祝鹏华,王云琦,刘 敏,等.密云水库非点源氮污染输入输出及其缓冲能力研究 [J]. 中国环境科学, 2025,45(11):6218-6229.
Zhu P H, Wang Y Q, Liu M, et al. The input and output of nonpoint source nitrogen pollution in Miyun Reservoir and its buffering capacity [J]. China Environmental Science, 2025,45(11):6218-6229.

密云水库非点源氮污染输入输出及其缓冲能力研究

祝鹏华[1],王云琦[1,2*],刘 敏[3],王卓勋[1],李俊杰[1],王 震[4],张晓明[5],李 鹏[6] (1.北京林业大学水土保持学院,北京 100083；2.北京林业大学水土保持学院,重庆缙云山三峡库区森林生态系统国家定位观测研究站,北京 100083；3.中国电力工程顾问集团西南电力设计院有限公司,四川 成都 610056；4.西南林业大学水土保持学院,云南 昆明 650224；5.中国水利水电科学研究院,北京 100048；6.西安理工大学水利水电学院,陕西 西安 710048)

摘要：密云水库作为北京市核心饮用水源地,其总氮(TN)超标问题对人类活动净氮输入(NANI)的响应机制尚不清晰,因此,本研究基于 2007~2023 年多源数据构建 NANI 模型,系统揭示流域氮输入时空动态特征及其对 TN 输出的影响.结果表明:密云水库多年平均 NANI 为 2768.80kg/(km^2·a),整体呈逐年下降趋势,高值输入地区主要分布在东部,西部氮输入变化较稳定;氮输入源贡献结构中化肥施用长期主导(峰值 67.32%),食物净氮输入贡献缓慢减少;流域氮缓冲机制削弱了人为输入与TN输出的线性响应,短期生态截留能力(SBI)增强57.90%,而历史氮累积使长期缓冲能力(LBI)降低86.46%,暗示氮滞留饱和可能加剧未来水质风险.研究明晰了密云水库氮输入的时空规律及缓冲滞后效应,为控氮策略和动态预警提供科学依据.

关键词：人类活动净氮输入；密云水库；总氮；缓冲能力；输入源；时空分布
中图分类号：X524 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)11-6218-12

The input and output of nonpoint source nitrogen pollution in Miyun Reservoir and its buffering capacity. ZHU Peng-hua[1], WANG Yun-qi[1,2*], LIU Min[3], WANG Zhuo-xun[1], LI Jun-jie[1], WANG Zhen[4], ZHANG Xiao-ming[5], LI Peng[6] (1.School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China；2.Jinyun Forest Ecosystem Research Station, School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China；3.Southwest Power Design Institute Co., China Power Engineering Consultant Group, Chengdu 610056, China；4.School of Soil and Water Conservation, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China；5.China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100048, China；6.Faculty of Water Resources and Hydroelectric Engineering, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China). *China Environmental Science*, 2025,45(11)：6218~6229

Abstract：As a core drinking water source in Beijing, the response mechanism of Total Nitrogen (TN) exceedance to Net Anthropogenic Nitrogen Input (NANI) in Miyun Reservoir is not clear. In this study, NANI was constructed based on multi-source data from 2007 to 2023 to systematically reveal the spatial and temporal dynamics of nitrogen input and its influence on TN output in the watershed. The results showed that the average NANI of Miyun Reservoir was 2768.80kg/(km^2·a), with an overall decreasing trend year by year, and the high value of the input area was mainly distributed in the east, while the nitrogen input in the west was more stable; fertilizer application dominated the contribution structure of nitrogen input sources for a long period of time (67.32% of the peak value), and the contribution of the net nitrogen input from food was slowly decreasing; and the nitrogen buffer mechanism of the basin weakened the linear response of anthropogenic inputs to TN outputs. The linear response between anthropogenic inputs and TN outputs was weakened by the watershed nitrogen buffering mechanism, with the short-term bioretention capacity (SBI) enhanced by 57.90%, while the long-term buffering capacity (LBI) was reduced by 86.46% due to historical nitrogen accumulation, suggesting that saturated nitrogen retention may exacerbate the risk of water quality in the future. The study clarified the spatial and temporal patterns of nitrogen input and buffer lag effect in Miyun Reservoir, and provided scientific basis for nitrogen control strategy and dynamic early warning.

Key words: net anthropogenic nitrogen input; Miyun Reservoir; total nitrogen; buffering capacity; input sources; spatial and temporal distribution

氮(N)是影响全球生态系统的重要元素之一.过量氮经地表水入湖,会威胁人体健康并引发水体富营养化,除总氮(TN)含量之外,人类活动增加的氮亦是重要诱因.在过去几十年中,为经济发展与人口需

收稿日期：2025-03-31
基金项目：北京市自然科学基金资助项目(8232040);云南省基础研究计划项目(202401AU070122)
* 责任作者, 教授, wangyunqi@bjfu.edu.cn

求,人类过量投氮加剧排放、降低氮利用效率,导致水生生态退化、缺氧等[1].当前人为氮输入增加成为了全球挑战,农业面源是主污染源.各国实施源头削减,如我国 2022 年方案明确提出的化肥施用负增长目标,旨在通过控制氮输入实现水质改善.但全球管控措施普遍滞后[2-3],其滞后期短至数月,长可达数10a[4],因流域遗留氮库缓冲氮的输入,当前氮浓度反映历史累积,导致治理见效慢.故量化氮收支、明确响应关系,对河湖管理与协调生态经济至关重要[5].

Howarth[6]于 1966 年首次提出的人类活动净氮输入模型(NANI)由于其概念清晰、操作简便、结果灵敏等特点[7],成为常用的氮素估算模型.该模型的计算基于社会经济数据,通过量化人类活动氮输入强度,探讨影响区域净氮输入的组成部分,为识别污染源与精准化管理提供依据.自该模型提出以来,被广泛应用于欧洲、美国和亚洲的多个重要流域,国外研究量化了总氮通量与人类活动净氮输入模型,证实二者间具有正相关关系,且氮输出与人口密度呈强线性关系;开发了敏感性分析工具,突破该模型数据的异质性瓶颈[8].而国内研究起步较晚,集中于珠三角[9]、千岛湖[10]及三峡库区[11]等典型流域,揭示该模型中农业驱动型氮输入占主导的特征,同时证实了 NANI 模型适用于国内对于数据要求不高、缺乏实测数据的区域[12]为量化人类活动氮输入与区域氮循环之间的相互影响关系提供了重要工具.

流域缓冲能力的评估及关键特征识别,是实现氮素截留最大化、控制富营养化风险的重要基础[13-14].尽管前人研究揭示了土壤类型[15]、土地利用格局等关键影响因子,但对于不同流域特征的具体贡献以及它们如何影响农业流域的缓冲程度仍然存在不确定性[16].厘清缓冲能力的形成机制,可为优化生态系统服务提供科学决策依据.对此,本研究以密云水库流域为对象,结合多年的NANI、TN 数据,量化该流域的氮缓冲能力,以揭示当前的缓冲水平.

密云水库是北京唯一大型地表水源及南水北调余水存蓄库,近年面临氮浓度不达标问题:入库河流 TN 浓度较高,增加富营养化风险,2008~2019 年入库河流贡献 85%氮负荷[17].虽然 COD 和 TP 等指标稳定在地表水Ⅱ类标准[18-19],但总氮指标呈波动上升趋势,已超过Ⅱ类限值,2023 年 TN 年平均浓度达到Ⅱ类标准.研究密云水库的水环境污染状况,对保障北京供水系统、生态环境调节和水资源安全具有重要意义.然而,在密云水库流域及其子流域,已有针对总氮(TN)的非点源污染研究[20-21],但对人类活动净氮输入的具体研究仍显不足[22],尤其是人类活动输入到水体中的氮素来源及时空分布仍需进一步探索.此外,对于 NANI 与 TN 之间的相关关系,现有文献更多关注自然因素的影响[19,23-24],而对人为因素的作用探讨较少.

因此,本研究参考《北京市密云水库流域水生态保护与发展规划(2021 年-2035 年)》中密云水库流域涉及到的延庆、怀柔、密云 3 个区 22 个乡镇作为子单元,对密云水库流域的 NANI 值进行定量化研究,探讨其空间差异和年际变化特征,研究旨在揭示该流域不同氮输入源的贡献大小,评估密云水库NANI、TN 与缓冲能力之间的关系,为改善水质和减轻流域水体富营养化提供参考,对于分析人类活动对水库水质的影响和区域内水环境的保护与治理具有重要意义.

1　材料与方法

1.1　研究区域

密云水库位于北京市密云区北部(116°07'~117°30'E,40°14'~41°05'N),地处燕山群山丘陵之中,总库容 43.75 亿 m^3,平均水深 30m,是北京最大的也是唯一的饮用水源供应地[25].该研究区气候属于暖温带半湿润季风气候,年平均气温为 10℃,年降水量665mm,降雨集中于汛期,降水形成的地表径流是河流主要补给来源.研究区域涉及延庆、怀柔、密云 3 个区 22 个乡镇 402 个行政村(图 1),常住人口约 17.8 万人[26].管理范围面积为 191.4km^2,土地利用类型(图 2)以水库水面(75.9%)、林地(18.1%)为主,耕地(3.4%)与建设用地(0.5%),主要分布在高岭镇、不老屯镇和太师屯镇.

密云水库流域总人口 90 万,农业人口占 91.7%[27].人均农业耕地面积为 0.05~0.1km^2,2020 年流域农村生活污水处理率分别为 46.9%~28.9%.研究区以农业为主,工业基础相对薄弱.故密云水库流域工业点源较少,主要受生活污水、农业非点源等因素影响.种植类型主要为谷物、蔬菜.肥料施用类型为复合肥与氮肥.

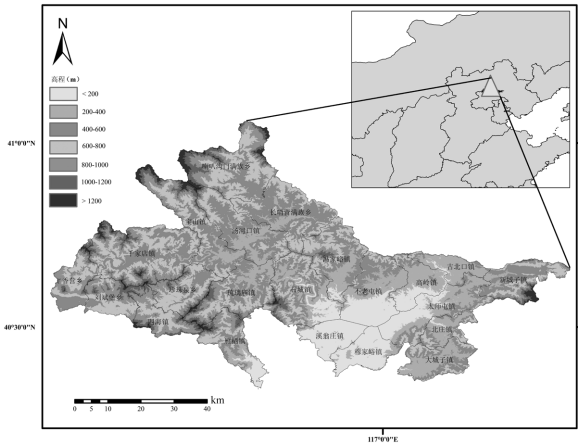


图 1 密云水库库区地理位置

Fig.1 Land use of the Miyun Reservoir area

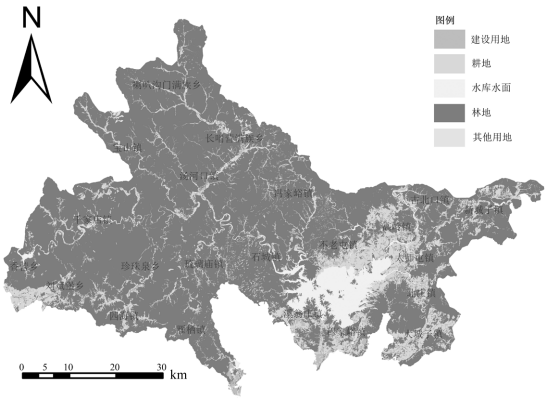


图 2 密云水库库区土地利用

Fig.2 Land use of the Miyun Reservoir area

1.2 数据来源与处理

DEM 数据来源于地理空间数据云(https://www.gscloud.cn),精度为 30m×30m;库区各区县作物生产、人口数量、畜禽养殖与肥料施用数据等来源于《2007−2023 年北京市密云区统计年鉴》[28]、《2007−2023 年北京市密云区国民经济和社会发展统计公报》[29]、《2007−2023 年北京市延庆区统计年鉴》[30]、《2007−2023 年北京市怀柔区统计年鉴》[31];土地利用类型数据源于中科院资源环境科学数据中心(https://www.resdc.cn/),精度为 30m×30m.本研究采用 Excel2021,Origin2022,Canoco5.0 和 IBM SPSS Statistics 24.0 对研究区统计数据进行计算、分析与制图,ArcGIS 10.6 地理信息系统对各子单元 NANI 进行数据空间分析和可视化[10].密云水库 TN 含量来源于曾庆慧、王景仕、李垒等人与《北京市水务统计年鉴 2016−2024》[32],径流量来源于段新光等[33],1999~2022 的实测年均径流量 4.60/亿 m^3.

1.3 研究方法

1.3.1 人类活动净氮输入模型 NANI 模型包括了食品/饲料氮净输入量、化肥施用量、农作物固氮与大气氮沉降四个部分.输入数据包括 3 个区中 22 个县乡的人口数量、畜禽养殖数量(以存栏量为标准)、主要农作物播种面积及产量、氮肥、复合肥施用量(折纯量)等,大气氮沉降、NANI 模型所需计算参数等来源于部分公开文献整理和各地的国民经济与社会发展统计公报[12].

$$\mathrm{NANI} = N_{\mathrm{im}} + N_{\mathrm{fer}} + N_{\mathrm{fix}} + N_{\mathrm{dep}} \quad (1)$$

式中:N_{im} 表示食品/饲料氮净输入量;N_{fer} 表示氮肥施用量(折纯量);N_{fix} 表示农作物固氮量;N_{dep} 表示大气氮沉降量,以上各项的计算单位均以 kg/(km^2·a)计.

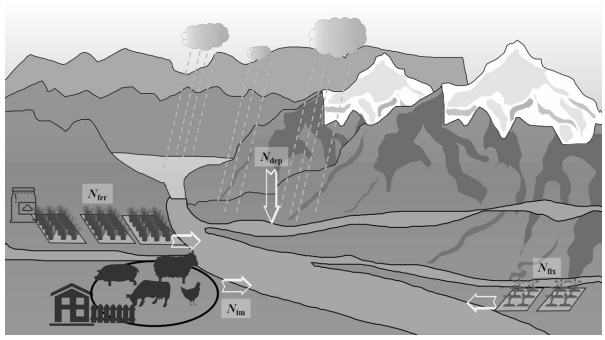


图 3 密云水库流域 NANI 入湖机制

Fig.3 Mechanism of NANI entering the lake in Miyun Reservoir Basin

(1)食品/饲料氮净输入量

食品/饲料氮净输入量是人类、畜禽氮消耗与氮产品输出量的差[34],其计算公式为

$$N_{\mathrm{im}} = \mathrm{HC}+\mathrm{AC}-(\mathrm{GP}+\mathrm{AP})\times(1-10\%) \quad (2)$$

式中:HC 和 AC 分别为人类食品和畜禽饲料的氮消耗量,kg/(人·a);GP 和 AP 分别为作物与畜禽产品的氮含量,g/kg;10%为畜禽产品和农产品在加工、运输、存储等过程中造成的损失[35].当 N_{im} 为正值时,说明研究区人类和畜禽氮销量较大,食物与饲料供不应求,人类食品/动物饲料净氮呈输入状态,反之则说明人类食品/动物饲料净氮呈输出状态.

人类氮消耗量(HC)一般采用人口数量与人均氮消耗量乘积计算.畜禽饲料氮(AC)消耗量由该年的畜禽数量与畜禽氮摄入量相乘获得,牲畜数量均采用存栏数量统计.人均氮消耗量与畜禽养殖氮摄入量见表 1.

(2)化肥施用

研究区的化肥使用量数据来源于各乡镇相关统计数据,氮素来源于氮肥和复合肥两个部分,氮肥含氮量一般为 40%,中国(N-P_2O_5-K_2O,15-15-15)复合肥是主流产品,其含氮量为 15%[34].计算见式(3).

表 1　畜禽养殖氮消费计算的相关参数

Table 1　Relevant parameters for the calculation of nitrogen consumption in livestock farming

指标	计算参数		种类	参数值	文献来源
N_{im}	HC	人均氮消耗量 [kg/(km²·a)]	农村	12.72	[36]
			城镇	17.78	
	AC	畜禽氮摄入量 [kg/(头·a)]	猪	8.7	[37]
			牛	51.3	
			羊	5.97	
			家禽	0.21	
	GP	主要农作物含氮量 (g/kg)	小麦	17.92	[38]
			稻谷	12.44	
			玉米	14.08	
			高粱	16.64	
			豆类	56.16	
			薯类	2.2	
			油料	0.8	
			蔬菜	2.72	
			梨	3.2	
			柿子	6.72	
	AP	畜禽产品含氮量 (g/kg)	蛋类	0.02	
			奶类	0.01	
N_{fer}	R_n	复合肥料含氮量 (%)	32.64		[39]
N_{fix}	N_i	主要作物固氮率 [kg/(km²·a)]	大豆	140	[40–42]
			花生	100	
			小麦	227.1	
			稻谷	69.2	
			玉米	25.9	
			高粱	30.1	
			豆尖	107.5	
N_{dep}	2007~2011 年[kg/(km²·a)]		55.7		[3]
	2012~2016 年[kg/(km²·a)]		43.14		[43]
	2017~2023 年[kg/(km²·a)]		38.39		[44]

$$N_{\text{fer}} = N_f + C_f \cdot R_n \tag{3}$$

式中:N_f 为氮肥施用量,kg;C_f 为复合肥料施用量,kg;R_n 为复合肥料的含氮量,取值为 32.64%[39].

(3)农作物固氮量

农作物固氮量是指研究区内农作物将大气和土壤内的氮元素固定在作物体内.随着固氮作物大面积的种植,作物中的固氮量也成了研究区人类活动净氮输入重要来源.作物固氮量为各作物固氮能力与种植面积相乘而得.计算公式如下:

$$N_{\text{fix}} = \sum_{i=1}^{7}\left(S_i \cdot N_i\right) \tag{4}$$

式中:S_i 为作物播种面积,km²,可直接从统计年鉴中获取;N_i 为作物固氮率,i 为作物类型,参考魏静等[42-44]的研究数据,根据研究区的作物种植情况,选取了大豆花生等作物作为代表,每种作物的固氮能力见表 1.

(4)大气氮沉降

大气中的氮元素沉降,具体指的是以 NH_x 及 NO_y 形态自大气层降落到地表的过程[45],这一过程包含干沉降与湿沉降.近年来,由于矿物燃料的燃烧活动加剧以及现代农业的快速发展等人类活动的显著影响,大气氮沉降正呈现快速上升的趋势.由于本研究时间尺度较大,故选用具有代表性的大气氮沉降数值(表 1).

(5)影响因素分析

冗余分析(RDA)是一种约束性排序方法,用于评估响应变量与解释变量之间的关系.本研究分析环境因子对 NANI、TN 含量变化的影响.将各区的社会经济、土地利用与产业结构因子 3 个方面作为环境影响因子:人均耕地面积(PAL):km²/a,日照时数(DH):h/a,国内生产总值(GDP):亿元,人口密度(DP):人/km²,工业总产值(GIOV):亿元,农业总产值(GIOV):亿元,单位面积粮食产量(GY):t/a,森林覆盖率(FC):%,氮素利用率(NUE):%,降水量(mm).

1.3.2　密云水库 TN 输出通量　根据密云水库流域的实测流量、TN 浓度[46],采用公式(5)量化 N 的输出通量,如下所示.水质数据(如年实测 TN 浓度)来自北京市水务统计年鉴 2014~2023 年的数据.年径流量从相应年份的实测数据中提取.

$$Y = 10^7 \times Q \times C \times A^{-1} \tag{5}$$

式中:Y 代表河流 N 和 P 的输出通量,kg/(km²·a);10^7 为换算系数;Q 代表径流量,10^{10}m³/a;C 代表年均 N 浓度,mg/L;A 为流域面积,km².

1.3.3　氮缓冲能力的计算　当流域土壤氮储库接近饱和状态时,形成持续性面源污染输入.这一过程受区域氮缓冲能力短期调控,虽可部分截留新增氮输入,但长期滞留容量因历史遗留氮的不断积累而显著衰减.对此,Kusmer 团队[47]提出两个指数:短期缓冲指数(SBI)(式(6))和长期缓冲指数(LBI)(式 7),用以量化解析短期、长期氮缓冲功效.

SBI 代表着流域内短期氮滞留的指示,该值较高时代表着近期施用的氮滞留量更高.LBI 意味着流

域向水体释放氮前保留的长期的积累氮,因此高 LBI 代表流域缓冲能力较大.

$$\mathrm{SBI}_i = 1 - \frac{\log(L_i)}{\log(\mathrm{NANI}_i)} \tag{6}$$

式中:L_i 为第 i 年 N 输出量.

$$\mathrm{LBI}_i = 1 - \frac{\log(L_i)}{\log(\text{cumulative NANI})} \tag{7}$$

式中:cumulative NANI 是 2007~2023 年的 NANI 累积值.

2 结果与分析

将净氮输入中每一环节的值相加,量化了每个单元的人类活动净氮输入值,为了进一步探讨引起 NANI 值变化的因素,本研究将从 3 个部分进行分析.根据图 4 可知,总体上 NANI 是在逐渐减少的,NANI 值较高的区域主要有:石城镇、太师屯镇、北庄镇、高岭镇、不老屯镇、古北口镇、冯家峪镇与新城子镇.

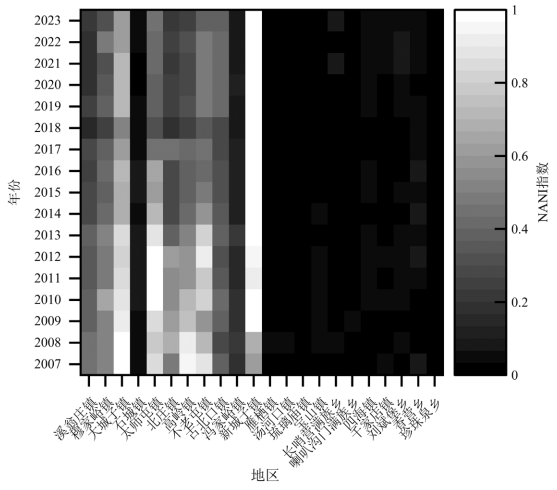


图 4 2007~2023 年各地区 NANI 年际变化

Fig.4 Heat map of inter−annual variation in NANI by region from 2007 to 2023

2.1 密云水库氮素输入时空特征

2.1.1 NANI 年际变化特征 从整体来看,2007~2023 年密云水库各乡镇的 NANI 时间变化趋势(图 4)为逐年减少,从 2007 年的最大值 3104.72kg/(km^2·a)持续下降至 2023 年最小值 1486.49kg/(km^2·a),多年平均值为 2768.80kg/(km^2·a).部分乡镇,例如新城子、太师屯、北庄与不老屯镇呈现出明显的先增后减趋势;大城子、高岭、穆家峪、溪翁庄等乡镇部分呈现出逐年降低趋势;石城、千家店、珍珠泉乡等乡镇变化幅度小,趋于平稳.根据氮沉降数据对其进行分区,以 2012 年和 2017 年为节点,将研究期分为 3 个阶段(图 5):

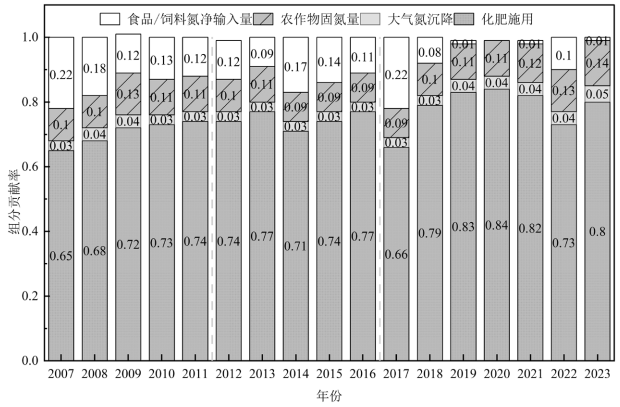


图 5 2007~2023 年 NANI 各组成部分变化

Fig.5 Changes in NANI components from 2007 to 2023

第一阶段:2007~2011 年,变化最为平稳,该阶段 NANI 均值为 2887.04kg/(km^2·a),该阶段 NANI 整体趋于下降,整体降幅为 8.53%,但于 2008~2010 表现出小幅上升,升幅分别为 0.16%、4.53%.其余年份皆为稳定下降,其中 2007~2008 年下降幅度最大,为 10.29%.

第二阶段:2012~2016 年,呈降−升−降趋势,整体均值 2651.58kg/(km^2·a),2013~2014 年增加幅度大,为 6.83%.其余年份均为下降,2014~2016 年呈均匀下降,降幅分别为 8.44%、8.75%.相比于第一阶段,该阶段下降幅度更大,由 2012 年 2877.23kg/(km^2·a)下降至 2016 年 2352.10kg/(km^2·a),降幅 18.25%.

第三阶段:2017~2023 年,在三阶段中波动最大,呈现出升−降−升−降的 M 型变化趋势,均值为 1811.21kg/(km^2·a),阶段整体降幅达到 42.67%.在该阶段在 2016~2017 年过渡中达到阶段最大值 2593.04kg/(km^2·a) 后持续下降,降至 2020 年 1579.99kg/(km^2·a), 降幅分别为 21.90%,18.73%, 3.99%.2020~2022 年再次小幅升高,升幅为 0.58%和 10.69%.最后于 2022~2023 年下降至研究年限中的最低值 1486.49kg/(km^2·a).

基于地理信息系统分析(图 6),密云水库流域呈现显著的人类活动梯度特征:经济活动呈现空间异质性,集中分布于近岸核心城区,人口城镇也主要沿

着江岸密集分布,人类活动强度剧烈;经济相对不发达的离库区较远,这些地区相对应的 NANI 值较低.随着城市建设的发展和产业方式的转变、人口的增加、城镇化进程加快和污染物气体排放,密云水库人类食品和动物饲料氮输入、大气氮沉降、作物固氮量分别上升了 43.5%、8.94%、18.87%,氮肥施用量下降了 34.72%,最终导致密云水库 NANI 值的逐年下降.

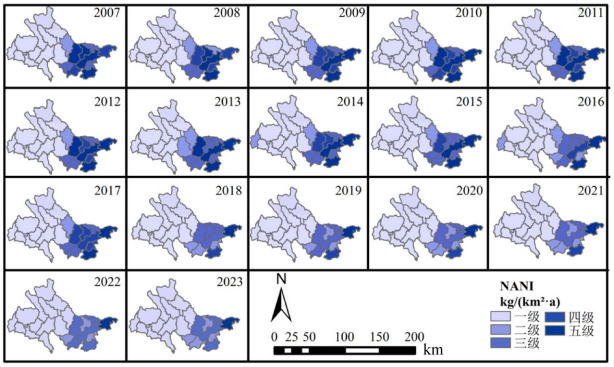


图 6　NANI 空间分布变化趋势

Fig.6　Trends in the spatial distribution of NANI

2.1.2　NANI 空间分布特征　根据 GIS 归一化功能,对 2007~2023 年密云水库研究区进行修改与数据叠加,将乡镇 NANI 值划分为 5 个等级(图 6).从整体看来,密云水库库区人类活动导致的氮输入量呈现出中、东部高,西部低的特征,且东部输入量在逐年减少,西部输入量趋于稳定,基本不变.

第一阶段:2007~2011 年,变化幅度小,仅有东部少量乡镇呈减少趋势,穆家峪镇由四级降为三级,不老屯镇由五级降至四级.新城子镇呈增加趋势,由四级升为五级.其余乡镇趋于稳定.

第二阶段:2012~2016 年,变化主要集中在水库东侧的集镇,包括石城、高岭、北庄、穆家峪与溪翁庄镇,除石城镇先增后减的趋势外,其余东侧集镇均为减少趋势.西部香营乡于 2014、2016 年产生变化,由一级增加至二级.

第三阶段:2017~2023 年,东部高输入区域明显降低,且范围缩小.西部仍保持稳定状态.变化较明显的区域主要为中部的不老屯、高岭镇与东部北庄镇,不老屯由四级降为三级,高岭镇由四级降为二级,北庄镇由四级降为二级.穆家峪在该阶段中持续降低,2017~2021 年由三级变为二级,2022 年回到三级后于 2023 年降为二级.新城子镇在 3 个阶段中一直处于高输入等级,变化较少.

2.2　NANI 组成部分与贡献率

根据各地区组分变化(图 5),绘制了组分贡献空间分布图(图 7),底图为各乡镇 NANI 输入等级.对 NANI 的污染来源进行分析:从整个研究区域看,东部化肥施用占比最大,输入范围为 65.45%~83.96%,是密云水库东侧区域输入的主要源头;西部化肥施用占比较小,食物净氮输入占比最大,占比为 0.36%~22.12%,其次为农作物固氮量占比为 8.55%~14.48%.

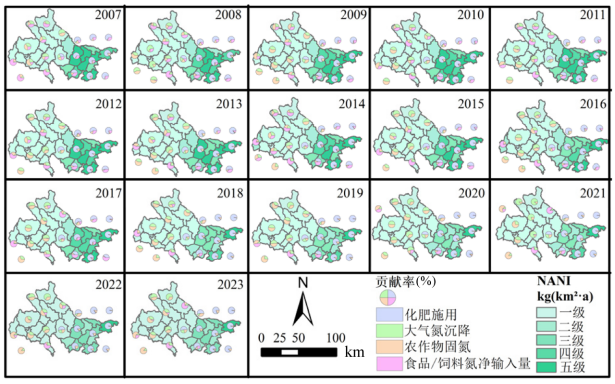


图 7　NANI 组分贡献率空间分布

Fig.7　Spatial distribution of NANI component contributions

第一阶段与第二阶段:东部地区的组分贡献率变化不大,从 2007~2016 年一直以化肥施用为主要输入源,其次是食品/饲料氮净输入.西部地区从食品/饲料氮净输入转向以农作物固氮为主,其中香营乡于 2014、2016 年达到食品输入贡献率最高值的同时,NANI 由一级升为二级.化肥施用贡献率在两个阶段中为主要来源,且呈现出持续增加趋势,食品/饲料氮净输入量与之相反,呈持续下降趋势.东部贡献率变化较小,西部区域由食品/饲料氮净输入量为主导逐渐转向农作物固氮主导.

第三阶段:该阶段贡献率特征与一、二阶段不同,该阶段中的农作物固氮量于 2018 年开始,取代了食物输入,成为第二大输入源.其余部分随着 NANI 输入等级的降低,化肥施用贡献率也逐渐减少.

2.3　NANI 与 TN 通量关系

如图 8 所示,区域 TN 也可分为 3 个阶段进行分析.第一阶段:变化范围大,不稳定,呈 W 型上升趋势增幅达到 77.78%.第二阶段:呈增-减-增趋势,并于

2016 年达到了该阶段最大值 34296.91(t/a).第三阶段:相对于一二阶段,TN 进入该阶段后变得较稳定,数值波动保持在 35230.16(t/a)之间.从整体来看,与 NANI 逐年降低的趋势完全相反,TN 表现为波动式上升.

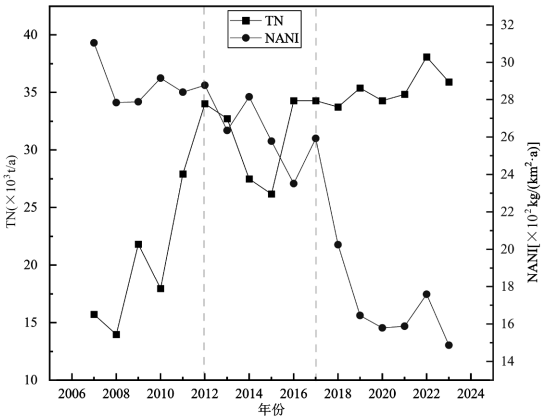


图 8 2007~2023 年密云水库 TN 与 NANI 的年际变化

Fig.8 Interannual variation of TN and NANI in Miyun Reservoir from 2007 to 2023

2.4 氮素缓冲能力的动态特征

根据式(6)(7)计算出的 SBI 体现了短期生态系统的氮输入能力,而 LBI 值体现历史累积氮素的保留能力.图 9 显示从 2007~2023 年本研究区中的 SBI 与 LBI 变化趋势.其中,SBI 呈持续上升趋势,LBI 则相反,呈波动式下降趋势.

第一阶段:SBI 呈现出增-减-增趋势,上升了 42.56%;LBI 表现出增-减-增-减式 M 型变化,下降了 60.95%.SBI 在该阶段中均值为 0.24,LBI 为 0.07.

第二阶段:与第一阶段相似,SBI 波动较大,均值为 0.31,上升了 11.28%;LBI 表现为先增后减趋势,相对于第一阶段,变化较平缓,由 2012~2013 年的 0.02 上升至 0.04 后于 2016 年回到 0.02.

第三阶段:SBI 依旧保持上升趋势,由 2017 年 0.33 上升至 2023 年 0.44;LBI 在第二阶段下降至 0.02 后趋于稳定,缓慢减少至 2021~2023 年的 0.01.

3 讨论

3.1 密云水库流域 NANI 组成及变化分析

本研究对密云水库流域近 17a 各区县的 NANI 进行了深入分析,不同地区氮的主要来源各不相同,由图 7 可知,在 22 个乡镇中主要存在以化肥施用与人类食物和动物饲料中的氮为主导的两种结构,这与 Swaney 等[48]的研究结论相同.根据流域内的农业生态系统类型将流域类型分为农业流域和城市流域.农业流域由大量的化肥输入支撑,如波罗的海流域[49]、密西西比河流域[50]和淮河流域[51].城市流域中需要进口粮食和饲料,供应给大量城市人口,如珠江三角洲地区[52].就密云水库而言,肥料施用是造成流域 NANI 的主要因素,占流域 NANI 的 76.87%,值得注意的是,最主要的投入区集中于水库周边的不老屯镇、新城子镇、太师屯镇、大城子镇与穆家峪镇,这种分布可能与地形和区域发展有关,根据前人研究结论,土地利用组成对流域氮素的输入有很大的影响[53],在以耕地为主的流域,NANI 要明显高于以森林为主的流域,而在农业和居民地混合组成的流域 NANI 为最高[54].图 7 证明了影响 NANI 分布的主要因素是耕地面积.因此,在影响因子的分布上,核心库区和其他地区沿轴 2 分布,表明高水平的经济发展和高密度的人口造成了研究区在 NANI 分布上的差异.与本研究区的土地利用分布相对应,上文中提到的区域构成大多为农业+居民地结构,足以说明土地利用也是限制 NANI 的重要因素之一.目前,密云水库一级保护区内仍有 3.3 万常住人口,涉及 43 个村,约有 10 个村距离水面较近,在水库高水位运行成为常态的情况下,受影响较大.流域内民俗旅游接待量持续增长,点面源污染防控压力不断增大,密云水库流域水生态空间建设用地、耕地、林地等用地性质有待进一步优化调整.密云水库西部香营乡于 2014、2016 年的突然性变化源于该区域畜禽养殖方式的变化,以猪为主导的养殖方式转向以家禽为主导,逐渐发展为京北小型产业带.这种转变使得西部区域家禽的养殖数量倍增.对于这种现象,应当监督促进绿色经济与循环农业发展,加强畜禽粪便的无害化处理,在提高耕地质量的同时减少由于畜禽养殖带来的非点源污染.

从整体来看,密云水库的 NANI 在逐年减少,由 2007 年的 3104.73kg/(km^2·a)下降至 2023 年的 1486.49kg/(km^2·a),这与千岛湖[10]、北方农牧交错带[13]研究中的 NANI 值总体呈上升趋势不同,可能与密云水库的特殊性有关,作为北京最重要的地表饮用水源地,近年来为减少水体污染,已对该地区实行了管控,包括建立禁养区养殖管理、推进其他

区域畜禽养殖污染控制、水利部印发的《全国集中式饮用水水源地环境保护专项行动方案》[55]等,响应国家发展措施[56],严格控制了密云水库区域的农药、化肥施用,并提出禁止水库管辖区域新增种植面积.与国内许多流域相同,化肥输入量虽然逐年减少,但其一直是NANI第一大输入氮源,化肥施用量持续减少,最终导致NANI减少.因此在管理水库面源污染的输入规划中,应着重关注氮肥的施用量[57]、利用率与食物净氮输入.鉴于高贡献率的化肥输入区域,应更新施肥技术,用有机肥替代传统化肥[58].

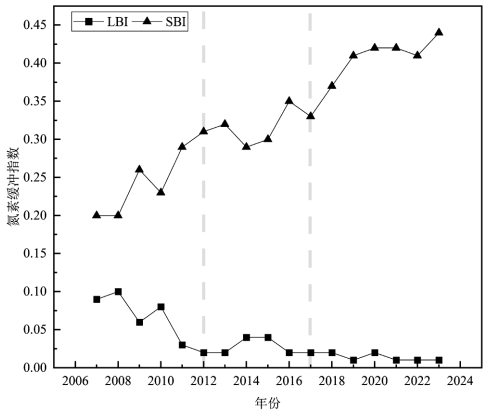


图 9　2007~2023 年密云水库中的 SBI 与 LBI

Fig.9　SBI and LBI in Miyun Reservoir from 2007 to 2023

3.2　密云水库流域 NANI 影响因素

如图 10,NANI 向量的方向代表了其增加的方向,影响因子向量在坐标轴上的投影代表相关性大小.结果表明,NANI 的变化与森林覆盖率、降水量、国内生产总值呈正相关,其中森林覆盖率对NANI影响最大,这与丁雪坤等[58]、Han 等[53]、Chen 等[45]的研究结果一致.NANI 与人口密度、日照时数、人均耕地面积、TN 呈显著负相关.农业总产值和工业总产值相关性较低.人口密度与 NANI 负相关关系与珠江三角洲相同[9],代表密云水库区域的人口密度已到达了阈值,应当控制人口密度在一定阈值区间内,有利于管控个人对环境造成的氮污染影响.

3.3　密云水库流域缓冲能力

与前人研究[59-60]不同,本流域中的 NANI 与 TN 呈现出负相关关系,这可能是由于人为氮的迁移过程受到流域土壤和沉积物截流、沉积和转化的限制[61-63],Doody 等[16]以氮的缓冲能力解释该现象,表明流域缓冲能力会限制河流 TN 的输出[47].本研究探讨了氮缓冲的指标 SBI 与 LBI.TN 与 SBI 高度负相关,而与 LBI 正相关,表明二者均为驱动总氮通量的因素.研究表明,大多数流域的 LBI 值会随着时间的推移而增加[47],本文的研究结果与之相反,代表密云水库区域的遗留氮在减少.低 LBI 意味着流域的缓冲能力较小,即在流域内保留的氮较少,密云水库区域的 LBI 呈现逐年下降并趋于稳定趋势,表明密云水库生态系统中保留遗留累积 N 的能力已达到阈值,SBI 则相反,图 9 中体现出 SBI 值较高,表明近期施用的氮的滞留量较大,短期氮输入能力还未达到饱和.SBI 与 NANI 之间的负相关关系证明这也是导致NANI减少的原因之一.当前低LBI缓冲能力与 2007 年以前缺少的数值相关,导致无法计算更多历史遗留氮累积量,表明需要更多基于保护的土地利用或更敏感的农业管理实践来保护水质,达到治理目标,这也是研究密云水库面源污染现状中亟待解决的问题之一.

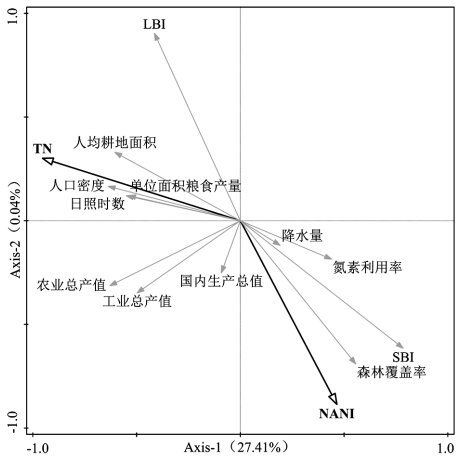


图 10　NANI、TN 与影响因子关系

Fig.10　Relationship between NANI, TN and impact factor

3.4　与其他流域 NANI 对比

为了进一步评估密云水库 NANI 的状况,通过文献收集,对密西根湖、三峡库区、洱海等流域进行了分析,见表 2.美国、法国与密西根湖的 NANI 值在 757~23930kg/(km^2·a), 国内 NANI 值在 4633~21074kg/(km^2·a),本研究密云水库在 2007~2023 年的 NANI 值为 1486~3104kg/(km^2·a)明显高于世界平均值[65]1226.0kg/(km^2·a), 低于中国大陆平均值[66]

5013.0kg/(km^2·a).与密西根湖情况相似,与英国、法国相比 NANI 较低,比国内发达地区低 3 倍左右,可以看出密云水库 NANI 属于偏低水平,即便本流域 NANI 较低,但对于重点保护流域来说还有一定的下降空间,需要加强政府对流域各方面的管控,避免 NANI 值出现上升趋势.

表 2 相关流域基本特征

Table 2 Basic characteristics of the relative basins

流域	流域面积(km²)	人口密度(人/km^2)	年降水量(mm)	NANI[kg/(km^2·a)]	参考文献
密西根湖	153~15825	3~397	780~970	757~5861	[53]
英国	16~4020	-	567~2790	2375~23930	[66]
法国/比利时	230~65690	-	654~897	2794~12049	[66]
长江、黄河、珠江	4.5×105~1.81×106	101~226	490~1440	6053~10502	[67]
三峡库区	57336	73~3531	1000~1300	10700~12182	[58]
洱海	2565	(0.16~6)×104	1048	4633~21074	[68]
本研究	191.4	84~89	483~1235	1486~3104	-

3.5 不足与展望

NANI 模型得到广泛研究者的认可并应用于各类流域研究中,但估算结果对数据精度和来源有很大的依赖性,当前在核算项目和计算方法上存在较大不确定性,例如依靠于前人研究得出的参数时效性不足、氮沉降数据只能采取均值,无法精确到具体年份的小区域、化肥含氮量无法根据化肥种类精确含氮量、不同区域统计年鉴内容不同导致的信息缺失等.随着政策的变化,NANI 也会发生一定量的变化,因无法获得实时数据,只能用以往的数据进行估算,会产生相应的偏差.数据获取采用文献调研、当地统计年鉴和实地监测相结合的方法,其他地区研究获取的参数并不一定适合本区域的研究,也会产生一定的不确定性.因此,为了进一步提高 NANI 的估算可靠性,未来的研究中需要根据流域的实际情况对模型参数进行修正,并采用更精细的数据进行分析.

4 结论

4.1 2007~2023 年密云水库流域 NANI 整体呈下降趋势,多年平均值为 2768.80kg/(km^2·a).变化可分为三阶段:第一阶段(2007~2011)平稳下降,第二阶段(2012~2016)波动下降,第三阶段(2017~2023)急剧下降.

4.2 化肥施用为长期 NANI 的最大来源(6545%~83.96%),食品/饲料氮净输入量逐步下降,有发展为负值的趋势.

4.3 NANI 与森林覆盖率、降水量、国内生产总值呈正相关关系,与人口密度、日照时数、人均耕地面积、TN 呈显著负相关.

4.4 NANI 与河流 TN 通量呈显著负相关,该流域中流域缓冲机制对氮通量的影响较大.SBI 与 TN 负相关,表明短期截留措施有效延缓氮入湖;而 LBI 与 TN 正相关,指示长期氮存储库释放是水质恶化的潜在驱动.

参考文献:

[1] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, et al. Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future [J]. Biogeochemistry, 2004,70(2):153-226.

[2] 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 Cycle s, 2017, 31(1):2-23.

[3] Xu W, Luo X S, Pan Y P, et al. Quantifying atmospheric nitrogen deposition through a nationwide monitoring network across China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015,15(21):12345-12360.

[4] Basu N B, Van Meter K J, Byrnes D K, et al. Managing nitrog en legacies to accelerate water quality improvement [J]. Nature Geoscience, 2022,15(2):97-105.

[5] 王 俊,黄洁钰,李方圆,等.潮河流域人类活动氮输入对河流硝态氮通量的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2023,42(1):142-154.
Wang J, Huang J Y, Li F Y, et al. Influence of anthropogenic nitrogen input on river nitrate nitrogen flux in the Chaohe River watershed [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2023,42(1):142-154.

[6] Howarth R W, Billen G, Swaney D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences [J].Nitrogen cycling in the North Atlantic Ocean and its watersheds,1996:75-139.

[7] 高 伟,郭怀成,后希康.中国大陆市域人类活动净氮输入量(NANI)评估 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2014,50(5):951-959.
Gao W, Guo H C, Hou X K. Evaluating city-scale net anthropogenic nitrogen input (NANI) in mainland China [J]. Acta Scientiarum

Naturalium Universitatis Pekinensis, 2014,50(5):951−959.

[8] Hong B, Swaney D P, Howarth R W. A toolbox for calculating net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) [J]. Environmental Modelling & Software, 2011,26(5):623−633.

[9] 苏泳松,宋　松,陈　叶,等.珠江三角洲人类活动净氮输入时空特征及其影响因素 [J]. 生态环境学报, 2022,31(8):1599−1609.
Su Y S, Huang S, Chen Y, et al. Temporal and spatial characteristics of net anthropogenic nitrogen input and its influencing factors in the Pearl River Delta [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2022,31(8):1599−1609.

[10] 缪今典,张晓明,魏天兴,等.千岛湖流域杭州段人类活动净氮、净磷输入时空分布 [J]. 中国环境科学, 2021,41(6):2831−2842.
Miao J D, Zhang X M, Wei T X, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of net nitrogen and phosphorus input from human activity: A case study of Hangzhou section of Qiandao Lake Basin [J]. China Environmental Science, 2021,41(6):2831−2842.

[11] 郭玉静,王云琦,周小舟,等.人类活动净磷输入来源特征影响着区域磷输出率 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):355−368.
Guo Y J, Wang Y Q, Zhou X Z, et al. Source characteristics of net anthropogenic phosphorus input influence regional phosphorus output [J]. China Environmental Science, 2025,45(1):355−368.

[12] 刘　欢,雷秋良,杜新忠,等.不同生态类型区对人类活动净氮输入的影响——以北方农牧交错带为例 [J]. 中国环境科学, 2023,43(10):5368−5376.
Liu H, Lei Q L, Du X Z, et al. Impacts of human activities on net nitrogen input under different ecological type zones—A case study in agricultural−pastoral ecotone of Northern China [J]. China Environmental Science, 2023,43(10):5368−5376.

[13] Carpenter S R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2005,102(29):10002−10005.

[14] Rowe H, Withers P J A, Baas P, et al. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security [J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2016,104(3):393−412.

[15] Fraterrigo J M, Downing J A. The influence of land use on lake nutrients varies with watershed transport capacity [J]. Ecosystems, 2008,11(7):1021−1034.

[16] Doody D G, Withers P J, Dils R M, et al. Optimizing land use for the delivery of catchment ecosystem services [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2016,14(6):325−332.

[17] Xu R, Cai Y, Wang X, et al. Agricultural nitrogen flow in a reservoir watershed and its implications for water pollution mitigation [J]. Journal of Cleaner Production, 2020,267:122034.

[18] 辛　苑,张耀方,李添雨,等.密云水库入库河流微生物群落演替对氮素形态转化的影响 [J]. 环境科学, 2023,44(9):4985−4995.
Xin Y, Zhang Y F, Li T Y, et al. Effects of nitrogen speciation transformation on microbial community succession in input rivers of Miyun Reservoir [J]. Environmental Science, 2023,44(9):4985− 4995.

[19] 张雨航,孙长虹,范　清,等.基于 MIKE21 的密云水库总氮预测研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2021,35(8):122−131.
Zhang Y H, Sun C H, Fan Q, et al. Prediction of total nitrogen in Miyun Reservoir based on MIKE21 [J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2021,35(8):122−131.

[20] 魏　静,郑小刚,张国维,等.官厅水库、密云水库上游流域地表水氮磷含量现状 [J]. 环境工程, 2020,38(9):101−105.
Wei J, Zheng X G, Zhang G W, et al. Nitrogen and phosphorus content of surface water in the upstream basin of Guanting Reservoir and Miyun Reservoir [J]. Environmental Engineering, 2020,38(9):101−105.

[21] 庞树江,王晓燕.流域尺度非点源总氮输出系数改进模型的应用 [J]. 农业工程学报, 2017,33(18):213−223.
Pang S J, WangX Y. Application of modified diffuse total nitrogen export coefficient model at watershed scale [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017,33(18):213−223.

[22] 韩玉国,李叙勇,南　哲,等.北京地区 2003~2007 年人类活动氮累积状况研究 [J]. 环境科学, 2011,32(6):1537−1545.
Han Y G, Li X Y, Nan Z, et al. Net Anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region in 2003 to 2007 [J]. Environmental Science, 2011,32(6):1537−1545.

[23] 耿润哲,张鹏飞,庞树江,等.不同气候模式对密云水库流域非点源污染负荷的影响 [J]. 农业工程学报, 2015,31(22):240−249.
Geng R Z, Zhang P F, Pang S J, et al. Impact of different climate change scenarios on non−point source pollution losses in Miyun Reservoir watershed [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015,31(22):240−249.

[24] 叶芝菡,黄炳彬,常国梁,等.密云水库上游半城子水库流域氮素时空变化特征及源解析研究 [J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2021,57(4):533−538.
Ye Z H, Huang B B, Chang G L, et al. Concentration variations and sources of nitrogen in Banchengzi Reservoir watershed upstream of Miyun Reservoir [J]. Journal of Beijing Normal University(Natural Science), 2021,57(4):533−538.

[25] 张　敏,李令军,赵文慧,等.密云水库上游河流水质空间异质性及其成因分析 [J]. 环境科学学报, 2019,39(6):1852−1859.
Zhang M, Li L J, Zhao W H, et al. Spatial heterogeneity and cause analysis of water quality in the upper streams of Miyun Reservoir [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019,39(6):1852−1859.

[26] 李卓凌,黄炳彬,刘　畅,等.北京市密云水库流域智慧水生态管理系统建设构想 [J]. 北京水务, 2021,(S2):47−50.
Li Z L, Huang B B, Liu C, et al. Conceptual construction of intelligent water ecological management system for Miyun Reservoir basin in Beijing [J]. Beijing Water Affairs, 2021,(S2):47−50.

[27] Li W Z, Li X Y, Wang X X. Trends in the total nitrogen concentration and the major influencing factors in the main rivers flowing into the Miyun Reservoir in recent 20years [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013,33(11):3047−3052.

[28] 北京市密云区统计局.《北京市密云区国民经济和社会发展统计公报》 [M]. 北京:中央文献出版社, 2024:28−94.
Beijing Municipality Miyun District Bureau of Statistics. Statistical bulletin on national economic and social development of Miyun District, Beijing municipality [M]. Beijing: Central Literature Publishing House, 2024:28−94.

[29] 北京市延庆区统计局.《北京市延庆区统计年鉴》 [M]. 北京:中国文史出版社, 2024:37−84.
Yanqing District Bureau of Statistics, Beijing. Statistical yearbook of

Yanqing District, Beijing [M]. Beijing: China Culture and History Press, 2024:37-84.

[30] 北京市怀柔区统计局.《北京怀柔区统计年鉴》 [M]. 北京:中国商务出版社, 2024:46-73.
Huairou District Bureau of Statistics, Beijing. Beijing Huairou District statistical yearbook [M]. Beijing: China Business Press, 2024:46-73.

[31] 北京市水务局.《北京市水务年鉴》 [M]. 北京:北京水务年鉴编纂委员会, 2024:13-18.
Beijing Municipal Water Authority. Beijing water annual [M]. Beijing: Beijing Water Annual Editorial Committee, 2024:13-18.

[32] 段新光,陈 然,褚 旭.基于长系列数据的密云水库入库径流演变规律及驱动力分析 [J]. 水利建设与管理, 2024,44(5):56-64.
Duan X G, Chen R, Chu X, et al. Analysis of the evolution patterns and driving forces of inflow into the Miyun Reservoir based on long-term data series [J]. Hydraulic construction and management, 2024,44(5):56-64.

[33] 盛 强,杨银科,曹兴达,等.典型小区域人类活动净氮输入量的空间格局特征 [J]. 科学技术与工程, 2022,22(19):8537-8545.
Sheng Q, Yang Y K, Cao X D, et al. Spatial pattern characteristics of net anthropogenic nitrogen inputs in typical small regions [J]. Science Technology and Engineering, 2022,22(19):8537-8545.

[34] 曹 敏,吴东少,段仲昭,等.亚热带流域人类活动净氮输入与河流输出响应——以东江为例 [J]. 环境科学学报, 2023,43(8):428-439.
Cao M, Wu D S, Duan Z Z, et al. Estimating net anthropogenic nitrogen inputs and riverine export in a subtropical watershed: A case study of Dongjiang River [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023, 43(8):428-439.

[35] 冼超凡,欧阳志云.城乡居民食物氮足迹估算及其动态分析——以北京市为例 [J]. 生态学报, 2016,36(8):2413-2421.
Xian C F, Ouyang Z Y, Duan Z Z, et al. Calculation and dynamic analysis of the food nitrogen footprints of urban and rural residents in Beijing [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016,36(8):2413-2421.

[36] 高 伟,高 波,严长安,等.鄱阳湖流域人为氮磷输入演变及湖泊水环境响应 [J]. 环境科学学报, 2016,36(9):3137-3145.
Gao W, Gao B, Yan C A, et al. Evolution of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to Lake Poyang Basin and its' effect on water quality of lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016,36(9):3137-3145.

[37] 王光亚,等.我国食物成分表的发展简史 [J]. 营养学报, 2003,(2):126-129.
Wang G Y, et al. A brief history of the development of China's food composition tables [J]. Chinese Journal of Nutrition, 2003,(2):126-129.

[38] 张卫峰,李亮科,陈新平,等.我国复合肥发展现状及存在的问题 [J]. 磷肥与复肥, 2009,24(2):14-16.
Zhang W F, Li L K, Chen X P, et al. The present status and existing problems in China's compound fertilizer development [J].Phosphate & Compound Fertilizer, 2009,24(2):14-16.

[39] 魏 静,马 林,路 光,等.城镇化对我国食物消费系统氮素流动及循环利用的影响 [J]. 生态学报, 2008,(3):1016-1025.
Wei J, Ma L, Lu G, et al. The influence of urbanization on nitrogen flow and recycling utilization in food consumption system of China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008,(3):1016-1025.

[40] 李书田,金继运.中国不同区域农田养分输入、输出与平衡 [J]. 中国农业科学, 2011,44(20):4207-4229.
Li S T, Jin J Y. Characteristics of nutrient input/output and nutrient balance in different regions of China [J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011,44(20):4207-4229.

[41] 张汪寿,苏静君,杜新忠,等.1990~2010 年淮河流域人类活动净氮输入 [J]. 应用生态学报, 2015,26(6):1831-1839.
Zhang W S, Su J J, Du X Z, et al. Net anthropogenic nitrogen input to Huaihe River Basin, China during 1990~2010 [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015,26(6):1831-1839.

[42] 陈媛媛,张 成,肖欣娟,等.大气氮沉降特征及对土壤和植物的影响研究进展 [J]. 南方农业, 2022,16(19):153-157.
Chen Y Y, Zhang C, Xiao X J, et al. Research progress on the characteristics of atmospheric nitrogen deposition and its effects on soil and plants [J]. South China Agriculture, 2022,16(19):153-157.

[43] 陈海涛,王晓燕,黄静宇,等.密云水库周边小流域大气氮磷沉降特征研究 [J]. 环境科学研究, 2022,35(6):1419-1431.
Chen H T, Wang X Y, Huang J Y, et al. Dry and wet atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in small catchment around Miyun Reservoir [J]. Research of Environmental Sciences, 2022,35(6): 1419-1431.

[44] 周慧娴,沈 傲,崔寅平,等.区域氮干沉降分布特征的数值模拟 [J]. 环境科学学报, 2022,42(10):129-137.
Zhou H X, Shen A, Cui Y P, et al. Numerical simulation of distribution characteristics of regional nitrogen dry deposition [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(10):129-137.

[45] Chen F, Hou L, Liu M, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) into the Yangtze River basin and the relationship with riverine nitrogen export [J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2016, 121(2):451-465.

[46] Kusmer A S, Goyette J O, MacDonald G K, et al. Watershed buffering of legacy phosphorus pressure at a regional scale: A comparison across space and time [J]. Ecosystems, 2019,22(1):91-109.

[47] 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.

[48] Hong B, Swaney D P, Mörth CM, et al. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin [J]. Ecological Modelling, 2012,227:117-135.

[49] Alexander R B, Smith R A, Schwarz G E, et al. Differences in phosphorus and nitrogen delivery to the gulf of Mexico from the Mississippi River Basin [J]. Environmental Science & Technology, 2008,42(3):822-830.

[50] Zhang W, Li H, Li Y. Spatio-temporal dynamics of nitrogen and phosphorus input budgets in a global hotspot of anthropogenic inputs [J]. Science of The Total Environment, 2019,656:1108-1120.

[51] Mao Y, Zhang H, Tang W, et al. Net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in Pearl River Delta region (2008~2016) [J]. Journal of Environmental Management, 2021,282:111952.

[52] 韩 震,罗煓钠,王中根,等.土地利用方式对流域氮输入输出关系的

影响——以加州 San Joaquin 流域为例 [J]. 地理科学进展, 2010, 29(9):1081-1086.
Han Z, Luo Y Z, Wang Z G, et al. Impact of land use on input and export of nitrogen of watersheds: A case study in San Joaquin Valley, CA [J]. Progress in Geography, 2010,29(9):1081-1086.

[53] Han H, Allan J D. Estimation of nitrogen inputs to catchments: comparison of methods and consequences for riverine export prediction [J]. Biogeochemistry, 2008,91(2/3):177-199.

[54] 环境保护部.《全国集中式饮用水水源地环境保护专项行动方案》[EB/OL]. https://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/ bwj/201803/t20180330_433402.html2018-03-12.

[55] 张怡彬,李俊改,王　震,等.有机替代下华北平原旱地农田氨挥发的年际减排特征 [J]. 植物营养与肥料学报, 2021,27(1):1-11.
Zhang Y B, Li J G, Wang Z, et al. Substitution of chemical fertilizer with organic manure reduces ammonia volatilization in maize farmland in North China Plain [J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2021,27(1):1-11.

[56] 王　迪,刘梅冰.河流氮输出对人类活动净氮输入的响应 [J]. 亚热带资源与环境学报, 2019,14(1):47-53.
Wang D, Liu M B. Response of riverine nitrogen export to net anthropogenic nitrogen inputs [J]. Journal of Subtropical Resources and Environment, 2019,14(1):47-53.

[57] Chen C, Pan J, Lam S K. A review of precision fertilization research [J]. Environmental Earth Sciences, 2014,71(9):4073-4080.

[58] 丁雪坤,王云琦,韩玉国,等.三峡库区人类活动净氮输入量估算及其影响因素 [J]. 中国环境科学, 2020,40(1):206-216.
Ding X K, Wang Y Q, Han Y G, et al. Estimation of net nitrogen input from human activities in the Three Gorges Reservoir Area and its influencing factors [J]. China Environmental Science, 2020,40(1): 206-216.

[59] Zhang W, Swaney D P, Hong B, et al. Net anthropogenic phosphorus inputs and riverine phosphorus fluxes in highly populated headwater watersheds in China [J]. Biogeochemistry, 2015,126:269-283.

[60] Hong B, Swaney D P, McCrackin M, et al. Advances in NANI and NAPI accounting for the Baltic drainage basin: Spatial and temporal trends and relationships to watershed TN and TP fluxes [J]. Biogeochemistry, 2017,133:245-261.

[61] Groffman P M, Law N L, Belt K T, et al. Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems [J]. Ecosystems, 2004,7:393-403.

[62] Kaushal S S, Groffman P M, Band L E, et al. Interaction between urbanization and climate variability amplifies watershed nitrate export in Maryland [J]. Environmental Science & Technology, 2008,42(16): 5872-5878.

[63] Huang H, Chen D, Zhang B, et al. Modeling and forecasting riverine dissolved inorganic nitrogen export using anthropogenic nitrogen inputs, hydroclimate, and land-use change [J]. Journal of Hydrology, 2014,517:95-104.

[64] Han Y, Feng G, Swaney D P, et al. Global and regional estimation of net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) [J]. Geoderma, 2020,361: 114066.

[65] Han Y, Fan Y, Yang P, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) index application in Mainland China [J]. Geoderma, 2014,213:87-94.

[66] Howarth R, Swaney D, Billen G, et al. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate [J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012,10(1): 37-43.

[67] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds [J]. Biogeochemistry, 2002,57:405-427.

[68] 李　影,刘宏斌,雷秋良,等.洱海流域乡镇尺度上人类活动对净氮输入量的影响 [J]. 环境科学, 2018,39(9):4189-4198.
Li Y, Liu H B, Lei Q L, et al. Impact of human activities on net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) at township scale in Erhai Lake Basin [J]. Environmental science, 2018,39(9):4189-4198.

作者简介：祝鹏华(2001-),女,贵州贵阳人,北京林业大学水土保持学院硕士研究生,主要研究湖泊面源污染.z2975778324@163.com.