贾天娇,裴 玮,王林涛,等.1990~2022 年京津冀地区人类活动净磷输入时空变化及影响因素 [J]. 中国环境科学, 2025,45(9):5104−5116.
JIA Tian-jiao, PEI Wei, WANG Lin-tao, et al. Spatiotemporal variations and influencing factors of net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 1990 to 2022 [J]. China Environmental Science, 2025,45(9):5104−5116.

1990~2022 年京津冀地区人类活动净磷输入时空变化及影响因素

贾天娇,裴 玮,王林涛,李 敏* (北京林业大学环境科学与工程学院,水体污染源控制技术北京市重点实验室,污染水体源控制与生态修复技术北京市高等学校工程研究中心,北京 100083)

摘要：为探究京津冀地区人类活动净磷输入状况及影响因素,以 13 个地级市为研究单元,收集 1990~2022 年相关统计数据及人类活动净磷输入(NAPI)模型参数,探究 33a 内 NAPI 的时空特征和各组分变化趋势,并采用冗余分析(RDA)定量揭示不同类型因素对 NAPI 及其组分的影响.结果表明:(1)京津冀地区 NAPI 整体呈起伏上升的趋势,1990~2006 年上升明显,2006~2022 年略有下降,年平均值为 1906kg/(km^2·a),为全国水平的 5.6 倍,化肥磷输入为最主要输入源,年平均贡献率为 54.90%,其次是食品饲料磷输入,年平均贡献率为 41.18%; NAPI 受地形影响呈现出由南向北逐渐降低的空间分布趋势,邯郸市 NAPI 值最高,占整个研究区的 15.76%,承德市 NAPI 值最低,占比 1.52%.2018~2022 年 NAPI 不确定性范围平均值为−14.81%~14.56%.(2)不同因素对 NAPI 及其组分的影响大小排序为:土地利用因素>经济因素>社会因素,三类因素共同解释率为 81.77%.其中,NAPI 及其组分只与林地和草地面积占比呈负相关,与其余影响因素均呈正相关.指标中建设用地面积占比的单独解释率最高,为 45.70%,且与食品/饲料磷和非食物磷的正相关性最强,是影响 NAPI 及其组分的最关键因素.建设用地面积占比的增加往往伴随着强烈的人类活动,如食品消费、洗涤剂使用的增加,因此,建设用地占比对食品/饲料磷与非食物磷的正向影响导致其具有最高的单独解释率.

关键词：人类活动净磷输入量(NAPI)；京津冀地区；时空变化；影响因素；磷
中图分类号：X71 **文献标识码**：A **文章编号**：1000−6923(2025)09−5104−13

Spatiotemporal variations and influencing factors of net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) in the Beijing-Tianjin-Hebei region from 1990 to 2022. JIA Tian-jiao, PEI Wei, WANG Lin-tao, LI Min* (Beijing Key Laboratory of Water Pollution Source Control Technology, Beijing Engineering Research Centre for Source Control and Ecological Remediation of Polluted Waters, School of Environmental Science and Engineering, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China). *China Environmental Science*, 2025,45(9)：5104~5116

Abstract：To explore the status of net anthropogenic phosphorus input (NAPI) and its influencing factors in the Beijing-Tianjin-Hebei region, this study took 13 prefecture-level cities as research units, collected relevant statistical data and NAPI model parameters from 1990 to 2022, analyzed the spatiotemporal characteristics of NAPI and the variation trends of its components over the 33 years, and used redundancy analysis (RDA) to quantitatively reveal the impacts of different types of factors on NAPI and its components. The results showed that:(1) The overall NAPI in the Beijing-Tianjin-Hebei region showed a fluctuating upward trend, with a significant increase from 1990 to 2006 and a slight decrease from 2006 to 2022. The annual average value was 1906kg/(km^2·a), which was 5.6times the national level. Phosphorus input from chemical fertilizers was the most important source, with an average annual contribution rate of 54.90%, followed by phosphorus input from food and feed, with an average annual contribution rate of 41.18%. Affected by terrain, the spatial distribution of NAPI showed a trend of gradually decreasing from south to north. Handan City had the highest NAPI value, accounting for 15.76% of the entire study area, while Chengde City had the lowest NAPI value, accounting for 1.52%. The average uncertainty range of NAPI from 2018 to 2022 was −14.81% to 14.56%. (2) The order of influence of different factors on NAPI and its components was: land use factors > economic factors > social factors, and the combined explanatory rate of the three types of factors was 81.77%. Among them, NAPI and its components were only negatively correlated with the proportion of forest and grassland areas, and positively correlated with other influencing factors. Among the indicators, the proportion of construction land area had the highest individual explanatory rate of 45.70%, and had the strongest positive correlation with food/feed phosphorus and non-food phosphorus, making it the most critical factor affecting NAPI and its components. The increase in the proportion of construction land area is often accompanied by intense human activities, such as the increase in food consumption and detergent use. Therefore, the positive impact of the proportion of construction land on food/feed phosphorus and

收稿日期：2025−02−20
基金项目：国家自然科学基金资助项目(52070016)
* 责任作者, 教授, minli@bjfu.edu.cn

non-food phosphorus leads to its highest individual explanatory rate.

Key words: net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI); Beijing-Tianjin-Hebei region; spatial and temporal variations; influencing factors; phosphorus

磷是植物生长所必须的营养元素之一,在维持生物多样性和生态系统的平衡方面具有重要意义[1].随着社会经济发展,包括 P、N、K 和其他微量营养素在内的肥料作为人为磷源被广泛应用,这促进了一些国家发展进步和全球人口的指数级增长;除此之外,人类排泄物、食品加工产生的废物和洗涤剂的工业使用成为了人为磷源的额外贡献者[2].然而,输入过量的磷会造成多种危害,如破坏生态平衡、导致水体富营养化、影响人类身体健康等.人为磷输入主要来源于化肥等非点源排放,与点源污染相比,非点源污染由于其过程的复杂性、不确定性以及难以监测和控制的特点[3],越来越受到人们的关注,已成为环境治理长期的难题[4],准确衡量磷负荷的输入程度和确定其主要来源对于防治磷污染和提升水环境质量至关重要.因此,重视并量化净人为磷的输入对于维护生态系统的可持续性具有重要意义.

目前,非点源磷污染的研究方法主要分为野外实地监测和模型模拟两种.野外实地监测的数据准确性较高,但由于需要较高的成本投入和较长的实施周期,因此存在一定的局限性[5];模型模拟又包括机理模型和统计模型,后者相较于前者能够通过分析历史数据定量计算磷污染负荷及来源,并易于构建[6].Russell 等[7]基于物料平衡方法提出净人为磷输入模型(NAPI),该模型是统计模型的一种,具有输入数据易获取、计算简便、可信度高的优点,被广泛应用于切萨皮克湾、波罗的海、圣劳伦斯、千岛湖、洱海等国内外各流域的研究[7-11],从不同角度分析了人类行为与磷输入之间的联系,量化了流域内人类活动对磷平衡的影响.随着研究深入,也有学者对 NAPI 的影响因素展开了研究,如香溪河流域的 NAPI 与耕地面积占比具有显著正相关性[12];长江三角洲人为磷输入量与河口和海岸带各水指标呈强相关[13];淮河流域河流总磷(TP)通量与 NAPI 呈显著的线性关系[14].因此,NAPI 模型在环境政策制定和流域管理中发挥着重要作用,通过模型评估,可以更好地理解人类活动对流域磷循环的影响,为治理磷污染、水体富营养化以及制定有效的环境管理策略提供了科学参考.

通过对已有研究的总结不难发现,识别 NAPI 的主要来源和影响因素,为区域磷素综合管理提供了新思路[15].然而,目前大多数研究采用线性回归分析、相关性分析等方法识别单个影响因素与 NAPI 之间的关系,鲜有研究定量分析不同类型影响因素对 NAPI 及其组分的影响.量化不同类型影响因素及其具体指标的贡献,可以精准评估不同人类活动(如农业施肥、工业排放、生活污水排放等)对 NAPI 的贡献,有利于进一步理解不同类型影响因素与 NAPI 及其组分的关系,为污染治理提供明确的目标,其结果可以直观地展示不同人类活动对磷污染的影响,还可以作为环境监管和执法的重要依据,有助于提高政策的科学性和有效性,提高磷素管理的效率.除此之外,NAPI 模型被广泛用于流域尺度上估算净人为磷输入以及评估环境风险,但这些研究成果往往不能直接被各级环境管理主体采纳,从而影响了环境管理政策的制定和实施[16].京津冀作为我国重要的环境管理主体,担当着国家经济发展的重要引擎角色、有序疏解北京的非首都功能的同时[17],在环境管理方面也承担着重要的职责.从 2014 年开始,京津冀地区在生态环境保护的协同管理方面实现了显著的突破.最近几年,这 3 个地区在生态环境的联合治理上加强了战略规划,携手实施了一系列生态环境综合整治措施,促进了区域生态环境质量的改善.在面源污染治理方面,京津冀三地签署了《京津冀区域环境保护率先突破合作框架》《京津冀水污染突发事件联防联控机制合作》等多个协议,建立了密云水库水源涵养区生态补偿机制、生态环境执法联动工作机制,为京津冀地区面源污染治理提供了坚实的制度保障.然而,与公众对更高品质生活的需求相比,仍存在一定的差距[18-20].

综上,本研究以京津冀地区为研究对象,通过系统收集 1990~2022 年间北京、天津及河北三地的统计年鉴数据,并结合相关文献资料获取研究所需参数,采用 NAPI 模型核算京津冀地区净人为磷输入,分析其时空格局及影响因素,以期更加有效的进行城市群环境磷素管理,降低人类活动带来的污染风险,为京津冀地区磷素污染防治及生态环境协同治

理提供科学理论参考.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于京津冀地区(BTH),包括北京市、天津市以及河北省(36°01'N~42°37'N, 113°04'E~119°53E'),总面积约 21.7 万 km^2,以北京和天津为双核,影响着整个河北省的经济活动.该地区东临渤海,景观多样,地形呈现由西北向东南逐渐倾斜的趋势(图 1a),包括太行山和燕山,生态系统具有高度多样性的特点.京津冀在区域生态系统分布方面,主要分布有:耕地、林地、草地、湿地、灌木地等类型[21],耕地面积为 5.24 万 km^2,占该区域土地总面积的28.58%,体现了以耕地为主的土地利用格局,耕地集中分布于该区域的东南部平原地带(图 1b).根据国家统计局公布数据,京津冀三地 2022 年的粮食播种面积分别为北京市 8.9 万 hm^2、天津市 25.1 万 hm^2、河北省 429.6 万 hm^2.主要养殖畜禽种类包括生猪、牛(包括肉牛和奶牛)、蛋鸡和肉鸡.根据第二次全国污染源普查公报,京津冀地区畜禽养殖业污染物排放总磷为 11.97 万 t,其中,畜禽规模养殖场水污染物排放总磷为 8.04 万 t;生活源水污染物排放总磷为 9.54 万 t,其中,城镇生活源水污染物排放量磷为 5.85 万 t,农村生活源水污染物排放总磷为 3.69 万 t.京津冀地区磷输入量处于较高水平,管理和控制磷素污染具有重要意义.

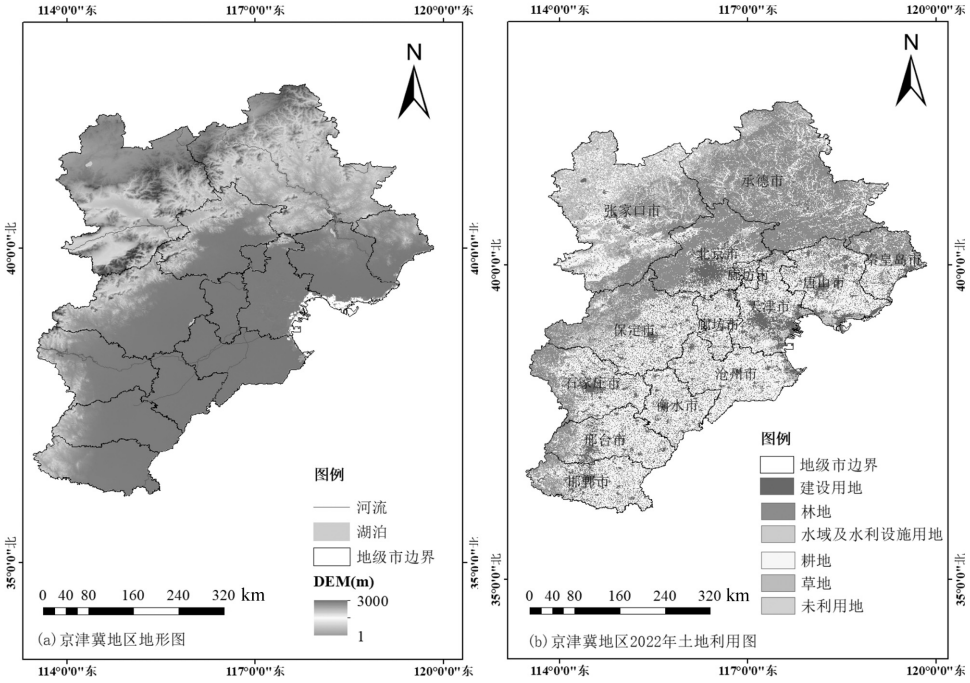


图 1 京津冀地区地形图(a)及 2022 年土地利用图(b)

Fig.1 Topographic map of the Beijing–Tianjin–Hebei region (a) and land−use map for 2022 (b)

1.2 数据来源

表 1 畜禽摄入与排泄的磷含量

Table 1 Phosphorus content in excretion and consumption of livestock

畜禽种类	磷素摄入量[kg/(头·a)]	磷素排泄量[kg/(头·a)]
牛	10.99	9.78
猪	4.59	3.17
羊	1.26	1.06
马	10.99	9.78
家禽	0.26	0.17

注:本研究使用的参数为本地参数或目前已发表文献中使用最多的参数.

本研究数据来源于北京市统计年鉴、天津市统计年鉴、河北省统计年鉴、河北省各地级市统计年鉴、河北农村统计年鉴、人口普查公报以及相关文献资料,缺失数据采用线性插值法补充.包括 1990~2022 年京津冀地区 13 个地级市的总人口数量、城镇和乡村人口数量、城镇居民人均磷素摄入量为 973.2mg/d[22]、农村居民人均磷素摄入量为 981.0mg/d[22]、主要畜禽养殖量、主要农产品产量、磷肥以及复合肥施用量、畜禽磷素摄入量(表 1)[11,16,22]、畜

禽磷素排泄量(表 1)[11,22]、农产品磷含量(表 2)[5,10,16,22-23]、单位面积种子含磷量(表 3)[24].

表 2　农产品含磷量

Table 2　Phosphorus content in agricultural products.

农产品种类	农产品含磷量(%)
小麦	0.167
稻谷	0.082
玉米	0.22
豆类	0.465
薯类	0.045
芝麻	0.22
花生	0.25
棉花	0.165
麻叶	0.083
烟叶	0.44
蔬菜	0.031
水果	0.013
水产品	0.21

表 3 单位面积种子的含磷量

Table 3　Phosphorus content per unit area of seeds.

种子种类	单位面积种子含磷量[kg/(km2·a)]
水稻	6.43
小麦	23.81
玉米	4.53
豆类	8.90
花生	0.58

1.3　NAPI 估算方法及参数

净人为磷输入(NAPI)模型主要由食品和饲料磷、化肥磷及非食品磷 3 项输入项构成.由于大气磷沉降有限,为简化模型通常可以忽略.由于河北省是中国重要的粮食生产基地,本研究还考虑了种子磷输入,计算公式为:

$$NAPI=P_{im}+P_{fer}+P_{nf}+P_{seed} \quad (1)$$

式中:P_{im} 为食品/饲料磷输入量,用区域人类及畜禽磷素摄入量与磷素产量的差值来表示;P_{fer} 为化肥磷输入量,包含统计年鉴中磷肥施用量和化肥磷的折纯量,有机肥作为内部循环不参与净人为磷输入的计算;P_{nf} 为非食品磷的输入,主要是指人类日常生活中使用的含磷洗涤剂;P_{seed} 为种子中磷输入量,NAPI 及其各组分单位均为 kg/(km^2·a).

1.3.1　P_{im} 的计算方法　人类和动物在其一生中分别需要摄取大量的食物和饲料,因此人类的饮食与动物的饲料中所含的净磷是 NAPI 的一个重要成分[25].人类食品和动物饲料磷输入可以反映区域内食品或饲料的磷素供需情况[25],正值表示该地区生产的粮食饲料不能满足本地磷素需求,需要从其他地区进口,负值表示该地区生产的磷素输出到其他地区,计算公式为:

$$P_{im}=P_{hc}+P_{lc}-P_{lp}-P_{cp} \quad (2)$$

式中:P_{hc} 表示居民食物磷消耗量,P_{lc} 表示畜禽的饲料磷消耗量,P_{lp} 表示畜禽产品磷含量,P_{cp} 表示作物磷生产量,以上单位均为 kg/(km^2·a).

本研究假设由于腐败、加工和害虫等因素,所有畜禽和作物产品有 10%的损失.

(1)P_{hc} 的计算方法　P_{hc} 表示人类日常饮食中磷的消耗量,由人口普查公报和各地级市统计年鉴中的常住人口数量、城市人口数量、农村人口数量以及相关资料查得的人均磷素摄入量来确定.北京市和天津市计算公式为:

$$P_{hc}=(Pop1\times0.35+Pop2\times0.36)\times10^4 \quad (3)$$

式中:Pop1 为城镇人口数量,万人;Pop2 为农村人口数量,万人;城镇居民人均磷素摄入量为 973.2mg/d,单位换算为 0.35kg/a;农村居民人均磷素摄入量为 981.0mg/d,单位换算为 0.36kg/a.

河北省各地级市由于数据限制,计算公式为:

$$P_{hc}=Pop\times0.36\times10^4 \quad (4)$$

式中:Pop 为常住人口数量,万人;

(2)P_{lc} 的计算方法　P_{lc} 指在饲养畜禽过程中所使用饲料中的含磷量,由各地级市统计年鉴、农村统计年鉴中畜禽的养殖种类和数量及其相关资料查得的磷素摄入水平(表 1)相乘来计算,公式为:

$$P_{lc}=\sum_{i=1}^{n}(AN_i\times API_i\times10^{-3}) \quad (5)$$

式中:AN 为区域畜禽养殖数量,头或只;i 为畜禽种类;n 为区域养殖的畜禽种类数量,种;API 为畜禽的磷素摄入水平,kg/(头·a).

(3)P_{lp} 的计算方法　P_{lp} 表示畜禽产品磷含量,由各类畜禽磷素摄入与排泄量的差值和畜禽养殖数量相乘计算得出,公式为:

$$P_{lp}=\sum_{i=1}^{n}AN_i\times(API_i-APO_i)\times10^{-3} \quad (6)$$

式中:APO 为畜禽的磷素排泄水平,kg/(头·a);

(4)P_{cp} 的计算方法　P_{cp} 表示农产品含磷量,根据各地级市统计年鉴、农村统计年鉴中的农产品产量

和相关资料查得的农产品含磷量(表 2)相乘确定,计算公式为:

$$P_{cp}=\sum_{v=1}^{m}CP_V\times PC_V \quad (7)$$

式中:CP 为农产品产量,kg;PC 为农产品含磷量,%;v 为农产品种类;m 为农产品种类数量,种.

1.3.2 P_{fer} 的计算方法 目前的农业生产管理实践高度依赖于肥料的集约使用,因此肥料使用也是 NAPI 的重要来源之一.通过各地级市统计年鉴、农村统计年鉴得到磷肥和复合肥施用量数据,公式为:

$$P_{fer}=(PF+CF\times 0.15)\times 0.436 \quad (8)$$

式中:PF 为磷肥折纯量;CF 为复合肥量.我国复合肥主要养分含量比例为 $N:P_2O_5:K_2O$ = 15:15:15,即复合肥折纯量为 14.55%[26],约为 15%.

1.3.3 P_{nf} 的计算方法 非食用磷主要由洗涤剂引入.经查阅资料,本研究 1990~2015 年的洗涤剂磷含量以 5.3%计,2016 年以后,洗涤剂平均含磷量为 0.9%[22].

1.3.4 P_{seed} 的计算方法 将每种作物单位面积的种子磷投入(表 3)乘以每个研究单位的种植面积,各作物种植面积数据来源于各地级市统计年鉴和农村统计年鉴.

1.4 不确定性分析

为了评估 NAPI 及其组分计算结果的不确定性,本研究根据蒙特卡洛方法,量化了 2018~2022 年响应变量的总体不确定性.本研究选取 2018~ 2022 年基础数据进行蒙特卡洛模拟,由于此期间统计年鉴收录的指标完全一致,保证参数影响计算结果的准确性.利用蒙特卡洛评估 NAPI 模型对随机生成参数输入的响应,首先需确定参数范围,利用公式生成随机参数,再将一定数值范围内的参数值用作单变量或多变量输入,通过计算机通过数千次迭代模拟过程获得 NAPI 及其 4 个组分的置信区间,以减少因基于简单主观经验选择参数而产生的误差.

本研究使用以下公式为每个参数在其范围内随机生成样本 R_i:

$$R_i=RAND(\,)\times(MAX_i-MIN_i)+MIN_i \quad (9)$$

式中:RAND( )是一个在 0~1 之间生成随机数的函数,i 代表参数类型;MAX 和 MIN 分别是参数范围的最大值和最小值.

参数范围如表 4 所示.

在进行蒙特卡洛模拟时,假设所有参数均服从正态分布,变异系数(CV)为 0.30[27-28],利用公式(9)对每个参数在其范围内进行随机抽样(×5000 次)[29],计算 5000 次 NAPI 及其组分,从而获得了 2018~2022 年京津冀地区各研究单元的 NAPI 及其各组成部分的 95%置信区间.

表 4 参数常用值和变化范围

Table 4 Common parameter values and their ranges of variation

参数种类	常用参数	参数变化范围
牛磷素摄入量[kg/(头·a)]	10.99	7.69~14.28
猪磷素摄入量[kg/(头·a)]	4.59	3.21~5.96
羊磷素摄入量[kg/(头·a)]	1.26	0.88~1.63
马磷素摄入量[kg/(头·a)]	10.99	7.69~14.28
家禽磷素摄入量[kg/(头·a)]	0.26	0.18~0.33
牛磷素排泄量[kg/(头·a)]	9.78	6.84~12.71
猪磷素排泄量[kg/(头·a)]	3.17	2.21~4.12
羊磷素排泄量[kg/(头·a)]	1.06	0.74~1.37
马磷素排泄量[kg/(头·a)]	9.78	6.84~12.71
家禽磷素排泄量[kg/(头·a)]	0.17	0.11~0.22
小麦含磷量(%)	16.7	11.7~21.7
稻谷含磷量(%)	8.2	5.7~10.7
玉米含磷量(%)	22	15.4~28.6
豆类含磷量(%)	46.5	32.6~60.5
薯类含磷量(%)	4.5	3.2~5.9
芝麻含磷量(%)	22	15.4~28.6
花生含磷量(%)	25	17.5~32.5
棉花含磷量(%)	16.5	11.6~21.5
麻叶含磷量(%)	8.3	5.8~10.8
烟叶含磷量(%)	44	30.8~57.2
蔬菜含磷量(%)	3.1	2.2~4.0
水果含磷量(%)	1.3	0.9~1.7
水产品含磷量(%)	21	14.7~27.3
水稻种子单位面积含磷量[kg/(km^2·a)]	6.43	4.50~8.36
小麦种子单位面积含磷量[kg/(km^2·a)]	23.81	16.67~30.95
玉米种子单位面积含磷量[kg/(km^2·a)]	4.53	3.17~5.89/
豆类种子单位面积含磷量[kg/(km^2·a)]	8.90	6.23~11.57
花生种子单位面积含磷量[kg/(km^2·a)]	0.58	0.41~0.75
复合肥折纯量(%)	14.55	10.19~18.92
城市人口人均年消费洗衣粉(kg)	3.49	2.44~4.54
农村人口人均年消费洗衣粉(kg)	4.3	3.01~5.59
城镇居民人均磷素摄入量(mg/d)	973.2	681.2~1265.1
农村居民人均磷素摄入量(mg/d)	981.0	686.7~1275.3

1.5 数据处理与制图

本研究使用的 1990~2022 年土地利用数据来源于杨杰、黄昕研究团队开发的 30m 栅格土地利用数据集[30],该数据集最大的优势是基于 Google Earth Engine (GEE)云平台,利用 LandSat 数据实现了连续年的土地利用分类结果,时间和空间分辨率明显优

于其他数据集.这套数据集分为 9 个主要土地利用类型:耕地、林地、灌木地、草地、水域、冰雪、裸地、建设用地和湿地,该数据集目前已在许多研究中得到了广泛应用[31-34].本研究利用 ArcGIS 10.2 软件对 1990~2022 年的栅格数据进行掩膜提取后,按中国科学院土地利用分类标准对地类进行重分类,最后分区统计得到 1990~2022 年各城市的不同土地利用类型占比,具体分为:耕地、林地、草地、水域及水利设施用地、建设用地和未利用地 6 大类.

采用 Excel 2019 对京津冀地区内各地级市 NAPI 及其各组分进行统计分析和制图,探究其时间变化;采用 ArcGIS10.2 软件对各地级市 NAPI 进行可视化,探究空间变化;使用 Canoco5.0 进行冗余分析(RDA),探究社会、经济、土地利用因素对 NAPI 的影响.

2　结果与分析

2.1　京津冀地区 NAPI 的年际变化

由图2所示,1990~2022年内,京津冀区域人类活动净磷输入(NAPI)整体呈起伏上升的趋势,其中 1995 年较 1990 年增幅最大,由 790kg/(km^2·a)增长至 1760kg/(km^2·a),增长 122.7%,在 2005 年增长至最大值 2466kg/(km^2·a),2020 年相较于 2015 年有所下降,由 2149kg/(km^2·a)下降至 1587kg/(km^2·a),与 1990 年相比增幅为 108.7%,年平均增长率为 3.3%,33a 间 NAPI 均值为 1096kg/(km^2·a).

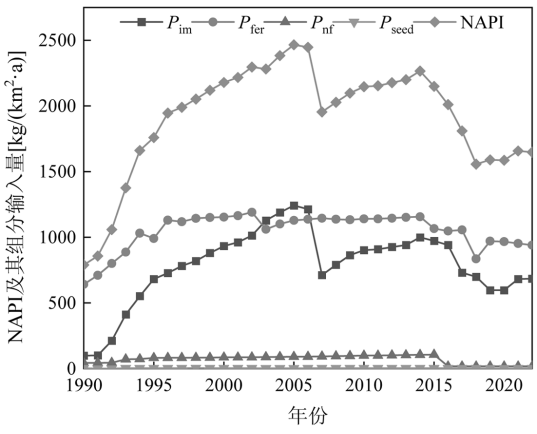


图 2　1990~2022 年京津冀地区 NAPI 及其输入组分的年际变化

Fig.2　Interannual variations of NAPI and its input components in the Beijing−Tianjin−Hebei Region from 1990 to 2022

从 NAPI 的组成结构来看(图 3),化肥磷是主要贡献因子,其输入量整体呈下降趋势,年贡献占比在 1990 年达到最大值 81.3%,在 2005 年达到最低值 45.8%.33a 间化肥磷输入量平均值为 1046.7kg/(km^2·a),占比 54.9%.食品饲料磷输入量占比呈起伏上升趋势,年贡献占比 12.6%~50.4%,年均值为 785.1kg/(km^2·a),占比 41.2%.非食用磷输入量占比在 1990~2015 年间保持较为平稳的变化,在 2020 之后有所下降,变化范围在 1.6%~5.1%之间,年均值为 71.1kg/(km^2·a),占比 3.7%.种子磷输入量占比最小且 33a 内变化趋势平稳,年贡献占比范围在 0.1%~0.5%之间,年平均值为 3.5kg/(km^2·a),占比 0.2%.

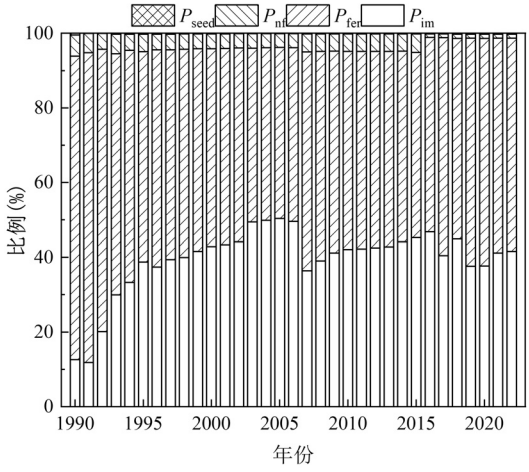


图 3　1990~2022 京津冀地区 NAPI 构成组分占比年际变化

Fig.3　Interannual changes in the compositional proportion of NAPI components in the Beijing−Tianjin−Hebei Region from 1990 to 2022

2.2　京津冀地区 NAPI 的空间变化

图 4 为京津冀地区在 1990~2022 年内部分年份的 NAPI 空间变化图,可直观的反应京津冀地区 NAPI 随时间发生的空间变化.由图 4 可以看出,各地级市 NAPI 逐年增长,其分布在南北方向上存在明显的空间差异,呈现出南高北低、由南向北逐渐降低的特点.根据前人研究,净人为磷输入量可能受地形分布的影响,北部地区以山地为主,如燕山和太行山,而中部和南部则以平原为主,耕地面积更大且集中了大片优质农田(图 1b).

京津冀区域内 NAPI 值最高的地级市是邯郸市,年平均值为 4876kg/(km^2·a),是京津冀地区年平均值的 2.5 倍.主要由于邯郸市是河北省第一产粮大市,

连续 10 余年粮食产量超过 500 万 t,远超京津冀三地各地级市年平均粮食产量 320 万 t;同时,京津冀三地年平均磷肥和复合肥施用量分别为 3 万 t 和 6.5 万 t,而邯郸市作为河北省化肥施用总量最大的城市之一,33a 内磷肥和复合肥施用量分别为 8 万 t 和 10 万 t,远超各地级市平均值.

京津冀北部地区,如承德、张家口等以山地为主,NAPI 较低.其中,承德市西北部为坝上高原,南部为燕山山地,耕地比重最小(图 1b),NAPI 值最低,年平均值仅为 470kg/(km^2·a).

2.3 京津冀地区 NAPI 的影响因素研究

NAPI 模型计算结果的准确性在一定程度上会受到参数取值的影响,为定量分析参数取值在 NAPI 模型计算中的不确定性,本研究参考 Pei 等[29]在宁夏地区量化 NANI 模型参数不确定性的方法,选择 2018~2022 年的数据利用蒙特卡洛方法量化参数导致的 NAPI 及其各组成部分的不确定性,分别计算得出 5a 间京津冀地区 NAPI 及其组分的置信区间的上限和下限,并与在常规参数下计算得出的年均值进行比较,得出不确定性范围,结果如表 5 所示.

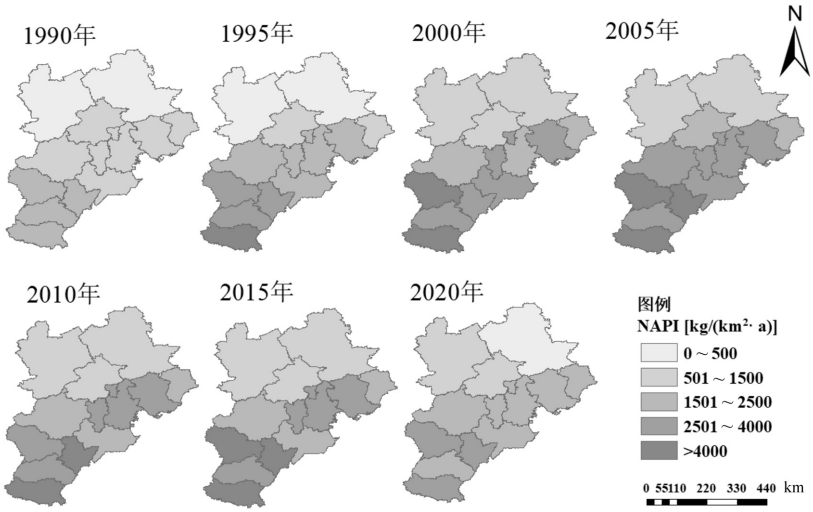


图 4 1990~2022 年京津冀市级尺度人类活动净磷输入量的空间分布

Fig.4 Spatial distribution of net phosphorus input from human activities at the municipal scale in the Beijing−Tianjin−Hebei Region from 1990 to 2022

表 5 京津冀地区 2018~2022 年 NAPI 及其组分在 95%置信区间和常规参数下的计算结果

Table 5 Calculation results of NAPI and its components in the Beijing−Tianjin−Hebei region from 2018 to 2022 under the 95% confidence interval and common parameters.

年份	数值类型	P_{im}[kg/(km^2·a)]	P_{fer}[kg/(km^2·a)]	P_{nf}[kg/(km^2·a)]	P_{seed}[kg/(km^2·a)]	NAPI[kg/(km^2·a)]
2018	置信区间上限	1767.5	1205.9	26.1	5.7	2914.3
	置信区间下限	1109.3	958.5	16.2	3.5	2180.4
	常规值	1435.7	1081.7	21.8	4.8	2453.7
2019	置信区间上限	1708.4	1432.2	26.1	5.5	3063.4
	置信区间下限	1067.1	1085.1	16.2	3.4	2283.5
	常规值	1384.9	1258.0	21.8	4.6	2669.1
2020	置信区间上限	1744.7	1419.7	26.6	5.6	3086.9
	置信区间下限	1087.4	1072.4	16.5	3.4	2291.9
	常规值	1413.5	1245.4	22.3	4.6	2685.6
2021	置信区间上限	1901.8	1398.3	26.6	5.7	3217.6
	置信区间下限	1197.6	1056.5	16.5	3.5	2389.7
	常规值	1547.2	1226.8	22.2	4.8	2800.7
2022	置信区间上限	1758.7	1378.3	26.4	6.1	3060.9
	置信区间下限	1102.2	1036.6	16.4	3.7	2271.9
	常规值	1431.1	1206.8	21.9	4.9	2264.5

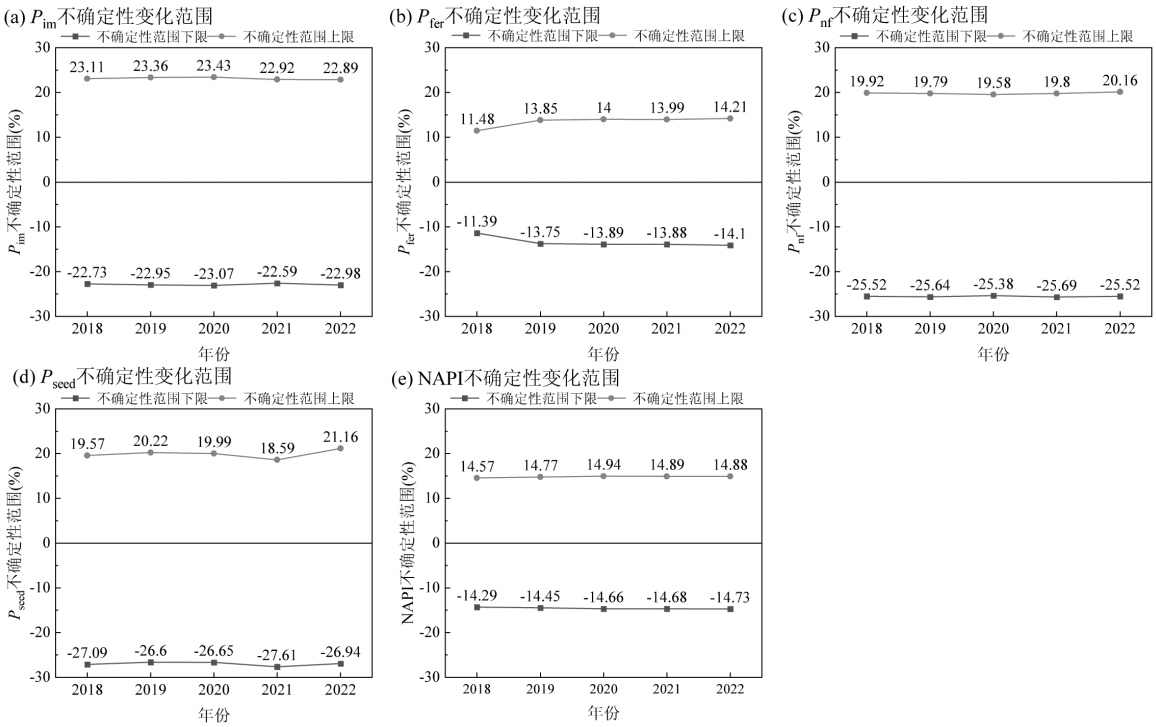


图 5　2018~2022 年间京津冀地区 P_{im}、P_{fer}、P_{nf}、P_{seed} 和 NAPI 的不确定性变化范围

Fig.5　The uncertainty ranges of P_{im}, P_{fer}, P_{nf}, P_{seed}, and NAPI in the Beijing−Tianjin−Hebei region during 2018~2022

根据图 5 可知,京津冀地区 NAPI 及其组分的不确定性范围无明显时间变化,与常规参数计算结果相比,不同参数组合下得到的NAPI 值变化范围平均值为−14.81%~14.56%.4 个组分中 P_{fer} 的不确定性范围远小于其余 3 个组分,并且 P_{im}、P_{nf} 和 P_{seed} 3 个组分的不确定性范围高度接近.这主要是由于在计算 P_{fer} 时只有一个参数(复合肥折纯量)具有变异性,其余 3 个组分在计算过程中均需要用到多个具有变异性的参数,参数的不确定性累积进而导致这 3 个组分的不确定性范围较高.

2.4　京津冀地区 NAPI 的影响因素研究

表 6　NAPI 的影响因素

Table 6　Human activity factors that may affect the NAPI

影响因素类别	影响因素	符号
社会因素	城镇化率	S1
	城镇人口密度	S2
	农村人口密度	S3
经济因素	第一产业产值	E1
	第二产业产值	E2
	第三产业产值	E3
土地利用因素	建设用地面积占比	L1
	耕地面积占比	L2
	林地面积占比	L3
	草地面积占比	L4

为定量识别驱动 NAPI 及其组分的关键影响因素,本研究采用冗余分析探讨 NAPI 及其组分与各影响因素之间的关系.根据前人研究,社会、经济和土地利用因素等人类活动因素可能会影响 NAPI[35-41],本研究选择的影响因素如表 6 所示.

分析结果显示,NAPI 及其组分与草地面积占比和林地面积占比呈负相关,表明二者的增加显著减少了区域磷输入,农村人口密度与种子磷输入和化肥磷输入呈负相关,与 NAPI 及其他组分呈正相关(图 6(a)).社会、经济和土地利用三者共同解释了 NAPI 及其组分的 81.77%,其中土地利用因素对 NAPI 及其组分的解释率最高、影响最大(图 6(b)).单独解释率最高的是建设用地面积占比,解释率为 45.7%(图 6(b)),且与 P_{im} 和 P_{nf} 的正相关性最强(图 6(a)).建设用地反映了人类对土地的开发和利用,其占地面积增加往往伴随着强烈的人类活动,尤其是人类活动如食品消费、洗涤剂使用会随着人口密度上升而增加.因此,建设用地占比对 P_{im} 与 P_{nf} 的正向影响导致其具有最高的单独解释率.

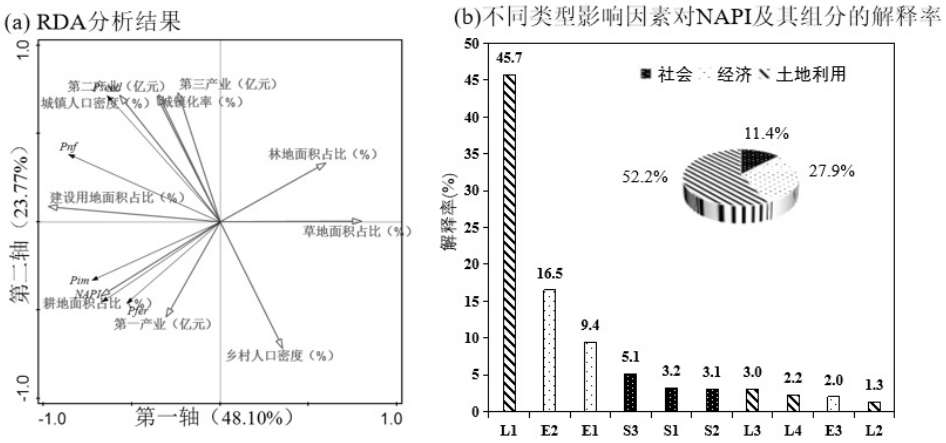


图 6 基于 RDA 的不同类型影响因素对 NAPI 及其组分的影响及解释率

Fig.6 Impacts and explanatory contributions of different influencing factors on NAPI and its components based on RDA

3 讨论

3.1 与中国其他地区相比较

中国大陆在 1990~2009 年间的 NAPI 值变化范围为 295~465kg/(km^2·a),各省市整体年平均值为 341kg/(km^2·a)[24].1990~2022 年,京津冀地区 NAPI 变化范围为 790~2466kg/(km^2·a),年平均值为 1906kg/(km^2·a),约为中国大陆平均值的 5.6 倍.这表示京津冀地区净人为磷输入值较高,磷素污染严重,容易破坏该地区生态系统平衡、危害人类身体健康.

对比净人为磷的输入组分,京津冀地区 NAPI 的主要来源是化肥磷输入,占比 54.90%,与我国市域尺度 NAPI 主导贡献源分析结果相同[42].次要来源是食品/饲料磷输入,占比 41.18%,与洱海流域(化肥磷占比 55%、食品/饲料磷占比 36%)、长江经济带(化肥磷占比 68.20%、食品/饲料磷占比 27.44%)、洞庭湖流域(化肥磷占比 65.8%、食品/饲料磷占比 29.0%)的研究结果相同[11,22,39],而与珠江三角洲(食品/饲料磷占比 76.83%、化肥磷占比 15%)、千岛湖流域(食品/饲料占比 44.1%~48.1%、化肥磷占比 40.3%~43.4%)的分析结果不同,两地区 NAPI 的主要来源为食品/饲料磷输入,其次是化肥磷输入[10,43].

非食用磷是第三大输入源,占 NAPI 的 3.7%,与河南省(1.3%~2.4%)、洞庭湖流域(5.2%)和香溪河(2%~3%)的研究结果接近[12,16,22].占比最小的是种子磷输入量,仅占 0.2%,这与淮河的研究结果相近,淮河各子流域种子磷输入量占比在 0.07%~0.43%之间[14].

因此,京津冀地区磷素污染防治及生态环境协同治理工作刻不容缓,且应主要从控制化肥磷和食品/饲料磷输入两个方面入手来管理磷素污染,如优化施肥量、作物种植管理技术提高肥料利用率等.

3.2 NAPI 组分变化分析

根据图 3 分析 NAPI 组成结构可知,化肥磷输入为最主要输入源,33a 间变化平缓,平均值为 1046.7kg/(km^2·a).其次是食品饲料磷输入,年均值为 785.1kg/(km^2·a),该组分输入量在 2007 年明显下降,并且造成 NAPI 在同年呈现同样的下降趋势.

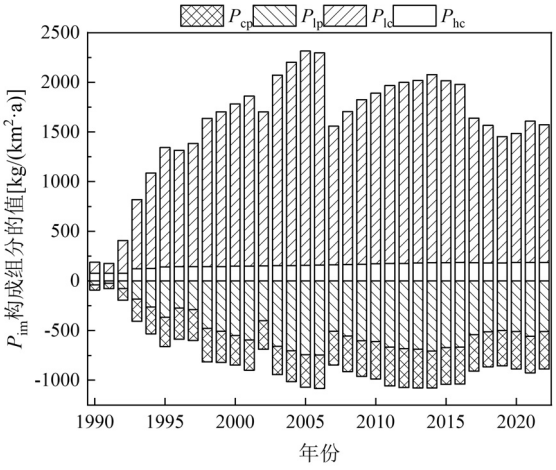


图 7 1990~2022 年京津冀地区食品/饲料磷输入量(P_{im})构成组分的年际变化

Fig.7 Interannual variations of the compositional components of P_{im} in the Beijing−Tianjin−Hebei Region from 1990 to 2022

由图 7 可知,2007 年 P_{lc}(畜禽饲料磷消耗量)明显降低,这是导致 P_{im} 及 NAPI 在 2007 年下降的主要

原因.为探究 P_{lc} 下降原因,分析 2007 年前后 5a 的 P_{lc} 值,2002~2006 年的 P_{lc} 均值为 1963.2kg/(km^2·a),与 2004 年最为接近;2008~2012 年的 P_{lc} 均值为 1705.6kg/(km^2·a),与 2010 年最为接近.因此本研究对比 2004、2007、2010 年的 P_{lc} 空间分布.由图 8 可知,北京、天津以及张家口、承德、保定、石家庄、唐山等多个河北省地级市的 P_{lc} 均有下降.2007 年是中国的畜禽养殖业一个重要的转折点,其下滑趋势实际在 2006 年已经开始显现,这表明京津冀地区的情况与全国趋势一致.

P_{lc} 下降主要是由畜禽养殖数量下降导致的,其原因包括饲养成本上涨、疫情影响和政策影响.在 2007 年,粮食和原油价格的上涨带动了饲料原料成本的增加,加剧了生猪产业的养殖成本,导致养殖规模的缩减和养殖量下降;同年,京津冀地区爆发的蓝耳病疫情造成了母猪大量流产和仔猪死亡;而在 2006 年,河北省发布的第十一个五年国民经济和社会发展计划中,特别强调了提升资源利用效率与改善生态环境,这直接提高了对畜禽养殖业的环保门槛,导致许多环保不达标的养殖场被迫关停或减少规模,该规划还提出了对畜牧业结构的调整,倡导规模化和集约化养殖模式,这促使一些小型和传统养殖户逐步退出行业,进一步影响了养殖数量.

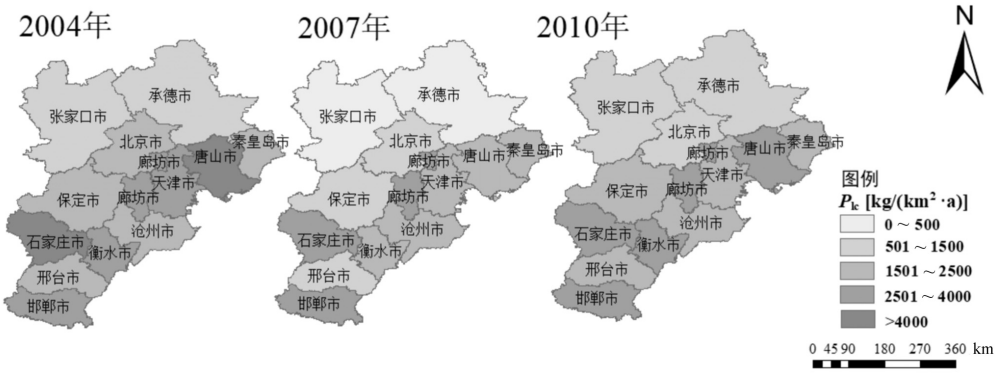


图 8　2004、2007、2010 年京津冀地区畜禽饲料磷消耗量(P_{lc})的空间分布

Fig.8　Spatial distribution of P_{lc} in the Beijing–Tianjin–Hebei Region in 2004, 2007, and 2010

3.3　降低 NAPI 的方法

化肥磷输入和食品/饲料磷输入是京津冀地区 NAPI 的主要贡献组分,分别占比 54.9%和 41.2%,因此,为有效开展京津冀城市群磷素管理与控制,对于人/动物消耗的磷和磷肥施用,应采取严格的管控措施.

食品/饲料磷中,畜禽饲料磷为主要贡献组分(图 7).在我国,饲料中只有大约 30%的磷被动物吸收,大约 40%流失到环境中[44],对生态环境造成的危害不可忽视.解决方法包括:(1)优化饲料配方:通过在饲料中增加合成氨基酸以替代某些蛋白质来源,有效降低饲料中的磷含量.(2)提高磷的吸收效率:通过补充植酸酶等酶制剂,增强畜禽对饲料中磷的吸收和利用,从而减少粪便中未被吸收的磷的排放.(3)畜禽粪便处理:对畜禽粪便实施堆肥化处理,利用微生物作用降低粪便中的磷含量,以减少对环境的潜在污染.

河北省作为我国重要的粮食生产基地,农业系统发达,磷肥投入相对较高.为减少化肥磷的输入,可以根据土壤性质、作物生长条件和作物吸收营养的特性,合理制定施用化肥的数量、方式和时间,尽可能降低施肥量.还可通过精准施肥、使用新型肥料、耕作改进等方式提高肥料的利用率,如与传统水溶性磷肥相比,活化白云石磷肥可以减少磷的淋溶[45].

基于 RDA 分析,城市建设用地对 NAPI 及其组分的解释率最高,在控制城市建设用地导致的磷输入量增加方面,最实际的措施可能是提高污水处理标准[46].这是因为城市地区通常具有较高的人口密度和工业活动,这导致了大量的磷通过生活污水和工业废水排放到环境中.通过提升污水处理厂的除磷技术,可以直接减少磷的排放量,从而降低河流和水体中的磷负荷.此外,控制建设用地扩张也是一个实际可行的措施[46].城市扩张往往伴随着大量的土地利用变化,比如将农田转变为建设用地,这不仅减少了磷的自然吸收和固定能力,还增加了磷的非点

源污染.通过合理规划城市扩张和土地利用,可以有效控制磷的输入.

相关研究表明,随着城市化进程和工业发展,磷输入量显著增加[47].而京津冀作为我国城镇化水平较高、人口总量超过 1 亿、经济总量超过 10 万亿元的城市群,对食品和能源的需求随人口的增长和城市化进程不断增加,进而推动了磷肥和含磷产品的消耗.同时,京津冀地区的工业发展在过去 10a 中取得了显著的进展,随着工业需求的增加,磷矿资源的开采量增加[48],直接增加了磷的输入量,并且在工业原料的生产过程中会产生大量的磷输入,这些磷输入可能会通过废水排放等方式进入环境.目前,通过绿色转型、产业链融合、生态环境保护执法联动等方针政策,京津冀地区的工业发展和城市化发展正在朝着更加协调、绿色和可持续的方向发展.

4 结论

4.1 从时间尺度上看,1990~2022 年内,京津冀地区 NAPI 整体呈起伏上升的趋势,1990~2006 年上升明显,2006~2022 年略有下降,主要是由食品饲料磷输入量下降所导致;从空间尺度上看,NAPI 受地形分布影响呈现出南高北低、由南向北逐渐降低的趋势,13 个地级市中以耕地为主的邯郸市 NAPI 值最高,占整个研究区的 15.76%,以高原和山地为主的承德市 NAPI 值最低,占整个研究区的 1.52%.2018~2022 年 NAPI 不确定性范围平均值为−14.81%~14.56%.

4.2 从 NAPI 组成结构上看,化肥磷输入为最主要输入源,贡献范围在 45.78%~85.95%之间,其次是食品饲料磷输入,贡献范围为 11.81%~50.40%,种子磷输入和非食物磷输入对净人为磷输入的贡献较小,分别占 0.49%~0.05%和 0.90%~5.61%.

4.3 从 NAPI 及其组分的影响因素来看,NAPI 及其组分只与林地和草地面积占比呈负相关,与其余影响因素均呈正相关.相较于社会因素和经济因素,土地利用因素对 NAPI 及其组分的解释率最高,建设用地面积占比的单独解释率最高,为 45.70%,且与食品/饲料磷和非食物磷的正相关性最强,是影响 NAPI 及其组分的最关键因素.建设用地面积占比的增加往往伴随着强烈的人类活动,如食品消费、洗涤剂使用的增加,因此,建设用地占比对食品/饲料磷与非食物磷的正向影响导致其具有最高的单独解释率.

参考文献:

[1] 聂菊芬.湖泊氮磷污染及其水质评价分析——以滇池为例 [J]. 低碳世界, 2024,14(6):4−6.
Nie J F. Nitrogen and phosphorus pollution in lakes and water quality evaluation analysis—taking Dianchi Lake as an example [J]. Low Carbon World, 2024,14(6):4−6.

[2] 姜 彬,蒋姬坤,沈 怡,等.基于工业固体废弃物控制磷污染的研究进展与金属浸出问题的应对措施 [J]. 南京工业大学学报(自然科学版), 2024,46(1):1−11.

[3] Jiang B, Jiang J K, Shen Y, et al. Research progress on phosphorus pollution control based on industrial solid waste and countermeasures for metal leaching [J]. Journal of Nanjing University of Technology (Natural Science Edition), 2024,46(1):1−11.

[4] 李金城,严长安,常学秀,等.1980~2015 年昆明市人为净磷输入量与驱动力评估 [J]. 环境污染与防治, 2018,40(10):1193−1197.
Li J C, Yan Z A, Chang X X, et al. Assessment of human−induced net phosphorus input and driving forces in Kunming from 1980 to 2015 [J]. Environmental Pollution and Control, 2018,40(10):1193−1197.

[5] Straalen N M, VAN Gestel C A. A stress ecology framework for comprehensive risk assessment of diffuse pollution [J]. Science of the Total Environment, 2008,406(3):479−483.

[6] 张天鹏.洱海流域氮磷污染物入湖负荷估算模型研究 [D]. 北京:中国农业科学院, 2022.
Zhang T P. Study on the Estimation model of nitrogen and phosphorus pollutant loads into Erhai Lake [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2022.

[7] 曹高明,杜 强,宫辉力,等.非点源污染研究综述 [J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2011,9(1):35−40.
Cao G M, Du Q, Gong H L, et al. Review of non−point source pollution [J]. Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2011,9(1):35−40.

[8] Russell M J, Weller D E, Jordan T E, et al. Net anthropogenic phosphorus inputs: Spatial and temporal variability in the Chesapeake Bay region [J]. Biogeochemistry, 2008,88(3):285−304.

[9] Hong B, Swaney D P, Morth C M, 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(1):117−135.

[10] Goyette J, Bennett E M, Howarth R W, et al. Changes in anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to the St. Lawrence sub−basin over 110 years and impacts on riverine export [J]. Global Biogeochemical Cycles, 2016,30(7):1000−1014.

[11] 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. Spatial and temporal distribution of net nitrogen and phosphorus inputs from human activities in the Hangzhou Section of the Qiandao Lake Basin [J]. China Environmental Science, 2021,41(6):2831−2842.

[12] Li Y, Yen H, Lei Q L, et al. Impact of human activities on phosphorus flows on an early eutrophic plateau: A case study in Southwest China

[J]. Science of the Total Environment, 2020,714:136851.

[13] 张天鹏,雷秋良,秦丽欢,等.香溪河流域人类活动净磷输入量及其影响因素 [J]. 中国环境科学, 2020,40(11):4957-4964.
Zhang T P, Lei Q L, Qin L H, et al. Net phosphorus input from human activities and its influencing factors in the Xiangxi River Basin [J]. China Environmental Science, 2020,40(11):4957-4964.

[14] Cui M, Guo Q J, Wei R F, et al. Human-driven spatiotemporal distribution of phosphorus flux in the environment of a mega river basin [J]. Science of The Total Environment, 2021,752:141781.

[15] Zhang W S, 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(3): 269-283.

[16] Deng C, Zhang Z, Zhang C, et al. A multi-spatial scale analysis of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in a large river basin: environmental effect and policy impact [J]. Regional Environmental Change, 2024,24:123.

[17] 马　华,雷秋良,杜新忠,等.河南省人类活动净磷输入的时空变化与影响参数 [J]. 中国环境科学, 2022,42(3):1318-1326.
Ma H, Lei Q L, Du X Z, et al. Spatial and temporal variations of net phosphorus input from human activities and influencing parameters in Henan Province [J]. China Environmental Science, 2022,42(3): 1318-1326.

[18] 张　杰,郑若愚.京津冀产业协同发展中的多重困局与改革取向 [J]. 中共中央党校学报, 2017,21(4):37-48.
Zhang J, Zheng R Y. Multiple dilemmas and reform orientation in the industrial coordinated development of the Beijing-Tianjin-Hebei Region [J]. Journal of the Party School of the CPC Central Committee, 2017,21(4):37-48.

[19] 崔松虎,何　适.京津冀协同推进生态环境联治研究 [J]. 中国集体经济, 2024,40(5):37-40.
Cui S H, He S. Study on the joint ecological environment governance of the Beijing-Tianjin-Hebei Region [J]. China Collective Economy, 2024,40(5):37-40.

[20] 刘浩然.京津冀地区绿色经济效率测度及影响因素研究——基于超效率 SBM 和 Tobit 模型的分析 [J]. 生态经济, 2023,39(4):67-73.
Liu H R. Measurement and influencing factors of green economic efficiency in the Beijing-Tianjin-Hebei Region—Analysis based on the super-efficiency SBM and Tobit models [J]. Ecological Economy, 2023,39(4):67-73.

[21] 肖金成,马燕坤.京津冀协同与大城市病治理 [J]. 中国金融, 2016, 67(2):58-60.
Xiao J C, Ma Y K. Coordinated development of the Beijing-Tianjin-Hebei Region and governance of big city diseases [J]. China Finance, 2016,67(2):58-60.

[22] 王　喆,周凌一.京津冀生态环境协同治理研究——基于体制机制视角探讨 [J]. 经济与管理研究, 2015,36(7):68-75.
Wang Z, Zhou L Y. Study on the collaborative governance of ecological environment in the Beijing-Tianjin-Hebei Region — Discussion from the perspective of systems and mechanisms [J]. Research on Economics and Management, 2015,36(7):68-75.

[23] 刘艳萍.洞庭湖流域人类活动净氮/磷输入(NANI/NAPI)时空分布评估 [D]. 北京:北京林业大学, 2019.
Liu Y P. Assessment of the spatial and temporal distribution of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI) in the Dongting Lake Basin [D]. .Beijing: Beijing Forestry University, 2019.

[24] Wang Y, Xie X, Liu C, et al. Variation of net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) and riverine phosphorus fluxes in seven major river basins in China [J]. .Science of The Total Environment, 2020,742:140514.

[25] Han Y, Yu X, Wang X, et al. Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in China's mainland [J]. Chemosphere, 2013,90(2):329-337.

[26] 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 Z A, et al. Evolution of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in the Poyang Lake Basin and the response of lake water environment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016,36(9): 3137-3145.

[27] 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. Current status and existing problems of compound fertilizer development in China [J]. Phosphate Fertilizers and Compound Fertilizers, 2009,24(2):14-16.

[28] Meng C, Liu H Y, Li Y Y, et al. Landscape patterns of catchment and land-use regulate legacy phosphorus releases in subtropical mixed agricultural and woodland catchments [J]. Science of the Total Environment, 2022,804:150055.

[29] Gao Y D, Tian Y, Zhan W, et al. Characterizing legacy nitrogen-induced time lags in riverine nitrogen reduction for the Songhuajiang River Basin: Source analysis, spatio-seasonal patterns, and impacts on future water quality improvement [J]. Water Research, 2023,242: 120292.

[30] Pei W, Yan T Z, Lei Q L, et al. Spatio-temporal variation of net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) from 1991 to 2019 and its impacts analysis from parameters in Northwest China [J]. Journal of Environmental Management, 2022,321:115996.

[31] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019 [J]. Earth System Science Data, 2021,13(8):3907-3925.

[32] 武爱彬,陈辅国,赵艳霞,等.京津冀城市群建设用地扩张多情景模拟及其对生态系统碳储量的影响 [J]. 环境科学, 2024,45(5):2828-2839.
Wu A B, Chen F G, Zhao Y X, et al. Multi-scenario simulation of construction land expansion in the Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration and its impact on ecosystem carbon storage [J]. Environmental Science, 2024,45(5):2828-2839.

[33] 黄汉志,贾俊松,刘淑婷,等.2000~2020 年长江经济带碳汇时空演变及影响因素分析 [J]. 环境科学研究, 2023,36(8):1564-1576.
Huang H Z, Jia J S, Liu S T, et al. Analysis of the spatiotemporal evolution and influencing factors of carbon sinks in the Yangtze River Economic Belt from 2000 to 2020 [J]. Research of Environmental Sciences, 2023,36(8):1564-1576.

[34] 杨俊毅,李俊生,关　潇.乌江流域固碳服务时空格局及驱动机制 [J]. 环境科学研究, 2023,36(4):757-767.
Yang J Y, Li J S, Guan X. Spatiotemporal pattern and driving

mechanism of carbon sequestration services in the Wujiang River Basin [J]. Research of Environmental Sciences, 2023,36(4):757−767.

[35] 韩 玉,丁素婷,杨太保.山西南部中条山生态系统碳储量时空分布及驱动因素 [J]. 中国环境科学, 2023,43(3):1298−1306.
Han Y, Ding S T, Yang T B. Spatiotemporal distribution and driving factors of carbon storage in the Zhongtiao Mountain ecosystem in Southern Shanxi [J]. China Environmental Science, 2023,43(3):1298−1306.

[36] Deng C N, Liu L S, Peng D Z, et al. Net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in the Yangtze River Economic Belt: spatiotemporal dynamics,attribution analysis,and diversity management [J]. Journal of Hydrology, 2021,597:126221.

[37] Powers S M, Bruulsema T W, Burt T P, et al. Long−term accumulation and transport of anthropogenic phosphorus in three river basins [J]. Nature Geoscience, 2016,9:353−356.

[38] Liu J, Gu W Q, Liu Y W, et al. Dynamic characteristics of net anthropogenic phosphorus input and legacy phosphorus reserves under high human activity:a case study in the Jianghan Plain [J]. Science of the Total Environment, 2022,836:155287.

[39] 张维翔,姜春露,郑刘根,等.淮南采煤沉陷区积水中氮、磷分布特征及变化趋势 [J]. 环境工程, 2019,37(9):62−67.
Zhang V X, Jiang C L, Zheng L G, et al. Distribution characteristics and variation trends of nitrogen and phosphorus in the water accumulated in coal mining subsidence areas in Huainan [J]. Environmental Engineering, 2019,37(9):62−67.

[40] Zhao Z Y, Zhang L X, Deng C N. Changes in net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs in the Yangtze River Economic Belt, China (1999~2018) [J]. Ecological Indicators, 2022,145:109674.

[41] Han Y G, Yu X X, WANG X X, et al. Net anthropogenic phosphorus inputs (NAPI) index application in Chinese mainland [J]. Chemosphere, 2013,90(2):329−337.

[42] Pei W, Xu Q Y, Lei Q L, et al. Interactive impact of landscape composition and configuration on river water quality under different spatial and seasonal scales [J]. Science of the Total Environment, 2024, 950:175027.

[43] 付佳兴,李金城,蔡开奎,等.中国市域尺度人为净氮磷输入及其空间异质性分析 [J]. 地理科学, 2024,44(3):513−522.
Fu J X, Li J C, Cai K K, et al. Analysis of anthropogenic net Nitrogen and phosphorus inputs and their spatial heterogeneity at the urban scale in China [J]. Scientia Geographica Sinica, 2024, 44(3):513−522.

[44] 程元辉,毛宇鹏,张 洪.珠江三角洲地区人为氮磷净输入特征及污染管控建议 [J]. 环境工程学报, 2022,16(6):2049−2060.
Cheng Y H, Mao Y P, Zhang H. Characteristics of anthropogenic net nitrogen and phosphorus inputs and pollution control suggestions in the Pearl River Delta Region [J]. Journal of Environmental Engineering Science, 2022,16(6):2049−2060.

[45] Yuan Z W, Ji J Y, Sheng H, et al. Animal based diets and environment: perspective from phosphorus flow quantifications of livestock and poultry raising in China [J]. Journal of Environmental Management, 2019,244:199−207.

[46] Wang X L, Xiong J B, He Z L, et al. Activated dolomite phosphate rock fertilizers to reduce leaching of phosphorus and trace metals as compared to superphosphate [J]. Journal of Environmental Management, 2020,255:109872.

[47] 朱广伟,秦伯强,张运林,等.近 70 年来太湖水体磷浓度变化特征及未来控制策略 [J]. 湖泊科学, 2021,33(4):957−973.
Zhu G W, Qin B Q, Zhang Y L, et al. Variations in phosphorus concentration in Lake Tai over the past 70 years and future control strategies [J]. Journal of Lake Sciences, 2021,33(4):957−973.

[48] 许 肃,黄云凤,高 兵,等.城市食物磷足迹研究−以龙岩市为例 [J]. 生态学报, 2016,36(22):7279−7287.
Xu S, Huang Y F, Gao B, et al. Study on the phosphorus footprint of urban food−taking Longyan City as an example [J]. Acta Ecologica Sinica, 2016,36(22):7279−7287.

[49] 高荣杰.京津冀矿产资源协同开发机制研究 [D]. 石家庄:河北地质大学, 2016.
Gao R J. Study on the Coordinated development mechanism of mineral resources in the Beijing−Tianjin−Hebei Region [D]. Shijiazhuang: Hebei University of Geosciences, 2016.

作者简介: 贾天娇(2003−),女,北京人,北京林业大学本科生,主要研究方向为流域面源污染.jia_6607@163.com.