算了北达科他州的 Pipestem Creek 流域的径流量和非点源污染负荷,Tomer 等^[9]利用其模拟估算了密西西比河上游流域湿地对营养盐污染负荷的削减效果,研究成果对当地湿地保护以及流域综合管理具有重要意义。该模型在美国的 Redrock Creek 流域^[10]、Little River 流域^[11]、夏威夷考艾岛地区^[12]以及密西西比三角洲^[6]等地区也得到了广泛应用。此外,该模型在加勒比海地区的圣卢西亚流域^[13]以及马来西亚的 Tasik 流域^[4]等研究区也得到了应用。在我国,AnnAGNPS 模型多应用于自然流域径流量和污染物负荷的模拟估算^[1-3,14-17],也有少量针对单一行政区非点源输出与管理的相关研究^[18]。入海河流是陆地区域人类活动影响河口及近海环境与生态系统的纽带^[19],沿海高强度的人类活动(如土地利用强度大、农药化肥大量使用、城市快速扩展、水库/大坝修建及运行等)使得入海河流流域的水文与水环境状况尤为复杂,进而对近海生态与环境产生深刻影响。应用非点源污染模型对入海河流的径流量以及污染物入海通量进行模拟估算,能定量评价陆地区域人类活动对河口以及海湾水生态环境的影响,从而为沿海区域的环境保护与治理提供参考依据。

大沽河是胶东半岛最大的入海河流,是青岛市的重要水源地,被称为青岛市的“母亲河”。大沽河自烟台市的招远由北曲折南流,途经栖霞、莱阳、莱西、平度、即墨、胶州以及城阳等县、市(区),在胶州市营海镇码头村汇入胶州湾。研究表明,胶州湾自 1960 年以来,氮、磷含量不断增加,富营养化程度日趋严重,海湾生态环境问题严峻^[20-21]。大沽河是胶州湾陆源无机氮、磷输入的主要来源,其输入很大程度上加剧了胶

州湾的环境污染^[22-23]。大沽河流域属于典型的农业流域,化肥施用量较大,加上流域内城镇及农村居民的生活污水、废水以及禽畜养殖排污排废,导致流域非点源污染较重。邹桂红等^[2,24]在该流域应用 AnnAGNPS 模型开展了非点源污染输出的相关研究,但研究区仅涉及张家院水文站出口以上的小范围流域区域(大沽河上游区域),而大沽河中下游区域集中了流域内大多城镇、工业企业以及大部分农村、人口、禽畜养殖等,人类活动更为复杂。本文将综合考虑全流域(大沽河起源地至胶州湾入海口)范围内的点源与非点源污染,检验 AnnAGNPS 模型在大沽河全流域的适用性,估算流域的入海径流量和污染负荷量,并探讨流域非点源污染输出量的空间分布特征及其与土地利用结构之间的关系,在此基础上,评价不同农业管理措施对流域污染负荷输出量的影响,以期为大沽河水环境治理以及胶州湾水环境保护提供参考依据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

大沽河流域位于胶东半岛西部,东经 120°03'~120°25'、北纬 36°10'~37°12'(图 1),基于 AnnAGNPS 模型提取的流域面积约 4900 km²。流域属于华北暖温带沿海湿润季风气候区,夏季炎热多雨,冬季寒冷干燥,春、秋季冷暖适中,但干旱少雨。流域多年(1981—2011 年)平均气温为 12.3℃,多年平均降水量为 644.7 mm,降水主要集中在 6—9 月,约占全年降水总量的 71.8%。流域土壤类型主要为棕壤(45.3%)、砂姜黑土(25.3%)、潮土(14.5%)等,天然植被类型主要为针叶林,土地利用类型主要以耕地(89%)为主。流域地形北高南低,地形坡度自北向南逐渐变缓。大沽河流域上游无大的城镇分布,点源排放可以忽略^[2];而中下游城镇分布工业企业以及畜禽养殖、农村生活污染等较多,人类活动复杂。

1.2 AnnAGNPS 模型

AnnAGNPS 模型是由美国农业部农业研究局(USDA-ARS)和自然资源保护局(NRCS)联合研制的用于非点源污染研究及流域管理措施评价的分布式模型,该模型依据流域地形水文特征划分集水单元,以日为计算步长,可长期连续地对各集水单元逐日及累计的径流、泥沙以及营养盐等输出量进行模拟估算,能较好地用于评估污染物累积负荷对流域环境的长期影响^[25]。模型与 GIS 紧密集成,能自动提取众多

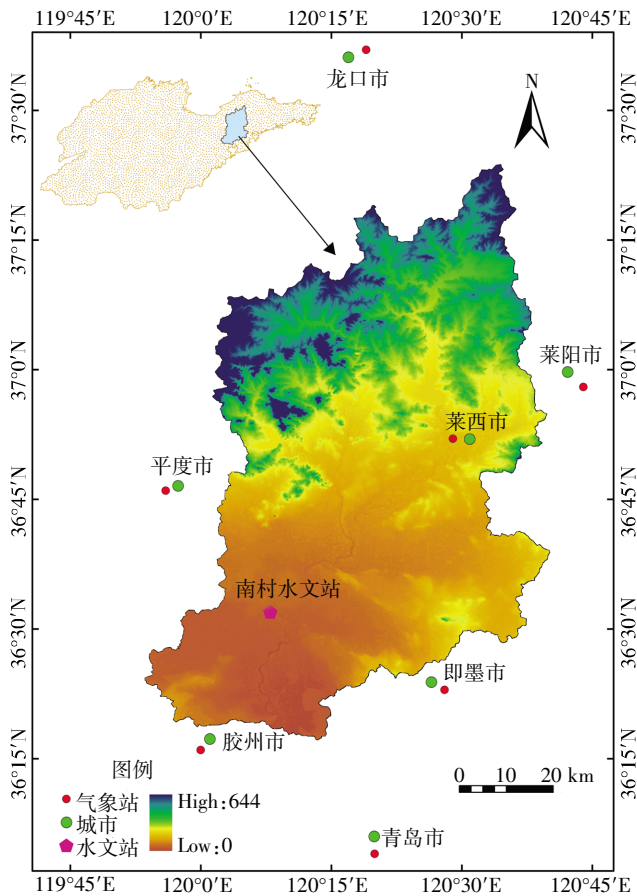


图 1 大沽河流域位置示意图

Figure 1 Location of Dagou watershed

参数,且模拟结果的可视化程度较高。

AnnAGNPS 模型主要由水文子模块、土壤侵蚀子模块以及污染物迁移子模块体现。模型采用土壤水量平衡方程和 SCS-CN 径流曲线方程计算流域的径流量;采用修正的通用土壤流失方程 RUSLE 计算泥沙侵蚀量;氮、磷等的输出分别按照可溶态和颗粒吸附态计算,养分的平衡浓度采用一级动力学方程计算,输出量计算则采用与 CREAMS 模型相同的公式。

1.3 模型数据库构建

1.3.1 气象数据

气象数据来自中国地面气候资料日值数据集和中国辐射日值数据集,采用莱西、即墨、胶州、平度、莱阳、龙口和青岛 7 个气象站点 1998—2011 年的逐日气象数据(降水、最高和最低温度、风速、太阳辐射值等),露点温度通过经验公式计算^[16],最终运用模型天气发生器制备日气象数据输入文件(DayClim.inp),并结合实测数据进行校正。流域气象要素平均值通过对气象站点进行泰森多边形插值获取。降雨侵蚀力因子(R)和 10 年一遇的降雨侵蚀力(EI₁₀)分别参照 Wis-

chmeier 经验法^[26]以及 Renard 和 Freimund 的经验公式进行估算,计算得出大沽河流域的 R 和 EI₁₀ 分别为 2 625.54 MJ·mm·hm⁻²·h⁻¹·a⁻¹ 和 1 457.22 MJ·mm·hm⁻²·h⁻¹·a⁻¹。

1.3.2 地形参数

采用来自于 NASA 和 NIMA 联合测量的 SRTM DEM 数据集中的大沽河流域区域 SRTM DEM 为数据源(90 m×90 m 分辨率),利用地形参数模块(TOPAGNPS)完成集水单元(Cell)和排水沟道(Reach)的自动划分,生成集水单元文件(AnnAGNPS_cell.dat)和沟道参数文件(AnnAGNPS_reach.dat),主要包括集水单元和沟道的面积、平均高程、坡度、坡向以及坡长等。集水单元离散化的大小依据定义的临界源面积(CSA)和最小源头沟道长度(MSCL)来确定,本研究根据大沽河流域实际地表状况,将 CSA 和 MSCL 分别取为 100 hm² 和 2000 m,最终将流域划分为 2312 个集水单元和 929 个沟道。

1.3.3 土壤及土地利用数据

土壤数据包括空间数据和属性数据两方面,主要来自于中科院南京土壤所,数据分辨率为 1:100 万。采用 Cubic 插值法将大沽河流域土壤类型的粒径数据转换为美制标准,利用相关经验公式^[27]和土壤水特性软件 SPAW(Soil Plant Atmosphere Water)确定各土壤类型的土壤水文组、侵蚀因子、质地、容重、饱和导水率、田间持水量以及凋萎系数等。土壤有机氮、无机氮以及有机磷、无机磷的含量分别按照总氮的 96%、4%和总磷的 15%、85%的比例进行转换^[1]。流域土地利用数据根据 2005 年的 Landsat TM 遥感影像解译获得,分辨率为 1:10 万(图 2)。综合考虑模型要求以及山东省土地资源开发、利用和保护的历史与现状特征,将土地利用类型进行重新分类和编码,共分为耕地、林地、草地、水体、城镇、农村、交通工矿以及未利用地 8 个类型^[28]。

1.3.4 其他参数

通过实地调查,本文充分考虑流域实际作物种植类型与规模,将作物类型概括为小麦、玉米、大豆以及花生。作物参数主要参考该模型自带的作物数据库(Crop.xls)、美国农业手册号 AH-703 以及青岛市统计年鉴进行确定;农事管理参数主要通过实地调研获得;施肥参数主要依据农田施肥实地调查、青岛市统计年鉴以及相关参考文献^[2]等确定,同时,考虑到流域内有机肥主要来源于禽畜养殖,有机肥施用量是结合畜禽养殖业污染物排放标准^[29]以及大沽河流域禽畜

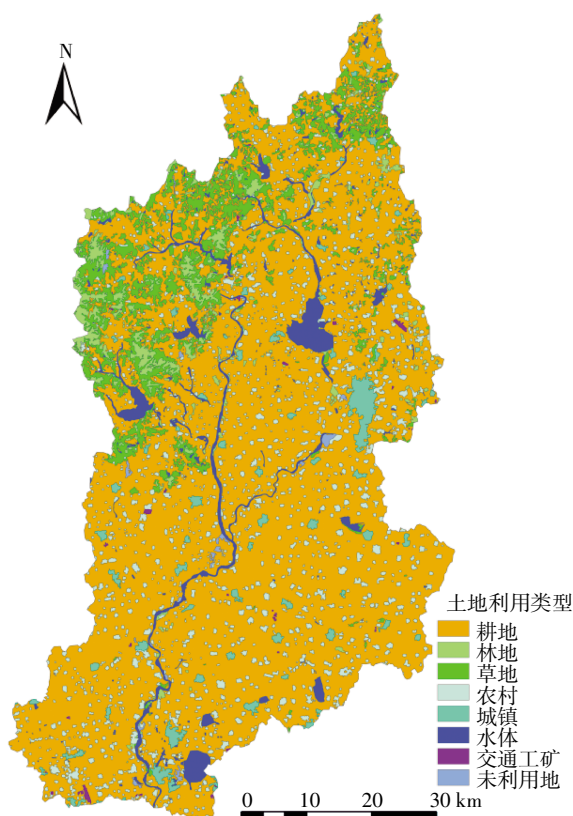


图2 大沽河流域土地利用图

Figure 2 Map of land use in Dagu watershed

养殖统计数据综合计算获得;农村生活污染负荷量主要根据流域内统计人口数量以及污水综合排放标准^[30]计算获得;模拟过程中主要考虑了青岛万福集团、凤凰东翔印染厂、永昌因特皮革厂等工业点源。

CN 值用于描述降雨与径流之间的关系,是影响径流、污染负荷输出的重要因素之一。CN 值反映降雨前期流域特征,与流域土壤前期湿润状况(AMC)、土壤类型、湿度以及覆被状况等相关。参照模型资料,根据大沽河流域植被覆盖、土地利用类型、水文状况以及土壤水文组等信息确定出各土地覆被类型的 CN 值,其中,林地、草地以及未利用地等的 CN 值根据植被覆盖度来确定,耕地依据各类作物的生长季节进行调整。

1.4 模型校准与验证

模型校准是指结合实测值和模拟值,在合理的取值范围内反复调试模型参数,使模拟值的误差达到精度要求。首先对径流量进行校准与验证,采用大沽河流域南村水文站(流域内具备长期数据资料最下游的站点,控制流域面积约 3724 km²,可代表流域径流的总体特征)出水口断面处 1998—2011 年的径流监测数据对径流量进行校准和验证,其中 1998—2004 年

为校准期,2005—2011 年为验证期。其次,选取南村水文站出水口断面处 1998 年 5 月、8 月以及 1999 年 8 月和 2001 年 8 月的实测可溶性氮浓度对可溶性氮负荷进行校准。

模型模拟结果采用相对误差 D_v 、决定系数 R^2 以及 Nash-Sutcliffe 效率系数 E_{ns} 等指标进行评价。率定的精度要求为:径流量模拟值和实测值的相对误差 D_v 在 $\pm 20\%$ 以内,相关系数 R^2 大于 0.6, Nash-Sutcliffe 效率系数大于 0.5;可溶性氮负荷月模拟值和实测值的 D_v 在 $\pm 30\%$ 以内, R^2 大于 0.6, E_{ns} 大于 0.5^[31]。

2 结果与讨论

2.1 模拟精度检验

2.1.1 径流量校准与验证

影响模型径流输出的参数主要有 CN 值(表 1)、田间持水量(FC)等,结合流域实际情况,参照模型手册等,采用试错法反复调试 CN 值和田间持水量(FC)等,使模拟值和实测值最大程度接近。年径流量模拟值与实测值对比情况如图 3 所示,模拟评价结果如表 2 所示,其中,校准期和验证期的 D_v 绝对值均小于 20%、 R^2 达到 0.75 以上、 E_{ns} 均大于 0.55。可见,年径流量的模拟结果符合模型率定的精度要求。

在此基础之上,进一步对月尺度进行校准和验证。从表 3 和图 4 可见,月径流量实测值与模拟值比较接近,其中,校准期和验证期的 D_v 绝对值均小于 20%、 R^2 达到 0.65 以上、 E_{ns} 均大于 0.6,符合模型率定的精度要求,可见模型能较好地模拟大沽河流域的径

表 1 大沽河流域不同土地利用类型的 CN 值

Table 1 Soil conservation service curve numbers(CN) under various land cover in Dagu watershed

土地覆盖类型	水文条件	不同土壤水文组 CN 值			
		A	B	C	D
小麦	差	65	76	80	83
	好	57	66	72	75
玉米	差	67	77	82	86
	好	57	66	72	75
大豆	差	70	78	82	86
	好	57	66	72	75
花生	差	63	74	80	83
	好	57	66	72	75
林地	—	36	54	66	72
草地	—	49	60	71	76
居民地	—	70	81	89	92
未利用地	—	62	74	83	88

表 2 1998—2011 年径流量年均值模拟评价结果

Table 2 Evaluation results of simulated annual runoff from 1998 to 2011

时期	年径流量多年均值(亿 m ³)		$D_v/\%$	R^2	E_{ns}
	实测值	模拟值			
校准期	1.774	2.072	-16.8	0.966	0.888
验证期	2.159	1.940	10.13	0.765	0.554

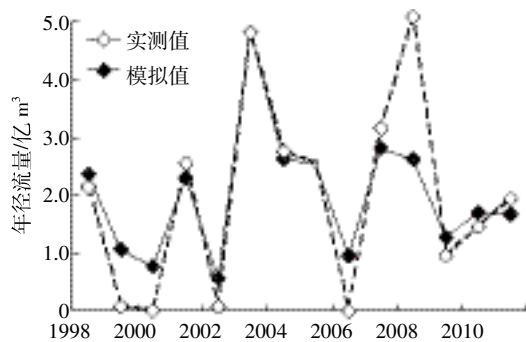


图 3 1998—2011 年径流量实测值和模拟值对比

Figure 3 Comparison of observed and simulated annual runoff from 1998 to 2011

表 3 1998—2011 月径流量值模拟评价结果

Table 3 Evaluation results of simulated monthly runoff from 1998 to 2011

时期	径流量月均值(亿 m ³)		$D_v/\%$	R^2	E_{ns}
	实测值	模拟值			
校准期	0.15	0.17	-15.44	0.655	0.651
验证期	0.18	0.16	10.85	0.655	0.631

流量。其中,2008 年径流量的模拟值与实测值相对误差达 48%,模拟值远低于实测值,说明模型对个别年份的模拟结果仍存在一定的不确定性;就月径流量而言,存在枯水期被高估、丰水期略被低估的情况。

2.1.2 可溶性氮负荷校准

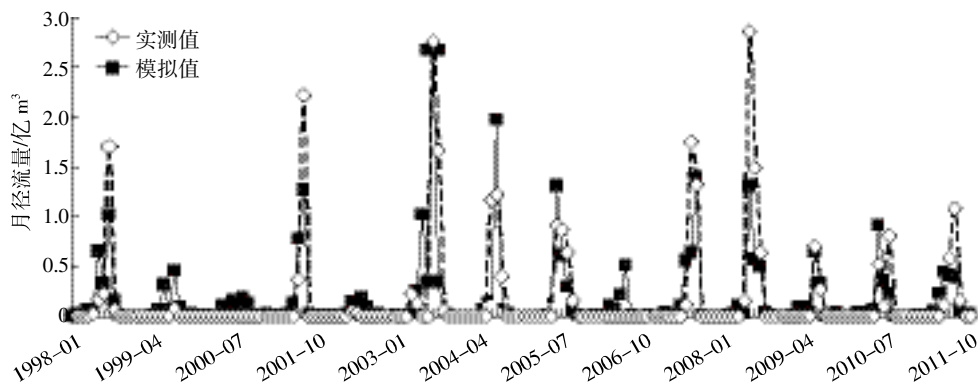


图 4 1998—2011 年月径流量实测值和模拟值对比

Figure 4 Comparison of observed and simulated monthly runoff from 1998 to 2011

氮营养盐输出的主要敏感参数有施肥量、CN 值、耕作管理因子(C)以及田间持水量(FC)等,调整以上敏感因子,使得可溶性氮负荷模拟值与实测值最大程度接近^[3]。经过反复调试,校准期月可溶性氮负荷实测值与模拟值之间的相对误差 D_v 为 12.9%, R^2 为 0.983, E_{ns} 为 0.668,符合率定精度评价要求(图 5)。

由图 5 可知,大沽河流域在 8 月份(汛期)的可溶性氮负荷相对较高,5 月份(非汛期)相对较低。结合径流年内分布特征分析可知,汛期径流量相对较大,污染负荷也相应增加;而非汛期径流少甚至出现河道断流现象,因此非汛期污染负荷输出很低。其中,1999 年 8 月径流量偏低,导致可溶性氮负荷也相应较低。总体而言,AnnAGNPS 模型适用于大沽河流域可溶性氮负荷的模拟。

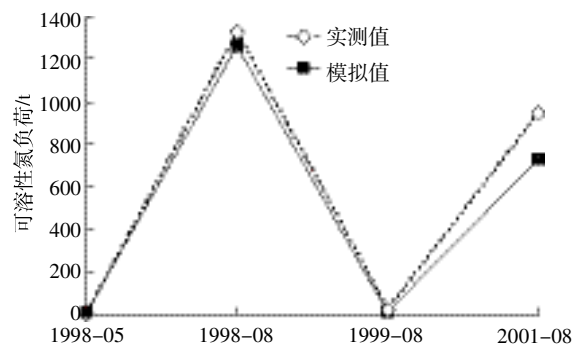


图 5 单月可溶性氮负荷实测值与模拟值对比

Figure 5 Comparison of observed and simulated monthly dissolved nitrogen

2.2 大沽河流域 AnnAGNPS 模型模拟结果

2.2.1 径流量输出模拟

应用率定后的 AnnAGNPS 模型模拟估算大沽河流域 1998—2011 年的径流以及可溶性氮负荷的输出

量。1998—2011年,大沽河排入胶州湾的年均淡水入海量约为 $3.58 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。其中,年径流输出主要集中在6—9月(汛期),该时段径流输出占年内径流输出总量的89.1%,而非汛期径流量则较小。由图6、图7可知,大沽河流域年尺度和月尺度的径流输出与相应尺度降水量之间存在一定的相关性:降水量越大,径流输出量越大。大沽河流域属于暖温带沿海湿润季风气候区,降水是地表径流的主要来源,降水量的变化对径流变化影响强烈。因此,大沽河流域呈现出汛期降水丰盈、非汛期降水稀少的特点,导致年径流量主要集中在汛期。此外,大沽河流域中上游建有百余座大、中、小型水库和拦河闸(坝),加上农田灌溉、排污排废等人类活动,对流域的水文循环系统和水环境状况产生了强烈的影响,很大程度改变了径流的输出特征,特别是降低了流域在非汛期的径流输出,在多个年份大沽河非汛期的径流输出量接近0(图7)。

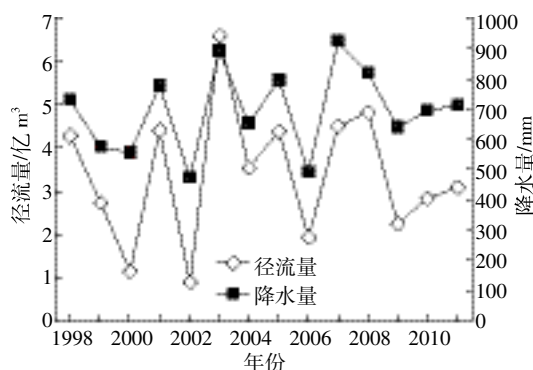


图6 1998—2011年大沽河流域年径流量与年降水量的时间序列图

Figure 6 Dynamics of annual runoff and precipitation in Dagu watershed from 1998 to 2011

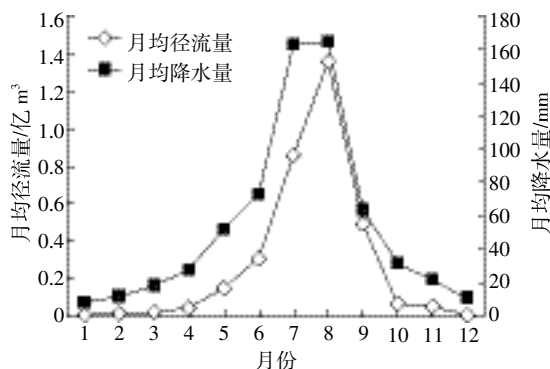


图7 1998—2011年大沽河流域月均径流量与月均降水量的年内分布

Figure 7 Distribution of monthly mean runoff and precipitation in Dagu watershed from 1998 to 2011

2.2.2 可溶性氮负荷输出模拟

1998—2011年,大沽河排入胶州湾的年均可溶性氮负荷为 $4.27 \times 10^3 \text{ t}$,与Hou等^[32]的研究结果比较接近。Hou等^[32]应用N-SPECT模型对胶东半岛主要流域非点源污染模拟的结果表明,大沽河年均总氮输出量约为 $5.50 \times 10^3 \text{ t}$ 。从年内分布来看,大沽河流域可溶性氮负荷输出量主要集中在6—8月(图8),与降水量和径流量的年内分布特征较一致。径流是流域营养盐迁移与输出的基本动力条件,而降水条件则通过对径流过程的控制影响着营养盐的输移过程及入海通量^[19]。大沽河流域汛期降水量和径流量较大,可溶性氮负荷输出量也较大,而非汛期干旱少雨,径流量和可溶性氮负荷输出量相应也较小(图9)。此外,流域内一系列水利工程以及灌溉用水、排污排废等人类活动通过对径流的控制,也影响了可溶性氮负荷的输出量,尤其在非汛期,径流输出量很小(图9),从而导

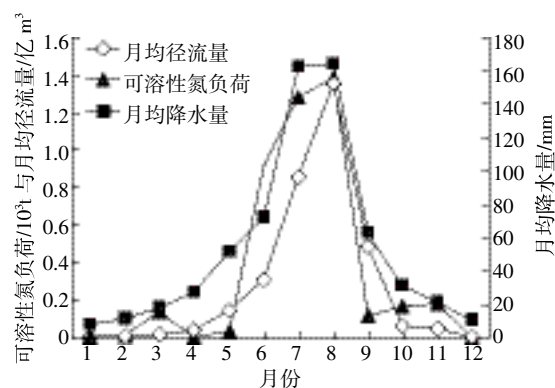


图8 1998—2011年大沽河流域月均可溶性氮负荷与月均径流量及降水量年内分布

Figure 8 Distribution of monthly mean dissolved nitrogen, runoff and precipitation in Dagu watershed from 1998 to 2011

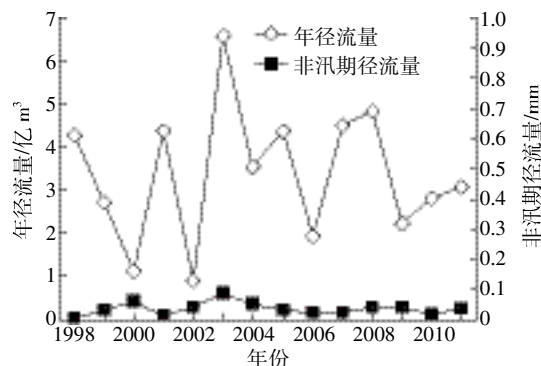


图9 1998—2011年大沽河流域年径流量与非汛期径流量的时间序列图

Figure 9 Dynamics of annual runoff and non-flood season runoff in Dagu watershed from 1998 to 2011

致非汛期可溶性氮负荷的输出及入海通量相对较低。

就空间分布而言,大沽河流域可溶性氮负荷输出量的多年均值南部明显大于北部(图 10)。大沽河流域地形北高南低,北部大多为山地丘陵区,土地利用以耕地和草、林地为主,草、林地会对营养盐产生一定的吸附和固定作用;南部则为平原地区,土地利用类型主要为耕地,且该区域城镇分布以及人口密度均较高,工业、生活排污排废相对较大,因而会产生较多的污染物负荷。

2.2.3 可溶性氮负荷输出量与土地利用之间的关系

流域不同土地利用类型可溶性氮负荷的单位面积输出量及贡献率如表 4 所示。可见,1998—2011 年期间,耕地是流域可溶性氮输出的主要区域,居民地

表 4 各土地利用类型的可溶性氮负荷及贡献率
Table 4 Export loading and contribution rates of dissolved nitrogen in different land use types

土地利用类型	面积/km ²	可溶性氮	
		单位面积输出量/kg·km ⁻²	贡献率/%
耕地	4 409.976	966.6	99.913
居民地	59.969	51.35	0.072
林地	59.453	0.73	0.001
草地	303.896	1.61	0.012
其他	108.379	0.85	0.002
合计	4 941.673	—	100

次之,草地以及林地的可溶性氮输出均占很小的比例。其原因主要在于大沽河流域是典型的农业流域,耕地面积约占流域总面积的 89.3%,农田大量施肥导致耕地的可溶性氮输出量最大,而其他土地利用类型的可溶性氮输出则相对较低。

2.2.4 非点源污染控制情景模拟与分析

利用验证后的模型,从施肥量控制和实施保护性耕作等农业管理措施方面设计大沽河流域非点源污染控制情景,并评价各情景下可溶性氮负荷的削减效果。具体如下:有研究表明^[3],降低 30%的化肥施用量不会对农作物的产量产生影响,因此可将化肥施用量分别减少 20%和 30%,调整化肥的输入参数;免耕、少耕等减少耕地扰动措施对土壤的入渗性能、物理结构以及土地肥力等均有较好的改善作用,而在作物收获后采取留茬覆盖措施则能有效减少水土和养分流失^[34-36],因此分别设计少耕(减少耕地扰动)以及作物收获后留茬 30%(收获后秸秆留茬 30%,农田植被覆盖度将增加 50%)两种保护性耕作措施情景。这 4 种情景下大沽河流域非点源污染负荷削减结果如表 5 所示。

由表 5 可见,减少化肥施用量能明显降低可溶性氮负荷的输出量,且化肥施用量越少,污染负荷输出量相应越小。保护性耕作措施也降低了污染物负荷的输出量,但相对而言,实施秸秆留茬覆盖能更好地削减大沽河流域可溶性氮负荷的输出量。

总的来说,减少化肥施用量以及采取保护性耕作

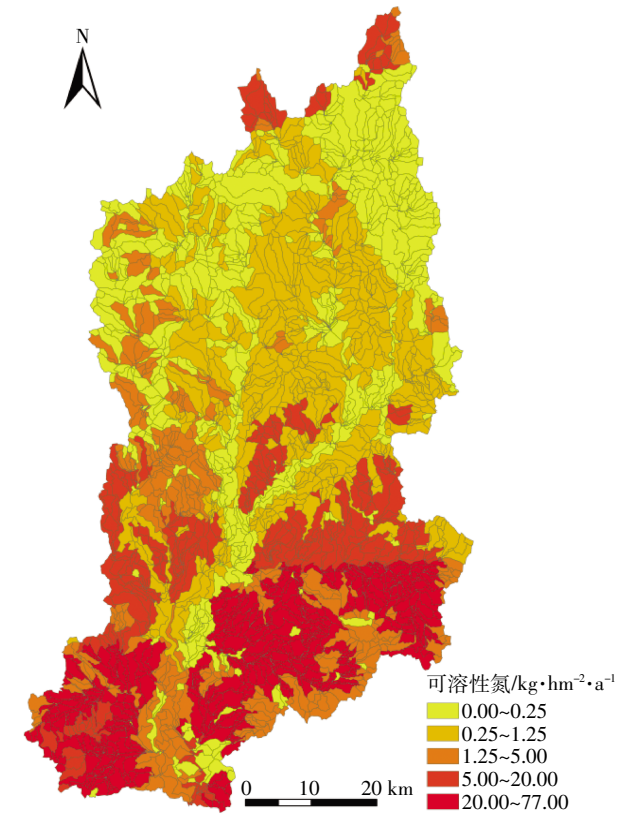


图 10 大沽河流域可溶性氮 14 年均值的空间分布图
Figure 10 Spatial distribution of 14-year mean values of dissolved nitrogen in Dagou watershed

表 5 不同情景下非点源污染削减结果
Table 5 Reduction of non-point source pollution under different scenarios

项目	现状/ 10 ³ t	减少施肥量				保护性耕作			
		20%		30%		少耕		秸秆留茬覆盖	
		模拟值/10 ³ t	削减/%	模拟值/10 ³ t	削减/%	模拟值/10 ³ t	削减/%	模拟值/10 ³ t	削减/%
可溶性氮	4.266	3.399	20.3	2.965	30.5	4.246	0.48	3.778	11.4

措施均能降低大沽河流域非点源污染负荷的输出量,但从削减效果来看,在不影响农作物产量的前提下适当减少施肥量及采取秸秆留茬覆盖是流域非点源污染控制比较有效的措施。

3 结论

(1)应用 AnnAGNPS 模型对胶东半岛大沽河流域径流量和非点源污染负荷进行模拟的结果表明,模型对径流量的模拟精度较高,对可溶性氮负荷的模拟结果也基本可接受。

(2)1998—2011 年大沽河排入胶州湾的年均淡水入海量为 $3.58 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。年径流的输出主要集中在 6—9 月(汛期),该时段径流输出占年内径流输出总量的 89.1%;因受降水年内分布和水库、拦河闸(坝)等水利工程、农田灌溉等人类活动的影响,非汛期径流量输出较小。

(3)1998—2011 年大沽河排入胶州湾的年均可溶性氮负荷量为 $4.27 \times 10^3 \text{ t}$ 。流域降水年内分布以及水利工程、灌溉用水、排污排废等人类活动通过对径流输出的控制,影响了可溶性氮负荷的输出量,导致可溶性氮负荷输出主要集中在 6—8 月,其他月份的输出量均较低。空间上,流域南部可溶性氮负荷输出量较高,这与流域南部以耕地为主的土地利用类型以及工业、生活排污排废等关系密切。

(4)从不同土地利用类型的贡献率来看,耕地区域是大沽河流域 1998—2011 年可溶性氮输出量的主要区域,其次为居民地,而草地以及林地的可溶性氮输出均占较小的比例。

(5)情景分析表明,减少化肥施用量以及采取保护性耕作措施均能降低大沽河流域非点源污染负荷的输出量,但在不影响农作物产量的前提下适当减少施肥量及采取秸秆留茬覆盖是流域非点源污染控制比较有效的措施。

参考文献:

- [1] 李家科,李怀恩,李亚娇,等.基于 AnnAGNPS 模型的陕西黑河流域非点源污染模拟[J].水土保持学报,2008,22(6):81-88.
LI Jia-ke, LI Huai-en, LI Ya-jiao, et al. Simulation on non-point source pollution in Heihe River watershed of Shaanxi based on AnnAGNPS model[J]. *Journal of Soil Water Conservation*, 2008, 22(6):81-88.
- [2] 邹桂红,崔建勇.基于 AnnAGNPS 模型的农业非点源污染模拟[J].农业工程学报,2007,23(12):11-17.
ZOU Gui-hong, CUI Jian-yong. Simulation of agricultural non-point pollution based on AnnAGNPS model[J]. *Transactions of the CSAE*, 2007, 23(12):11-17.
- [3] 边金云,王飞儿,杨佳,等.基于 AnnAGNPS 模型四岭水库小流域氮磷流失特征的模拟研究[J].环境科学,2012,33(8):2660-2666.
BIAN Jin-yun, WANG Fei-er, YANG Jia, et al. Simulation of nitrogen and phosphorus loss in Siling Reservoir watershed with AnnAGNPS[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(8):2660-2666.
- [4] Shamshad A, Leow C S, Ramlah A, et al. Applications of AnnAGNPS model for soil loss estimation and nutrient loading for Malaysian conditions[J]. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2008, 10(3):239-252.
- [5] Akhavan S, Abedi-Koupai J, Mousavi S F, et al. Application of SWAT model to investigate nitrate leaching in Hamadan Bahar Watershed, Iran [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2010, 139:675-688.
- [6] Yuan Y P, Dabney S M, Bingner R L. Cost effectiveness of agricultural BMPs for sediment reduction in the Mississippi Delta[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2002, 57(5):259-267.
- [7] Sivertun Å, Prange L. Non-point source critical area analysis in the Gisselö watershed using GIS[J]. *Environmental Modeling & Software*, 2003, 18(10):887-898.
- [8] Lyndon M P, Oduor P, Padmanabhan G. Estimating sediment, nitrogen, and phosphorous loads from the Pipestem Creek watershed, North Dakota, using AnnAGNPS[J]. *Computers & Geosciences*, 2010, 36:282-291.
- [9] Tomer M D, Crumpton W G, Bingner R L, et al. Estimating nitrate load reductions from palcing constructed wetlands in a HUC-12 watershed using LIDAR data[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 56:69-78.
- [10] Tsou M S, Zhan X Y. Estimation of runoff and sediment yield in the Redrock Creek watershed using AnnAGNPS and GIS[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, 16(5):865-867.
- [11] Suttles J B, Vellidis G, Bosch D D, et al. Watershed-scale simulation of sediment and nutrient loads in Georgia coastal plain streams using the Annualized AGNPS Model[J]. *Transactions of the ASAE*, 2003, 46(5):1325-1335.
- [12] Polyakov V, Fares A, Kubo D, et al. Evaluation of a non-point source pollution model, AnnAGNPS, in a tropical watershed[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2007, 22:1617-1627.
- [13] Sarangi A, Cox C A, Madramootoo C A. Evaluation of the AnnAGNPS Model for prediction of runoff and sediment yields in St Lucia watersheds[J]. *Biosystems Engineering*, 2007, 97:241-256.
- [14] Tian Y W, Huang Z L, Xiao W F. Reductions in non-point source pollution through different management practices for an agricultural watershed in the Three Gorges Reservoir Area[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(2):184-191.
- [15] 王飞儿,吕唤春,陈英旭,等.基于 AnnAGNPS 模型的千岛湖流域氮、磷输出总量预测[J].农业工程学报,2003,19(6):281-284.
WANG Fei-er, LÜ Huan-chun, CHEN Ying-xu, et al. Prediction of output loading of nitrogen and phosphorus from Qiandao Lake watershed based on AnnAGNPS model[J]. *Transactions of the CSAE*, 2003, 19(6):281-284.
- [16] 李硕,刘磊. AnnAGNPS 模型在激水河流域产水、产沙的模拟评价[J].环境科学,2010,31(1):49-57.
LI Shuo, LIU Lei. Evaluation of AnnAGNPS model for simulation water and sediment yield in the Lianshui River watershed[J]. *Environmental*

- Science, 2010, 31(1):49-57.
- [17] 赵倩, 马建, 问青春, 等. 应用 AnnAGNPS 模型模拟柴河上游农业非点源污染[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(2):344-351.
- ZHAO Qian, MA Jian, WEN Qing-chun, et al. Modeling pollutant load and management alternatives in Headwater of Chai River watershed with AnnAGNPS[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(2):344-351.
- [18] 田耀武, 黄志霖, 肖文发. 基于 AnnAGNPS 模型的三峡库区秭归县非点源污染输出评价[J]. 生态学报, 2011, 31(16):4569-4578.
- TIAN Yao-wu, HUANG Zhi-lin, XIAO Wen-fa. Assessment of non-point source pollution export from Zigui county in the Three Gorges Reservoir area using the AnnAGNPS model[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(16):4569-4578.
- [19] 姜德娟, 毕晓丽. 流域-河口-近海系统氮、磷营养盐输移研究综述[J]. 水科学进展, 2010, 21(5):421-429.
- JIANG De-juan, BI Xiao-li. Review of studies on nitrogen and phosphorus transport in the continuum of watersheds, estuaries and offshore areas[J]. *Advances in Water Science*, 2010, 21(5):421-429.
- [20] 姚云, 郑世清, 沈志良. 胶州湾营养盐及富营养化特征[J]. 海洋通报, 2007, 26(4):91-98.
- YAO Yun, ZHENG Shi-qing, SHEN Zhi-liang. Study on the mechanism of eutrophication in the Jiaozhou Bay[J]. *Marine Science Bulletin*, 2007, 26(4):91-98.
- [21] 钱国栋, 汉红燕, 刘静, 等. 近 30 年胶州湾海水中主要化学污染物时空变化特征[J]. 中国海洋大学学报, 2009, 39(4):781-788.
- QIAN Guo-dong, HAN Hong-yan, LIU Jing, et al. Spatiotemporal changes of main chemical pollutants for the last thirty years in the Jiaozhou Bay[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2009, 39(4):781-788.
- [22] 王修林, 李克强, 石晓勇. 胶州湾主要化学污染物海洋环境容量[M]. 北京:科学出版社, 2006.
- WANG Xiu-lin, LI Ke-qiang, SHI Xiao-yong. Marine environmental capacity of main chemical pollutants in Jiaozhou Bay[M]. Beijing:Science Press, 2006.
- [23] 孙优善, 孙鹤鲲, 王学昌, 等. 胶州湾近岸海域水质状况调查与评价[J]. 海洋湖沼通报, 2007(4):93-97.
- SUN You-shan, SUN He-kun, WANG Xue-chang, et al. Survey and appraisal of sea water quality in Jiaozhou Bay[J]. *Transactions of Oceanology and Limnology*, 2007(4):93-97.
- [24] 邹桂红, 崔建勇, 刘占良, 等. 大沽河典型小流域非点源污染模拟[J]. 资源科学, 2008, 30(2):288-295.
- ZOU Gui-hong, CUI Jian-yong, LIU Zhan-liang, et al. Simulating non-point pollution at watershed scale: A case study in Dagu watershed[J]. *Resources Science*, 2008, 30(2):288-295.
- [25] Ronald L B, Fred D T. AnnAGNPS technical processes[C] // Proceeding of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference. Las Vegas; Nv Press, 1998:19-23.
- [26] 王万中, 焦菊英, 郝小品, 等. 中国降雨侵蚀力 R 值的计算与分布[J]. 水土保持学报, 1995, 4:45-50.
- WANG Wan-zhong, JIAO Ju-ying, HE Xiao-pin, et al. Study on rainfall erosivity in China[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1995, 4:45-50.
- [27] Williams J R, Sharply A N. EPIC-Erosion productivity impact calculator I: Model documentation. US Department of Agriculture Technical Bulletin. N. 1990.
- [28] 吴莉, 侯西勇, 徐新良, 等. 山东沿海地区土地利用和景观格局变化[J]. 农业工程学报, 2013, 29(5):207-216.
- WU Li, HOU Xi-yong, XU Xin-liang, et al. Land use and landscape pattern changes in coastal areas of Shandong Province, China[J]. *Transactions of the CSAE*, 2013, 29(5):207-216.
- [29] 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局. GB 18596—2001 畜禽养殖业污染物排放标准[S]. 2003:1-3.
- State Environmental Protection Administration, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China. GB 18596—2001 Discharge standard of pollutants for livestock and poultry breeding[S]. 2003.
- [30] 国家环境保护总局. GB 8978—1996 污水综合排放标准[S]. 1998.
- State Environmental Protection Administration. GB 8978—1996 Integrated wastewater discharge standard[S]. 1998.
- [31] Binger R C, Mutchler C K, Murphee C E. Predictive capabilities of erosion models for different storm sizes[J]. *Transactions of American Society Agricultural Engineering*, 1992, 35(2):505-513.
- [32] Hou X Y, Ying L L, Chang Y Y, et al. Modeling of non-point source nitrogen pollution from 1979 to 2008 in Jiaodong Peninsula, China[J]. *Hydrological Processes*, 2014, 28:3264-3275.
- [33] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds[J]. *Biogeochemistry*, 2002, 57:405-427.
- [34] 陈利顶, 傅伯杰. 农田生态系统管理与非点源污染控制[J]. 环境科学, 2000, 3(2):98-100.
- CHEN Li-ding, FU Bo-jie. Farm ecosystem management and control of nonpoint source pollution[J]. *Environmental Science*, 2000, 3(2):98-100.
- [35] 仓恒瑾, 许炼峰, 李志安, 等. 农业非点源污染控制中的最佳管理措施及其发展趋势[J]. 生态科学, 2005, 24(2):173-177.
- CANG Heng-jin, XU Lian-feng, LI Zhi-an, et al. Using best management practices to control agricultural non-point source pollution[J]. *Ecological Science*, 2005, 24(2):173-177.
- [36] 师江澜, 刘建忠, 吴发启. 保护性耕作研究进展与评述[J]. 干旱地区农业研究, 2006, 24(1):205-212.
- SHI Jiang-lan, LIU Jian-zhong, WU Fa-qi. Research advances and comments on conservation tillage[J]. *Agricultural Research in the Arid Areas*, 2006, 24(1):205-212.