

# 近30年中国农业源氮磷排放的格局特征与水环境影响

马恩朴<sup>1,2</sup>, 蔡建明<sup>1,2</sup>, 林静<sup>1</sup>, 廖柳文<sup>1,2</sup>, 郭华<sup>3</sup>, 韩燕<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 天津市农业科学院农村经济与区划研究所, 天津 300192)

**摘要:** 揭示农业源氮磷排放的空间格局、变化特征及其与水环境状况的关系, 对于农业面源污染治理投入的合理配置以及区域农业生产结构优化均至关重要。基于这种认识, 建立参数化估算模型测算了1990—2017年中国省域尺度的农业源氮磷排放; 从总排放量、单位面积排放量和排放重心迁移三个方面研究农业源氮磷排放的变化特征, 并通过相关分析与回归分析揭示农业源氮磷排放与水环境状况的关系。研究发现: 1990—2017年中国农业源氮磷排放整体上呈随机分布, 表明氮磷排在省际之间并无显著的相互依赖性, 主要受省内因素影响。研究期内年均氮磷总排放量最高的省份依次是河南、山东、四川、湖北、河北、安徽和江苏省, 格局特征相对稳定但排放重心经历了东西向的往复式转移并具有北偏西方向的总体转移趋势, 其中, 氮、磷排放的重心分别向北偏西33.52°和15.45°方向转移了33.94 km及52.31 km。在格局研究基础上, 结合空间维的格局特征和时间维的变化特征, 将31个省份的氮磷排放划分为高排放增长型、高排放平稳型、高排放倒“U”型、中排放增长型、中排放倒“U”型、低排放增长型、低排放倒“U”型和低排放近似“U”型八类, 并利用2017年的自动监测站水质数据进一步验证了氮磷排放与水环境状况的关系。研究结果可作为农业面源污染治理中重点区域瞄准的依据。

**关键词:** 农业源氮磷排放; 参数化估算模型; 变化特征; 水环境状况; 中国

氮、磷是生物体生命活动的必需元素, 但当其未得到合理有效利用时则会引发面源污染。众多研究表明, 农业生产中的养分流失是农田生态系统、水体与湿地生态系统中养分盈余的主要来源, 因此也是造成面源污染的最大原因<sup>[1-3]</sup>。我国《第一次全国污染源普查公报》显示, 2007年我国农业源化学需氧量(COD)达1324.09万t, 占全国化学需氧量的43.71%; 农业源总氮和总磷排放量分别为270.46万t和28.47万t, 分别占全国总排放量的57.19%和67.27%。随着工业污染和生活污染等点源污染逐步得到治理和控制, 具有成因复杂、随机性大、时空范围广及潜伏周期长的面源污染对水环境的影响日益凸显出来<sup>[4,5]</sup>。

在世界范围内, 许多集约化农业发达的国家均存在农业面源污染问题, 例如在美国水质受损的河流中, 面源污染的贡献率达到60%以上<sup>[6]</sup>。但与欧美国家相比, 中国过度施肥问题更加突出。据联合国粮农组织(FAO)的最新数据显示, 中国在2002—2017年间一直是全球施用氮肥和磷肥最多的国家, 氮、磷肥的施用量均超过紧随其后的第二位和第三位

收稿日期: 2019-11-01; 修订日期: 2020-04-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(71734001, 41371008); “中欧可持续城镇化合作”二期项目(770141)

作者简介: 马恩朴(1989-), 男, 贵州毕节人, 博士研究生, 研究方向为人地系统耦合、食物系统与城乡可持续发展。E-mail: maenpu2015@sina.com

通讯作者: 蔡建明(1961-), 男, 山西临猗人, 博士, 研究员, 博士生导师, 研究方向为城市可持续性与发展战略、都市农业与城乡互动发展和城乡旅游发展等。E-mail: caijm@igsrr.ac.cn

之和; 中国耕地面积仅占全球耕地面积约7%, 但农用氮肥和磷肥施用量却占全球30.37%和30.09% (2002年), 尽管近十多年来有所下降, 但2017年的氮、磷肥施用量占全球施用比例仍高达27.39%和27.53%。值得注意的是, 中国农业生产中的化肥当季利用率偏低, N肥当季利用率不足40%, P肥 ( $P_2O_5$ ) 当季利用率20%左右, K肥 ( $K_2O$ ) 当季利用率不足50%<sup>[7-10]</sup>。这意味着部分未被作物吸收利用并离开耕层土壤的氮磷养分将通过地表径流、淋溶、氨化、硝化和反硝化等途径进一步流失到地表水、地下水以及大气中, 造成地下水硝酸盐污染<sup>[11,12]</sup>、水体富营养化<sup>[11,13]</sup>和释放强效温室气体 $N_2O$ 等环境影响<sup>[13]</sup>。

另外, 自20世纪80年代以来, 中国的人口增长和居民膳食结构变迁同步进行。从1982—2002年, 中国城市居民对动物性食品的消费增长了126.4%, 谷类食物消费量下降25.4%, 同期农村居民的膳食结构变化甚至更快, 对谷类食物的消费量下降27.7%, 动物性食品消费则增长202.2%<sup>[14]</sup>; 1997—2011年间, 中国城市居民每日消费的食物中, 精制谷物平均减少了5.4 g, 水果和乳制品则分别增加3 g和1.2 g<sup>[15]</sup>。这些变化给我国农业生产和食物供应系统带来日益增加的压力<sup>[16]</sup>, 并通过市场和政策两种机制传导到种养系统, 引起农业生产结构和要素投入的变化, 特别是推动了养殖规模的快速扩张。1978—2017年, 我国生猪、牛和羊的年内出栏量分别增长了4.36倍、19.25倍和11.18倍, 家禽年末存栏量增长了7.24倍, 这使得畜禽粪污量也快速增长, 例如2015年全口径统计测算的畜禽粪污量高达 $5.687 \times 10^5$ 万t<sup>[17]</sup>。但受养殖规模、养殖净收益、粪污消纳地面积和粪污处理技术等因素影响, 养殖从业者的粪污治理意愿和治理行为不足, 意愿与行为差异较大<sup>[18]</sup>, 畜禽粪污治理及其资源化利用仍然是我国养殖业面临的突出问题。导致畜禽粪污成为过度施用化肥以外的另一个面源污染来源。

显然, 在点源污染逐步得到全面治理后, 如何有效控制农业面源污染已成为我国当前水环境治理的重点所在, 这对于推动“美丽中国”建设将具有重要战略意义。为有效阻控农业面源污染, 首先需要科学估算面源污染的负荷量, 特别是区域尺度上的农业源氮磷排放估算对于识别农业面源污染的高风险区、进行治理投入的合理配置具有重要指导价值。目前, 有关农业源氮磷排放的研究主要集中于田间到小流域尺度, 这些基于定点观测和采样分析的研究对于确定环境中N、P的组分构成、揭示N、P的迁移转化规律及其与土地利用的关系至关重要<sup>[12,19-21]</sup>, 某些定点观测研究所确定的参数成为更大尺度研究的关键基础, 但宏观决策中所需的整体格局特征却难以反映出来。因此, 需要开展区域尺度的研究来予以补充。目前, 区域尺度的氮磷排放研究也有所报道, 但仅限于特定区域或特定年份的氮磷排放<sup>[3,4,13,22]</sup>, 长时间序列、覆盖全国范围并且整合种植业和养殖业排放的研究仍相对薄弱。鉴于此, 本文在现有研究基础上, 拟建立参数化估算模型来测算1990—2017年31个省级行政单元的农业源氮磷排放量, 研究其时变特征、分布模式及其与水环境状况的关系。

## 1 研究方法 with 数据来源

### 1.1 研究方法

(1) 过量施肥测算。在农田生态系统中, 化肥和畜禽粪肥是氮磷输入的主要来源<sup>[23]</sup>, 因此可判断农业源氮磷排放的两大来源为过量施肥和畜禽粪污。本文分别计算过量施肥来源和畜禽粪污来源的氮磷排放, 然后以两者之和作为各省级行政单元的农业源氮磷排

放量。对于过量施肥来源,根据施入化肥的去向有:

$$\text{氮磷肥施用折纯量} = \text{当季作物利用量} + \text{耕层残留量} + \text{氮磷损失量} \quad (1)$$

由于耕层土壤(小麦/玉米0~60 cm土层;水稻0~20 cm土层;蔬菜0~30 cm土层<sup>[24]</sup>)残留的氮、磷在后茬种植中还会继续被作物吸收利用,因此只有进入耕层以外区域致使后茬作物无法吸收利用的部分才是真正的氮磷损失。根据流失路径,氮肥损失通常包括径流损失、淋溶损失、氨化挥发损失和硝化—反硝化损失,磷肥损失路径相对单一,主要是地表径流。根据流失去向直接计算氮磷排放是最科学的方法,但在省级尺度上进行这样的计算存在很大难度和误差,因此本文决定采用下式计算种植业的氮磷排放量:

$$U_N = (1 - K_N) \times (F_N + \gamma_N \times F_C) \quad (2)$$

$$U_P = (1 - K_P) \times (F_P + \gamma_P \times F_C) \quad (3)$$

式中:  $U_N$ 、 $U_P$ 表示未有效利用的化肥N素和P素;  $K_N$ 、 $K_P$ 分别为氮肥、磷肥的有效利用率(%);  $F_N$ 、 $F_P$ 分别为农用氮肥施用折纯量和农用磷肥施用折纯量(万t);  $\gamma_N$ 、 $\gamma_P$ 代表农用复合肥中N、P的含量百分比(%);  $F_C$ 为农用复合肥施用折纯量(万t)。考虑到当季利用率在反映真实的化肥有效利用率上存在明显缺陷,故 $K_N$ 、 $K_P$ 采用氮、磷肥的多季综合利用率进行计算。根据朱兆良等<sup>[25]</sup>、鲁如坤等<sup>[26]</sup>、茹德平等<sup>[27]</sup>和黄绍敏等<sup>[28]</sup>基于长期定位试验数据计算的氮、磷累积利用率,以及侯彦林<sup>[29]</sup>运用肥料转化率、巨晓棠<sup>[24]</sup>运用氮肥有效率、王火焰等<sup>[30]</sup>运用肥料真实利用率等新方法计算的结果,进行归纳整理,根据文献结果计算出氮、磷肥多季综合利用率均值区间分别为55.93%~60.87%、45.9%~57.1%,然后以均值区间上、下限的均值作为 $K_N$ 、 $K_P$ 的取值,分别为58.4%和51.5%。另外,搜集汇总了15种常见复合肥的有效成分含量信息,取各类复合肥有效成分含量的平均值作为复合肥N、P含量百分比的取值<sup>①</sup>,即 $\gamma_N$ 、 $\gamma_P$ 的取值分别为14.17%和25.60%。

(2) 畜禽粪污N-P超载量模型。对于畜禽粪污来源的氮磷排放,本文参考Truog<sup>[31]</sup>建立的养分平衡法,根据作物N-P需求量与化肥N-P有效利用量之差估算畜禽粪污最大N-P消纳量,据此可将畜禽粪污N-P产生量与畜禽粪污最大N-P消纳量之差作为区域畜禽粪污的N-P超载量,即:

$$\text{区域畜禽粪污最大N-P消纳量} = \text{作物N-P需求量} - \text{化肥N-P有效利用量} \quad (4)$$

$$\text{区域畜禽粪污N-P超载量} = \text{区域畜禽粪污N-P产生量} - \text{区域畜禽粪污最大N-P消纳量} \quad (5)$$

根据畜禽粪污N-P的合理去向,应当有:

$$\text{区域畜禽粪污最大N-P消纳量} = \text{土壤养分补给量} + \text{畜禽粪肥N-P利用量} \quad (6)$$

而根据作物养分平衡原理,显然有:

$$\text{作物N-P需求量} = \text{化肥N-P有效利用量} + \text{土壤供肥量} + \text{畜禽粪肥N-P利用量} \quad (7)$$

联立式(4)、式(6)和式(7)得到土壤的养分平衡状态,即土壤供肥量=土壤养分补给量。显然,在假定土壤养分保持平衡及富余养分随地表径流、地下淋溶和反硝化等过程迁移至水体和大气的条件下,粪肥对土壤的养分补给量即等于土壤对作物的供肥量。在这种情况下,畜禽粪污N-P超载意味着畜禽粪肥在满足一部分作物N-P需求量并补给土壤养分亏损(因作物吸收利用而减少的部分)后还有盈余,盈余部分即为超载。

由于全国第二次土壤普查工作开展较早,其数据难以反映研究期内特别是2000年以来的土壤肥力真实状况,加之土壤肥力的空间差异显著,在缺乏新近普查的情况下很难

① 由于我国各省施用的复合肥类型构成未知,无法对具体类型分别计算,故采用N、P含量的平均值。

确切掌握省域尺度上的土壤供肥比例。鉴于此, 本文在计算区域畜禽粪污N-P超载量时对模型中需要涉及的土壤供肥量作黑箱处理, 即在土壤养分平衡假定下, 将畜禽粪肥对土壤的养分补给量视为与土壤供肥量相等, 进而将土壤供肥量内化到区域畜禽粪污最大N-P消纳量中(黑土区除外)<sup>②</sup>。对于黑土区的黑龙江和吉林, 按照韩秉进等<sup>[32]</sup>在黑土区试验研究的土壤依存率, 对模型中的作物N-P需求项统一调减为(1-土壤依存率)×作物N-P需求量, 其中土壤依存率为58.6%。

在式(5)中, 由于一单位畜禽一年内粪便的总氮和总磷产生量不同; 另外, 作物形成100 kg产量需要吸收的氮磷量也不同, 故对畜禽粪污N、P超载量需要分别计算, 因此有畜禽粪污N超载量:

$$O_N = \sum_{i=1}^4 L_i \times \alpha_{Ni} - \left[ \sum_{j=1}^{13} C_j \times \beta_{Nj} - K_N \times (F_N + \gamma_N \times F_C) \right] \quad (8)$$

畜禽粪污P超载量:

$$O_P = \sum_{i=1}^4 L_i \times \alpha_{Pi} - \left[ \sum_{j=1}^{13} C_j \times \beta_{Pj} - K_P \times (F_P + \gamma_P \times F_C) \right] \quad (9)$$

式中:  $O_N$ 、 $O_P$ 表示区域畜禽粪污N、P超载量(kg);  $L_i$ 为第*i*种畜禽的年有效饲养量(头/只), 本文计算了粪污产生量最大的猪、牛、羊和禽类的年有效饲养量, 故*i*最大取4;  $\alpha_{Ni}$ 、 $\alpha_{Pi}$ 分别表示一单位畜禽*i*一年粪便的总氮和总磷产生量(kg/头、只);  $C_j$ 为第*j*种作物的年产量(单位换算为100 kg);  $\beta_{Nj}$ 、 $\beta_{Pj}$ 分别表示第*j*种作物每形成100 kg产量需要吸收的氮、磷量(kg/100 kg);  $K_N$ 、 $K_P$ 为氮肥、磷肥的有效利用率;  $F_N$ 、 $F_P$ 、 $F_C$ 分别为农用氮肥、磷肥和复合肥施用折纯量(kg);  $\gamma_N$ 、 $\gamma_P$ 为农用复合肥中N、P的含量百分比(%)。

其中, 一单位畜禽*i*一年粪便的总氮和总磷产生量系数来自国家环保总局对全国规模化畜禽养殖业污染情况的调查研究成果<sup>[33]</sup>, 整理后见表1。农作物每形成100 kg产量需要吸收的氮磷量来自农业农村部2018年制定颁发的《畜禽粪污土地承载力测算技术指南》。根据该技术指南, 汇总了水稻、小麦、玉米、谷子、大豆、棉花、薯类、油料、糖料、烟叶、蔬菜、茶叶和园林水果13种作物的氮磷需求量系数, 其中蔬菜采用技术指南中所列蔬菜种类的平均值; 园林水果采用技术指南中所列6种水果(桃、葡萄、香蕉、苹果、梨和柑桔)的平均值; 糖料作物采用技术指南中所列甘蔗和甜菜的平均值; 薯类以马铃薯为代表。经整理, 得到13种作物的氮磷需求量系数如表2所示。

表1 一单位畜禽一年粪便的总氮和总磷产生量

Table 1 Total nitrogen and phosphorus production per unit of livestock and poultry per year (kg)

畜禽种类	总氮	总磷
猪	8.27	3.12
牛	61.10	10.07
羊	7.12	2.47
禽类	0.27	0.15

(3) 畜禽年有效饲养量的测算。在 $\alpha_{Ni}$ 、 $\alpha_{Pi}$ 、 $\beta_{Nj}$ 、 $\beta_{Pj}$ 、 $K_N$ 、 $K_P$ 、 $\gamma_N$ 和 $\gamma_P$ 等各项参数均予以确定之后, 显然畜禽粪污N、P超载量的测算就取决于畜禽年有效饲养量的科学计算。目前, 尽管已有大量研究涉及到畜禽有效饲养量的测算, 但不同测算方法的结果差异很大, 造成这些差异的原因主要包括纳入计算的畜禽种类不齐全、测算时未区分畜禽出栏量

② 对于我国黑土区集中分布的黑龙江和吉林, 由于土壤供肥比例很高并且文献[32]提供了确切的土壤供肥比例, 故黑龙江和吉林的模型中对土壤供肥实现了白箱处理。



表2 农作物每形成100 kg产量需要吸收的氮磷量

Table 2 The amount of nitrogen and phosphorus that crops need to absorb for every 100 kg of yield (kg/100 kg)

作物	大田作物							蔬菜	园林水果	经济作物			
种类	水稻	小麦	玉米	谷子	大豆	棉花	薯类(马铃薯)			油料	糖料	烟叶	茶叶
氮	2.20	3.00	2.30	3.80	7.20	11.70	0.50	0.36	0.51	7.19	0.33	3.85	6.40
磷	0.80	1.00	0.30	0.44	0.75	3.04	0.09	0.09	0.20	0.89	0.04	0.53	0.88

和存栏量、或存在错算、漏算和重复计算等问题<sup>[17]</sup>。鉴于此,拟给出资料充分条件下和资料不充分条件下畜禽年有效饲养量的合理测算方法,并在后文中对其误差予以讨论。

众所周知,养殖业具有由畜禽生长特性和投入产出比所决定的合理生产周期,例如,猪的养殖周期为6个月,肉牛养殖周期通常为1年,羊养殖周期为6~7个月,禽类介于45~50天<sup>[17,34]</sup>。在测算畜禽年有效饲养量时考虑其饲养周期至关重要,因为在连续的养殖经营活动中,畜禽出栏和补栏交替进行、相互衔接,并且何时出栏、出栏多少取决于畜禽的生物周期、生长状况和市场需求,而不会刻意地与年份相吻合。因此养殖周期的跨年度现象十分普遍。当养殖周期跨年度时,该周期内养殖消耗的饲料量以及畜禽产生的粪污量均分布在相邻的两个年份中,因此在计算畜禽粪污N-P产生量时,该养殖周期的出栏量就不能简单地直接作为出栏年份的有效饲养量。同理,对于年末存栏量而言,除基础母畜的存栏量可直接作为有效饲养量以外,非基础母畜中绝大部分是未达到出栏标准而需继续饲养的畜禽,这部分畜禽一般会在下一年度出栏,因此年末存栏量中大部分也是跨年度的,此时年末存栏量也不能直接作为当年的有效饲养量。总之,在假定畜群饲料消耗速率和粪污产生速率不变的条件下,年有效饲养量的计算应当考虑统计年度内各养殖周期的年内养殖天数占养殖周期总天数的比例,以该比例作为加权系数来计算年有效饲养量。据此,我们首先给出资料充分条件下的测算方法。

假设一个完整年度内涉及了 $n$ 个周期的养殖活动,则该年度内的畜禽出栏次数为 $n-1$ 。设某类畜禽的平均养殖周期为 $T$ ,统计年度内各养殖周期的年内养殖天数为 $t_i$ ,各次出栏量为 $Y_i$ ,年末存栏量为 $S$ ,基础母畜数为 $M$ ,则该统计年度某类畜禽的有效饲养量为:

$$L = \sum_{i=1}^{n-1} \frac{t_i}{T} \times Y_i + \frac{t_n}{T} \times (S - M) + M, t_i \leq T, i = 1, 2, 3, \dots, n-1; t_n \leq T \quad (10)$$

从式(10)不难看出,计算年有效饲养量的关键是解决跨年度养殖部分的合理分配问题,上述方法是采用时间加权(即年内养殖天数占比)的方式对出栏量和年末存栏量进行分配。对于任意年度而言,该年内任何具备完整养殖周期的出栏量均可直接作为有效饲养量。该方法的不足是其应用条件比较苛刻,它更适用于各项生产数据记录完善的规模化养殖企业或养殖小区。但在区域尺度上,常常面临资料不充分的现实条件,例如在省域尺度上就很难确切地统计该省的畜禽出栏次数、各次出栏量和各次出栏畜禽的年内养殖天数。

为此,就有必要提出资料不充分条件下畜禽年有效饲养量的计算方法。现有统计资料仅给出了各省畜禽的年内出栏量和年末存栏量。鉴于此,假定基础母畜对整体估算的影响可忽略不计,于是,当前年度的第一批出栏量 $Y_n$ 就近似等于上一年度的年末存栏量 $S_{n-1}$ ,即: $Y_n \approx S_{n-1}$ 。显然,对于任何养殖周期小于1年以致于能在一年内形成完整养殖周期的畜禽而言,可计算当前年度内具有完整养殖周期的出栏量 $E_i$ :

$$E_i = Y_i - Y_{n-1} \quad (11)$$

因为  $Y_{it} \approx S_{t-1}$ , 即式 (11) 近似等价于  $E_t = Y_t - S_{t-1}$ 。其中:  $E_t$  为具有完整养殖周期的出栏量;  $Y_t$  为当前年度的年内出栏量;  $S_{t-1}$  为上一年度的年末存栏量。

$E_t$  直接构成当前年度有效饲养量的一部分, 剩余部分为当前年度的第一批出栏量  $Y_{it}$  和年末存栏量  $S_t$ , 显然两者具有互补关系, 可取  $Y_{it}(Y_{it} \approx S_{t-1})$  和  $S_t$  的平均值作为有效饲养量的剩余部分, 最终得到当前年度的畜禽有效饲养量为:

$$L_t = Y_t - S_{t-1} + 0.5(S_t + S_{t-1}) \quad (12)$$

式中:  $L_t$  为当前年度的畜禽有效饲养量; 该式可用于计算猪、羊和禽类的有效饲养量。对养殖周期为1年的牛, 其有效饲养量采用下式计算:

$$L_t = 0.5(Y_t + S_t) \quad (13)$$

将式 (12)、式 (13) 代入式 (8)、式 (9), 即可输入模型参数以及预先整理好的畜禽出栏/存栏量数据集、作物产量数据集和化肥施用折纯量数据集批量计算出1990—2017年各省(市、自治区)的畜禽粪污N、P超载量, 并将畜禽粪污N、P超载量与未有效利用的化肥N、P量求和得到1990—2017年各省(市、自治区)的农业源氮磷排放量。

(4) 空间自相关与重心迁移分析。在得到1990—2017年31个省级行政单元的农业源氮磷排放后, 本文按“NAME”字段将计算结果连接到省级行政区划的.shp数据, 并运用GIS的“分析模式”工具对历年的氮磷总排放量和单位面积排放量作空间自相关分析, 统计Moran's  $I$ 、预期指数、方差、 $z$ 得分和 $P$ 值5项指标, 然后根据Moran's  $I$ 和 $z$ 得分范围及其显著性水平( $P$ 值)判断农业源氮磷排放的空间分布模式。在此基础上对氮磷排放进一步作重心迁移分析, 以揭示其格局变化中的总体方向性, 计算重心坐标的公式如下:

农业源氮排放的重心坐标:

$$x_N^- = \sum_{i=1}^{31} (U_{Ni} + O_{Ni}) \times x_i / \sum_{i=1}^{31} (U_{Ni} + O_{Ni}), y_N^- = \sum_{i=1}^{31} (U_{Ni} + O_{Ni}) \times y_i / \sum_{i=1}^{31} (U_{Ni} + O_{Ni}) \quad (14)$$

农业源磷排放的重心坐标:

$$x_P^- = \sum_{i=1}^{31} (U_{Pi} + O_{Pi}) \times x_i / \sum_{i=1}^{31} (U_{Pi} + O_{Pi}), y_P^- = \sum_{i=1}^{31} (U_{Pi} + O_{Pi}) \times y_i / \sum_{i=1}^{31} (U_{Pi} + O_{Pi}) \quad (15)$$

式中:  $(x_N^-, y_N^-)$ 、 $(x_P^-, y_P^-)$  分别表示氮、磷排放的重心坐标;  $(x_i, y_i)$  为省级行政单元 $i$ 的质心坐标;  $U_{Ni}$ 、 $U_{Pi}$  为各省(市、自治区)未有效利用的N、P量;  $O_{Ni}$ 、 $O_{Pi}$  为各省(市、自治区)畜禽粪污N、P超载量。

(5) 农业源氮磷排放与水环境状况的关系检验。以各省2017年的单位面积氮磷排放量为自变量, V类及以上水体断面比例为因变量, 通过相关分析和回归分析进一步检验农业源氮磷排放与水环境状况的关系。根据调整 $R^2$ 、模型估计的标准误、回归方程的 $F$ 检验及其显著性水平、回归系数的 $t$ 检验及其显著性水平四项指标对线性模型、平方模型、立方模型、对数模型和逆模型进行比选并择优使用。

## 1.2 数据来源

在本文中, 农用氮肥、磷肥和复合肥施用折纯量来自国家统计局的“分省年度数据”; 13种作物的年产量, 以及猪、牛、羊和禽类的年内出栏量和年末存栏量主要来源于《新中国农业60年统计资料》和国家统计局的“分省年度数据”。其中1990—2008年的数据从《新中国农业60年统计资料》获取, 2009—2017年的数据从“分省年度数据”获取, 对于上述来源中缺失的部分又从《中国畜牧业年鉴》(2009—2012年)、《中国畜牧兽医年鉴》(2014—2018年)、《中国农村统计年鉴2018》以及各省国民经济和社会发

展统计公报中补齐。比较农业源氮、磷排放与农田生态系统分布关系所需的数据从“中国5年间隔陆地生态系统空间分布数据集(1990—2010)” (即ChinaEco 100)<sup>[35]</sup>中提取, 对该数据集内容及研发过程的详细介绍见徐新良等<sup>[36]</sup>的数据论文。相关分析和回归分析中使用的水质监测数据来自于公众环境研究中心(IPE), 使用了该中心公开的2017年全国23359个自动监测站的水质数据。另外, 由于香港、澳门和台湾的相关数据缺失, 暂不计算其农业源氮磷排放量。

## 2 结果分析

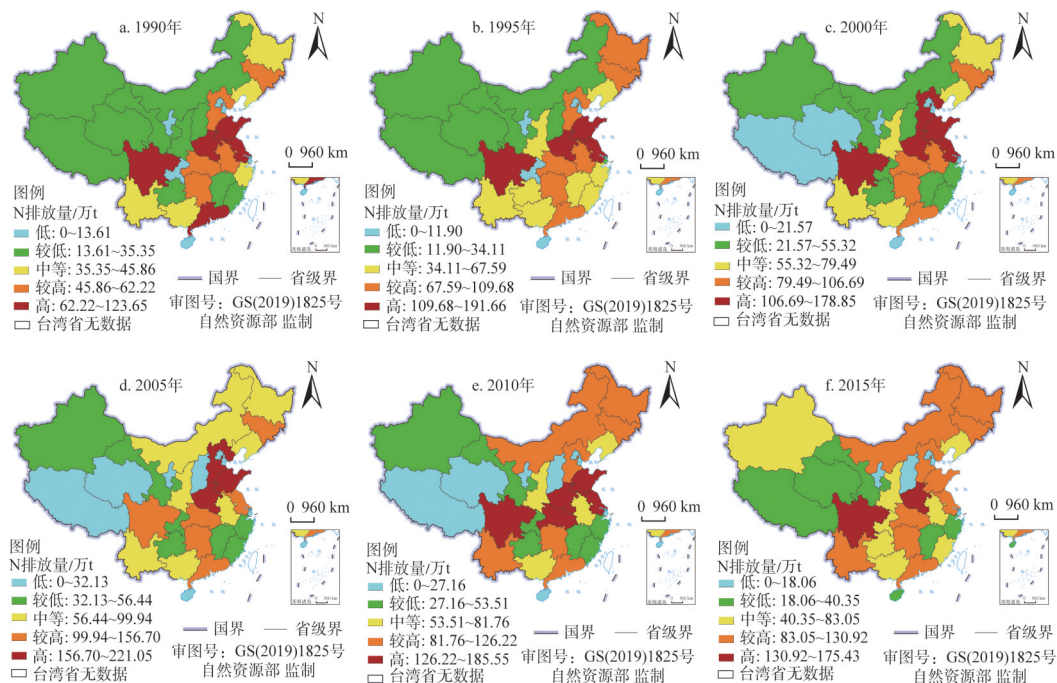
### 2.1 农业源氮磷排放的格局特征

从总排放量看, 就氮排放而言, 河南、山东、四川和江苏4个省份几乎稳定位于最高氮排放梯队, 其他在部分年份进入最高氮排放梯队的省份还包括广东、河北和湖北。在大部分年份位于最低氮排放梯队的省(市、自治区)是西藏、青海、宁夏、北京、天津、上海和海南, 这些省(市、自治区)氮排放低的原因比较复杂, 包括气候与土地资源条件不适宜大规模发展农业(西藏、青海)、辖区较小(宁夏、海南)以及高度城市化(北京、天津和上海), 另外山西在2000年后也进入了最低氮排放区间。在大部分年份处于较低或中等排放水平的省(市、自治区)包括新疆、甘肃、贵州、重庆、广西、江西、福建和浙江。从整个研究期来看, 农业源氮排放最高和较高的区域主要是两个片区, 一是四川和云南组成的“西南片区”; 二是由河北、河南、山东、江苏、安徽、湖北、湖南和广东组成的“跨流域片区”, 该片区纵贯我国海河流域、黄河流域、淮河流域、长江流域和珠江流域等几大流域区, 影响范围极为广阔。另外, 吉林和黑龙江的农业源N排放也较高, 研究期内内蒙古的农业源N排放增长十分迅速(图1)。

就磷排放而言, 总体格局特征与氮排放基本相似, 但存在差异性。几乎整个研究期都位于最高磷排放梯队的省份只有河南和山东, 其他在部分年份进入最高磷排放梯队的省份只有四川。在大部分年份位于最低磷排放梯队的省(市、自治区)也是西藏、青海、宁夏、北京、天津、上海和海南, 此外浙江在部分年份也进入了最低磷排放梯队。在大部分年份处于较低或中等排放水平的省(市、自治区)包括云南、贵州、广西、重庆、湖南、江西、福建、广东、新疆、甘肃、陕西、山西、吉林、辽宁和内蒙古, 但其中广东、广西在部分年份位于较高排放梯队, 内蒙古和新疆在研究期内的磷排放位序有上升趋势。整个研究期来看, 农业源磷排放最高和较高的区域包括四川、黑龙江以及由河北、河南、山东、湖北、安徽和江苏组成的连片区域(图2)。

从单位面积排放量看, 农业源氮、磷排放的密度特征具有很高的相似性, 总体上是以胡焕庸线为界, 形成东南半壁的中高密度排放区和西北半壁的低密度排放区。在东南半壁的中高密度排放区, 就氮排放而言, 2004年前上海的单位面积氮排放量远高于其他省份, 其次是江苏、山东和河南。2005—2010年, 单位面积氮排放量位于第一梯队的省(市)包括上海、天津、山东、河南和江苏, 2015年第一梯队省(市)变为天津、河南和江苏, 上海得益于农业转型发展, 其单位面积氮排放量迅速降低。从整个研究期来看, 单位面积氮排放量较高的省(市)包括北京、河北、广东、湖北、安徽和吉林, 辽宁、湖南、浙江和福建也具有较高的单位面积氮排放, 重庆市和海南省的单位面积氮排放增长迅速, 这些区域主要位于我国地形的第一阶梯(图3)。





注：本图基于自然资源部标准地图服务系统下载的标准地图制作，底图无修改，下同。

图1 1990—2015年农业源氮排放的空间格局

Fig. 1 Spatial pattern of nitrogen emission from agricultural sources in 1990-2015

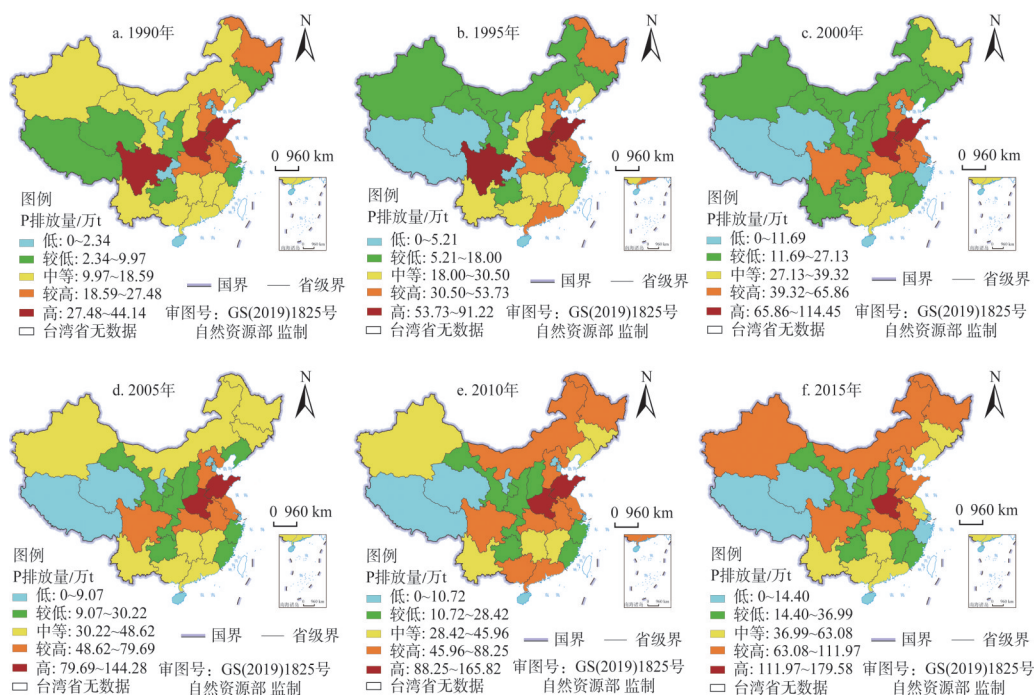


图2 1990—2015年农业源磷排放的空间格局

Fig. 2 Spatial pattern of phosphorus emission from agricultural sources in 1990-2015



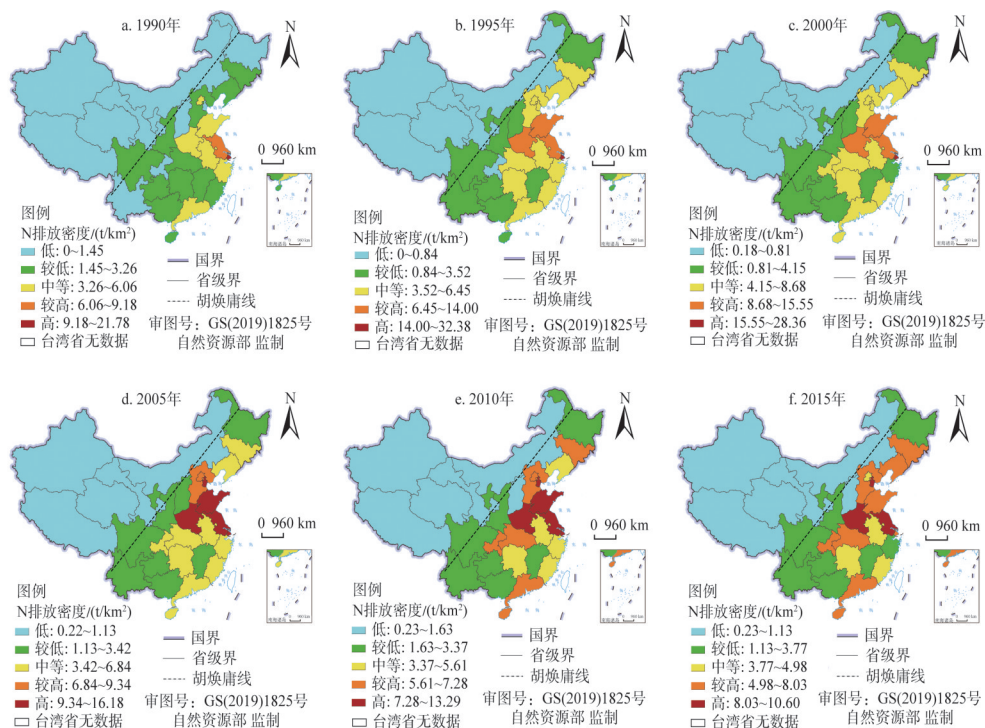


图3 1990—2015年各省(市、自治区)每平方公里的氮排放

Fig. 3 Nitrogen emissions per square kilometer in each province from 1990 to 2015

就磷排放而言,单位面积磷排放较高和最高的省份主要位于黄淮海平原和长江中下游地区。第一梯队省(市)包括上海、江苏、山东、河南和天津,其中上海随着农业转型发展,单位面积磷排放迅速降低;而江苏、山东、河南三省则几乎稳定位于第一梯队。第一梯队周边的河北、安徽和湖北等省份也具有较高的单位面积磷排放(图4)。

综合总排放量和单位面积排放量两个方面的结果可知,北京、天津和上海3个直辖市虽然农业源氮、磷总排放量低,但是单位面积排放量却相当高,这些区域也存在突出的农业面源污染问题。研究期内农业源氮、磷总排放量和单位面积排放量均处于“高”或“较高”水平的省份是山东、河南、江苏、河北、安徽和湖北。总排放量“高”或“较高”而单位面积排放量较低的省份是四川。上述三类区域的农业面源污染风险都需要予以优先关注。在识别面源污染的高风险区时,总排放量和单位面积排放量具有同等重要的指示意义。根据上述结果,将黄淮海平原、四川盆地和长江中下游平原综合确定为我国农业面源污染治理的三个一级重点区。

从氮磷排放的分布模式看,尽管高排放省份相对集中于黄淮海平原、低排放省份相对集中于青藏高原,但由于地处青藏高原东部边缘的四川排放量很高而位于黄淮海平原以西的山西排放量较低,另外地处黄淮海平原的北京市和天津市总排放量也低,导致农业源氮磷排在整体上的集聚特征不显著。空间自相关分析表明,1990—2017年,我国农业源氮、磷排放的全局空间自相关指数(Moran's  $I$ )均接近于0, $z$ 得分始终介于 $[-1.65, 1.65]$ 区间且 $P$ 值大于0.1,故可判断中国农业源氮磷排放的空间分布模式为随机分布。但是单位面积氮、磷排放则具有明显的空间自相关性,其中,单位面积氮排放的Moran's  $I$ 最小为0.25,最大为0.40,平均为0.34;单位面积磷排放的Moran's  $I$ 最小为

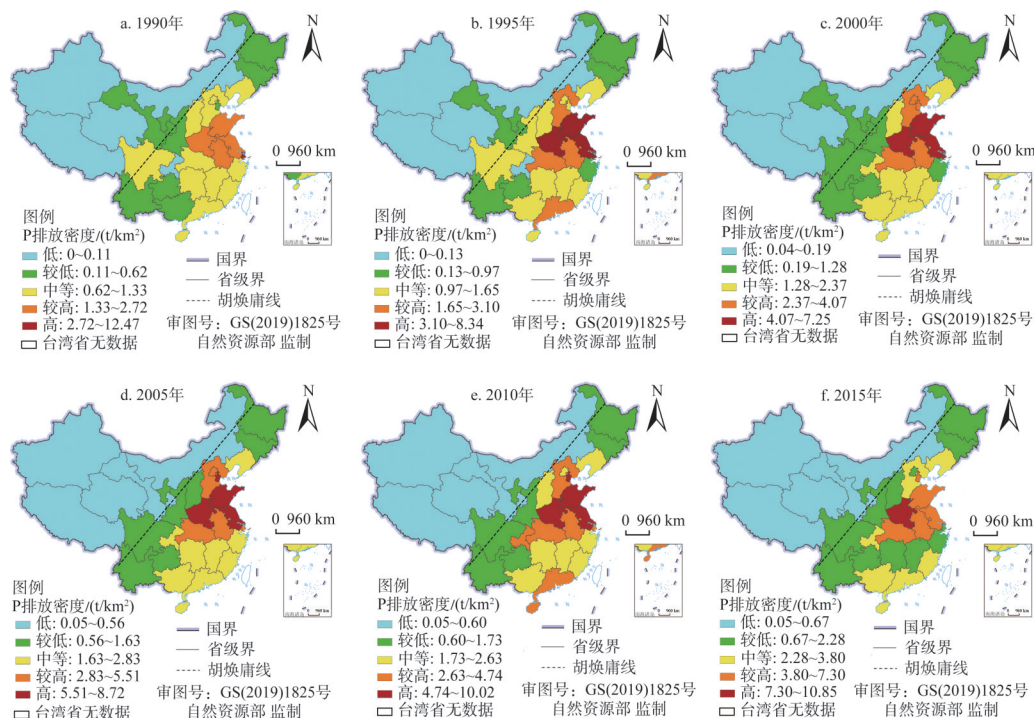


图4 1990—2015年各(市、自治区)每平方公里的磷排放

Fig. 4 Phosphorus emissions per square kilometer in each province from 1990 to 2015

0.23, 最大为0.49, 平均为0.43, 且均通过显著性检验, 表明单位面积氮、磷排放的分布模式属于“高一高集聚, 低—低集聚”型。这表明, 从总排放量看, 农业源氮磷排在省际之间并不存在相互依赖性和关联性, 主要受各省农业资源条件和农业生产状况等内部因素影响, 同时总排放量的随机分布也与我国复杂多样的地理环境及其所决定的农业主产区分布有密切关系。但是从单位面积排放量看, 受我国地形三大阶梯、农业资源条件、生产力水平及农产品需求的东—西差异影响, 农业源氮、磷排放强度存在自东向西递减的总体规律(图3、图4)。

## 2.2 农业源氮磷排放的来源构成及变化特征

在来源构成上, 按全国多年平均水平计算, 过量施肥来源占农业源氮、磷排放的比例分别为45.08%和45.73%, 相应的畜禽粪污来源比例分别为54.92%和54.27%, 后者较前者分别高9.83和8.54个百分点, 表明造成我国农业面源污染的首要原因是畜禽粪污排放, 其次才是过量施肥。这与朱兆良先生对我国农业面源污染来源的判断相一致<sup>[37]</sup>。

从时间序列来看, 研究期内中国农业源氮磷排放具有明显的类型特征和空间趋向性, 总体上氮磷排放的变化趋势基本一致, 但是磷排放的达峰时间明显滞后于氮。在出现滞后现象的16个省(市)中, 磷排放的达峰时间最短较氮排放滞后1年, 最长滞后时间达19年, 但上海则是磷排放提前达峰; 另外, 还有部分省份的氮磷排放正在持续增长, 尚未达到峰值, 其中尤其以云南、海南、福建和宁夏最为典型。基于农业源氮磷排放测算, 我们制作了31个省(市、自治区)1990—2017年的氮磷排放变化曲线(图5), 并采用移动平均法来确定氮磷排放的变化趋势。根据农业源氮磷排放变化曲线的趋势性及平滑后的总体特征将31个省份的农业源氮磷排放划分为增长型(16个, 51.61%)、倒

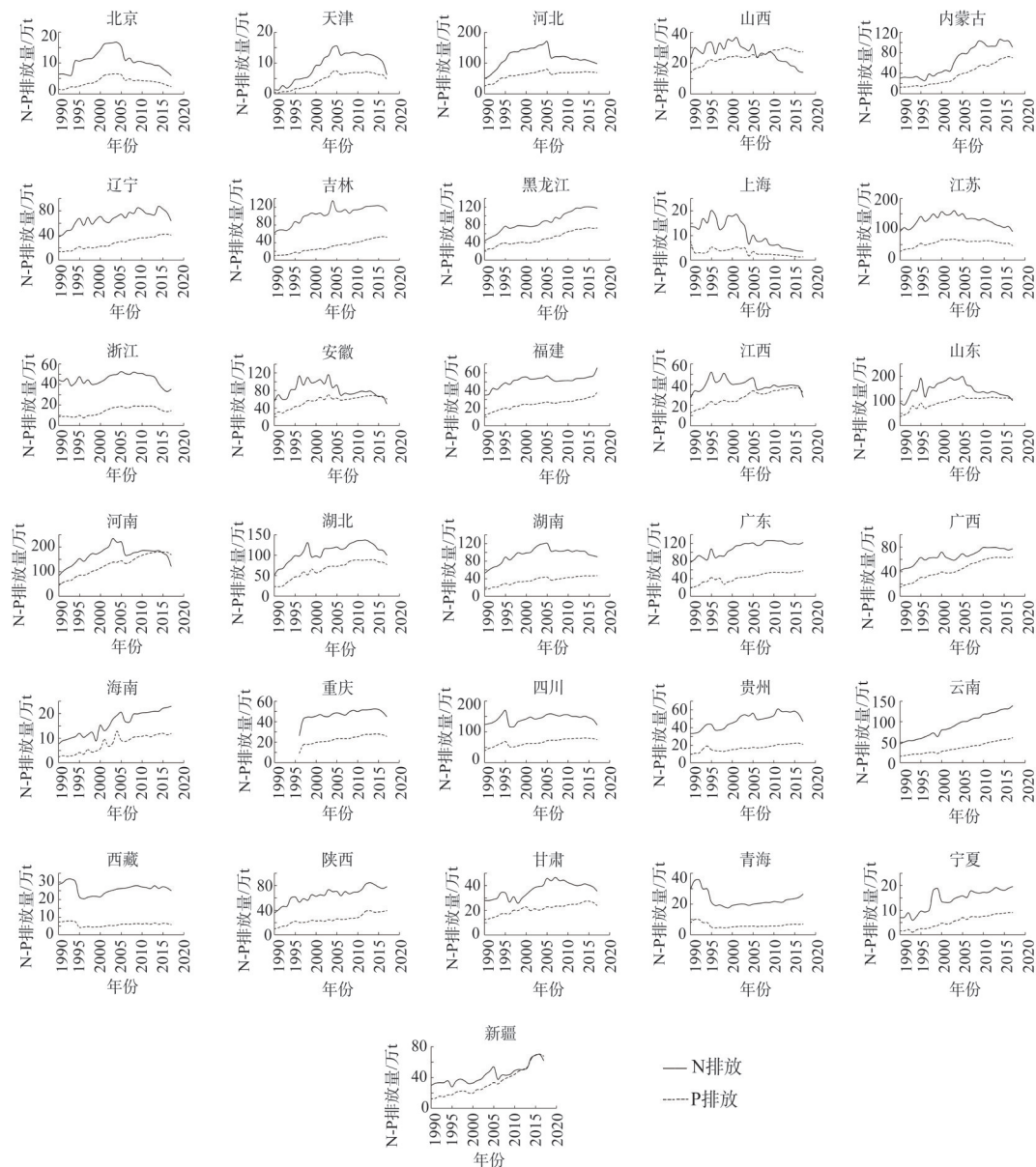


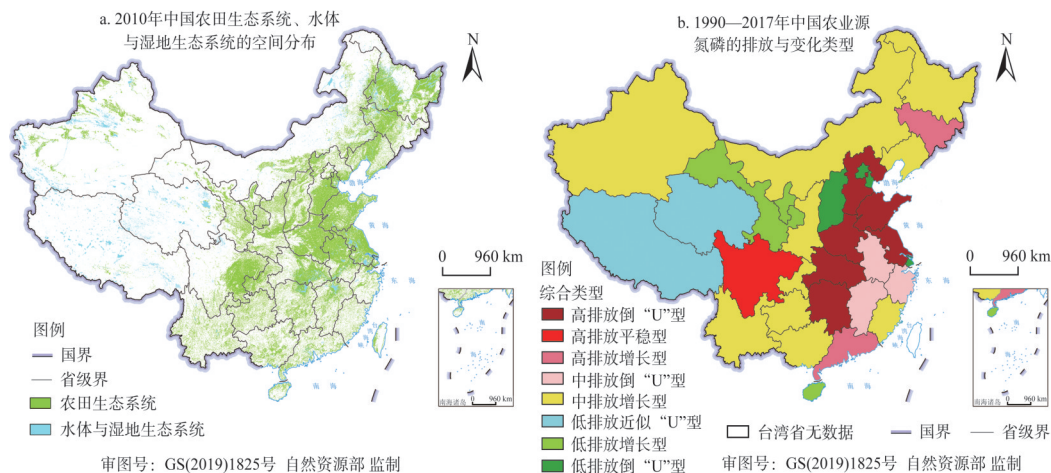
图5 1990—2017年各省级行政区的农业源氮磷排放

Fig. 5 Nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources in provincial-level regions from 1990 to 2017

“U”型(12个, 38.71%)、近似“U”型(2个, 6.45%)和平稳型(1个, 3.23%) 4种, 并将上文中确定的格局特征和此处的时变特征结合起来对各省农业源氮磷排放进行综合分类, 最终得到高排放倒“U”型、高排放平稳型、高排放增长型、中排放增长型、中排放倒“U”型、低排放增长型、低排放倒“U”型和低排放近似“U”型8种细分类型, 分类结果及其与农田生态系统分布的对照关系如图6所示。由图6可知, 高排放区与黄淮海平原主产区和长江流域主产区高度重合, 这与前文研究结果相一致。

在变化的空间趋向性方面, 重心迁移分析表明, 中国农业源氮、磷排放的重心均位于河南, 并且磷排放的重心较氮排放更为偏北一些。从轨迹变化来看, 氮磷排放的重心





注：图a数据来源于中国5年间隔陆地生态系统空间分布数据集（1990—2010年）<sup>[35]</sup>，图b根据研究结果自绘。

图6 中国农业源氮、磷排放的综合类型及其与农田生态系统分布的比较

Fig. 6 Comprehensive types of nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources in China and their comparison with the distribution of farmland ecosystems

均经历了先自西向东迁移，然后徘徊大约7年后又自东向西迁移的东西向往复式转移过程；在南北方向上，尽管变化过程中出现了多次南北往复，但最终氮、磷排放的重心均向北迁移了一定距离。其中，相对于1990年，2017年氮排放的重心向北偏西33.52°方向迁移了33.94 km；磷排放的重心相对于1990年向北偏西15.45°方向迁移了52.31 km，最终磷排放的重心依然较氮排放更为偏北（图7）。对照图1和图2不难发现，这种变化与新疆和内蒙古两个自治区的氮磷排放增长及位序上升有密切关系，与南方省份特别是浙江在较低排放水平上的进一步下降也密切相关。氮、磷排放的重心迁移过程暗示我国农业面源污染有向北方高纬度地区扩散的趋势。北方高纬度地区虽然单位面积排放量较小，但不排除养殖场、农场等集约化农作区存在局部面源污染问题。因此，对于内蒙古、新疆、黑龙江和吉林等排放体量大、增长迅速的省（自治区），需要纳入面源污染治理的二级重点区，与黄淮海平原、四川盆地和长江中下游平原三个一级重点区实施同等治理措施。

### 2.3 农业源氮磷排放与水环境状况的关系

在得到农业源氮磷排放的空间格局及其变化特征的基础上，本文进一步检验农业源氮磷排放与水环境状况的关系。利用公众环境研究中心（Institute of Public and Environmental Affairs, IPE）公开的23359个自动监测站水质数据，本文计算了2017年各省水质监测断面中V类及以上的水体（包括V类、劣V类和黑臭水体）比例。同时将2017年各省农业源氮磷排放的测算结果除以各省行政辖区面积得到各省2017年的单位面积氮、磷排放量。考虑到北京、天津和上海3个超大城市的水环境状况主要受生活污水和工业废水排放影响而非农业源排放，故将3个超大城市排除，进入分析的省区共28个，分析在SPSS 20.0中进行。

首先检验单位面积氮、磷排放量（ $t/km^2$ ）与V类及以上水体比例的Pearson相关性，发现单位面积氮、磷排放量与V类及以上水体比例的皮尔森相关系数分别为0.57（Sig.=0.002）和0.63（Sig.=0），两组检验均为极显著正相关。结合环境中N、P的迁移转化规

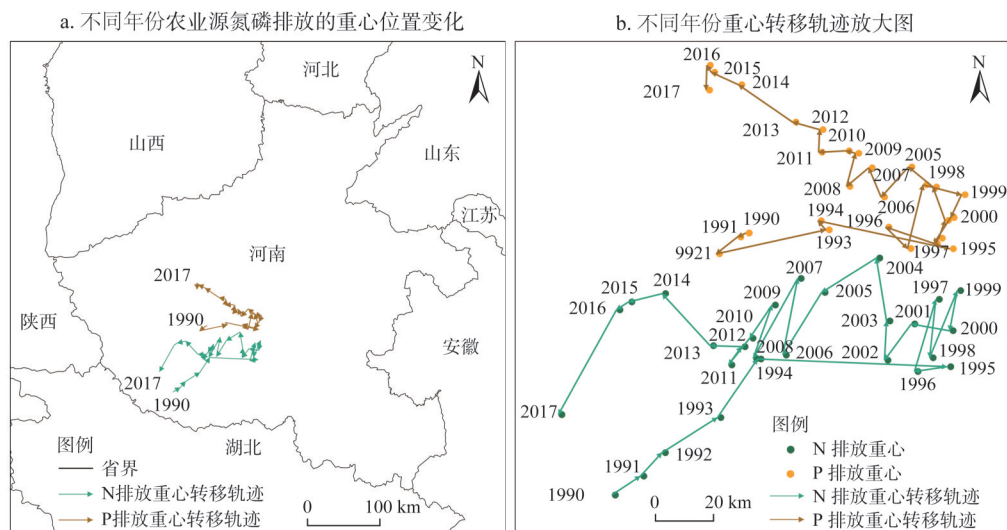


图7 中国农业源氮、磷排放的重心转移过程

Fig. 7 The centre of gravity shifting process of nitrogen and phosphorus emission from agricultural sources in China

律,当农田(或草地)生态系统中出现过度施肥或粪污超载时,不同构成形态的氮和磷主要通过地表径流和地下淋溶两种途径进入地表和地下水,进而引发水体富营养化等面源污染。因而不难推断,单位面积的农业源氮、磷排放量在某种程度上决定着地表及地下水环境的状态。为找到两者之间的确切关系,进一步将单位面积氮、磷排放量作为自变量,Ⅴ类及以上水体比例为因变量,分别作回归分析。通过对线性模型、平方模型、立方模型、对数模型和逆模型的比选,最终选择调整 $R^2$ 最大、标准误差最小且通过回归方程 $F$ 检验及回归系数 $t$ 检验的线性回归方程作为进一步分析的基础(图8)。构造的两组回归方程依次是:

单位面积氮排放量( $x$ )-Ⅴ类及以上水体比例( $y$ ):  $y=0.0288x+0.1033$ ,  $R^2=0.32$ , 记为 $N$ 组;

单位面积磷排放量( $x$ )-Ⅴ类及以上水体比例( $y$ ):  $y=0.0356x+0.1197$ ,  $R^2=0.40$ , 记

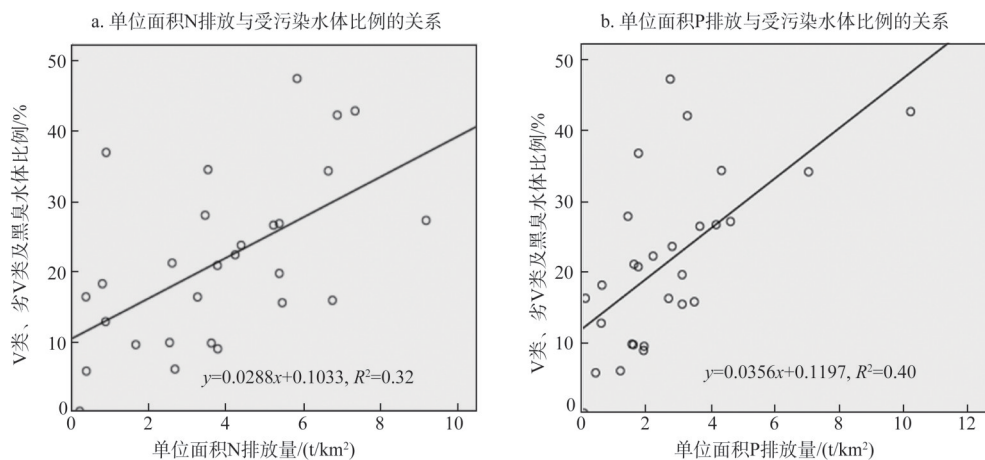


图8 单位面积氮、磷排放与受污染水体比例的关系

Fig. 8 The relationship between N/P emission per unit area and the proportion of polluted water

为P组。

两组回归方程的模型摘要及F检验结果如表3，回归系数及t检验结果如表4所示。分析结果表明，单位面积氮排放量每增加1 t/km<sup>2</sup>，则V类及以上水体比例上升2.88个百分点；单位面积磷排放量每增加1 t/km<sup>2</sup>，则V类及以上水体比例上升3.56个百分点。不过值得注意的是，尽管回归方程F检验及回归系数t检验均达到极显著水平，即回归方程可信度高且系数显著，但较低的R<sup>2</sup>却说明农业源氮、磷排放差异仅能解释水环境状况差异的一部分。具体而言，单位面积的农业源氮排放量解释了水环境状况的32%；单位面积的农业源磷排放量解释了水环境状况的40%。由此可见，虽然农业源磷排放量较氮排放量低（图5），但是磷排放却具有更强的环境效应。

表3 回归方程的模型摘要及F检验  
Table 3 Model summary and F test of regression equations

	R <sup>2</sup>	调整R <sup>2</sup>	估计的标准误差	F	Sig.
N组	0.32	0.29	0.10	12.25	0.002
P组	0.40	0.37	0.10	17.03	0.000

表4 回归系数及t检验  
Table 4 Regression coefficients and t test

N组	回归系数	标准误差	t	Sig.	P组	回归系数	标准误差	t	Sig.
单位面积氮排放量	0.0288	0.0082	3.50	0.00	单位面积磷排放量	0.0356	0.0086	4.13	0.00
常数项	0.1033	0.0369	2.80	0.01	常数项	0.1197	0.0291	4.11	0.00

3 结论与讨论

3.1 结论

本文研究得到以下结论：

- （1）我国农业源氮磷排放在省际之间不存在相互依赖性，主要受各省农业资源条件和农业生产状况等内部因素影响，高排放省相对集中于黄淮海平原主产区和长江流域主产区，包括河南、河北、山东、江苏、安徽、湖北和四川，排放强度具有自东向西递减的总体规律。
- （2）农业源氮、磷排放的变化趋势基本一致，但是磷排放的达峰时间滞后于氮；在变化趋势上，增长型为16个，占51.61%；倒U型为12个，占38.71%；仅西藏和青海呈近似U型变化，占6.45%；仅四川表现为平稳型，占3.23%。高排放省（自治区）相继达峰进入递减区间或保持平稳可能预示着我国农业生产正在向绿色发展转型。
- （3）我国农业源氮、磷排放的重心均位于河南，磷具有更为偏北的排放重心；轨迹变化表现为东西向往复式转移和南北向总体北移的趋势，其中氮排放重心向北偏西33.52°方向迁移了33.94 km，磷排放重心向北偏西15.45°方向迁移了52.31 km，表明我国农业面源污染风险有向北方高纬度地区扩散的趋势。
- （4）单位面积氮、磷排放量每增加1 t/km<sup>2</sup>，则V类及以上水体比例分别上升2.88和3.56个百分点；单位面积的农业源氮、磷排放量分别解释了水环境状况的32%和40%，农业源氮磷排放对水环境恶化具有重要影响。其中，造成农业面源污染的首要原因是畜



禽粪污排放,其次是过量施肥。在确保粮食安全、应对膳食转型、提升产业效益和治理环境污染等多维目标的博弈冲突之中,我国种养系统迫切需要实施面向社会—经济—生态多目标协同的治理决策。

## 3.2 讨论

### 3.2.1 研究结果的可信度验证

通过对比本文研究结果与公开发表的文献结果来验证本文的可信度。由于本文是对中国31个省级行政单元长时间序列的农业源氮、磷排放估算,而现有研究大部分仅在特定区域或特定年份进行,故优先考虑空间尺度的对应性,将同年份的本文研究结果与具有同等空间尺度的文献结果进行对比。使用的第一个对比文献是武淑霞等<sup>[17]</sup>对我国畜禽养殖粪污产生量及资源化利用的研究,该研究计算了我国2015年各省份畜禽养殖的氮、磷产生量,但文中只给出了能够表现位序关系的柱状图而没有呈现数值结果。故采用基于评估位序的验证方式,这种方式也能反映本文中格局特征的可信度。按照省份名称一一对应的方式整理了文献中畜禽养殖氮、磷产生量的位序值,以及本文研究中2015年畜禽粪污氮、磷产生量的位序值,构成“氮产生量文献位序—本文位序”和“磷产生量文献位序—本文位序”的2组等级变量。在SPSS 20.0中选择Kendall's tau-b系数对2组等级变量作交叉表分析,结果如下:“氮产生量文献位序—本文位序”的Kendall相关系数为0.86 (Sig.=0),“磷产生量文献位序—本文位序”的Kendall相关系数为0.85 (Sig.=0),表明本文中畜禽粪污氮、磷产生量的位序结果与文献研究结果具有很高的一致性,基于此所做的农业源氮、磷排放格局研究具有较高的可信度。

又定性对比了本文研究结果与文献[11]中硝酸盐脆弱区划定结果的关系,发现本文识别的农业源氮、磷高排放区与马林等<sup>[11]</sup>划定的硝酸盐脆弱区高度重合,从环境影响角度证明了本文研究结果的可信度。另外,国家实施《水污染防治行动计划》以来一批重点攻坚行动的开展,例如长江大保护和渤海综合治理攻坚战地开展以及农业面源污染防治中重点区域的选择均从侧面反映了本文研究结果的合理性。因此,本文研究可与相关文献相互印证,从而为中小尺度研究以及农业面源污染治理中重点区域的选取提供科学依据。

### 3.2.2 资料不充分条件下的误差分析

合理测算畜禽年有效饲养量是农业源氮磷排放测算的重要基础,但由于现有统计资料仅给出各省畜禽的年内出栏量和年末存栏量,这项工作就受到资料不充分的限制。本文给出了资料不充分条件下兼顾养殖周期的畜禽年有效饲养量测算方法,但这种方法终究只是估算,其产生误差的情景和误差方向仍有必要进一步讨论。由于牛的养殖周期为1年,在一个年度内最多涉及2个周期的养殖活动,这对于讨论年有效饲养量的测算误差最有代表性,因此选取牛来进行分析。考虑到很多统计资料缺失基础母畜的数量,故基础母畜量仍假定为0。在养殖周期跨年度的情况下,设牛的年有效饲养量为 $L_i$ ,年内出栏量为 $Y_i$ ,出栏牛的年内养殖时间为 $t$ ,年末存栏量为 $S_i$ ,易知年末存栏牛的年内养殖时间为 $T-t$  ( $T=1$ 年),根据式(10)得到严格按时间加权计算的牛有效饲养量:

$$L_i = \frac{t}{T} \times Y_i + \left(1 - \frac{t}{T}\right) \times S_i \quad (16)$$

但是在统计资料未给出年内养殖时间的情况下,却只能按式(13)来估算,因此将式(13)减去式(16)就得到估算误差,整理后如下:

$$\delta = (Y_i - S_i) \times \left( \frac{1}{2} - \frac{t}{T} \right), t \leq T \quad (17)$$

式中:  $\delta$ 即为年有效饲养量的估算误差。显然, 根据  $Y_i$  与  $S_i$ , 以及  $t$  与  $0.5T$  的3种关系可出现  $\delta$  的9种细分情景, 合并为6种后讨论如下:

(1) 当  $Y_i = S_i$  时,  $t$  与  $0.5T$  的3种组合关系下  $\delta$  均为0, 即当年内出栏量等于年末存栏量, 养殖规模保持平稳时估算误差为0;

(2) 当  $t = 0.5T$  时,  $Y_i$  与  $S_i$  的3种组合关系下  $\delta$  均为0, 即当年初、年末互补的2个残余周期长度相等时, 年初、年末的折算系数均为0.5, 因此跨年度部分按均值计算的误差为0;

(3) 当  $Y_i > S_i$  且  $t > 0.5T$  时,  $\delta < 0$ , 误差为负, 估算结果偏低;

(4) 当  $Y_i > S_i$  且  $t < 0.5T$  时,  $\delta > 0$ , 误差为正, 估算结果偏高;

(5) 当  $Y_i < S_i$  且  $t > 0.5T$  时,  $\delta > 0$ , 误差为正, 估算结果偏高;

(6) 当  $Y_i < S_i$  且  $t < 0.5T$  时,  $\delta < 0$ , 误差为负, 估算结果偏低。

显然, 上述讨论已经涵盖了年有效饲养量估算误差的所有情景, 这些情景也适用于养殖周期不足1年的畜禽。实际上, 除以上误差以外, 农业源氮磷排放的测算还面临着分区参数即参数差异化的挑战, 应对这种挑战需要在更多空白区域开展基于定点观测和采样分析的案例研究。

### 3.2.3 面向多目标协同的治理决策

通过高投入获取高产进而产生高排放的农业生产模式已越来越不可持续。当前中国种养系统面临的真正挑战在于, 需要在确保粮食安全、应对膳食转型、提升产业效益和治理环境污染等目标之间取得平衡。近年来, 从农村环境整治中的盲目扩大禁养区、简单关停养殖场到疫情冲击、肉价上涨下几大部委及国务院相继发文支持恢复生猪生产, 从政策导向的起伏变化中足以窥见种养系统面临的两难境地。为应对这些挑战, 亟需实施面向社会—经济—生态多目标协同的治理决策。其关键是要深刻认识到构建种养循环产业体系、实施畜禽粪污资源化利用工程及推动科学合理施肥的重要性和迫切性。

### 参考文献(References):

- [1] 陈勇. 陕西省农业非点源污染评价与控制研究. 杨凌: 西北农林科技大学, 2010. [CHEN Y. Research on evaluation and controlling measure system of agriculture non-point source pollution in Shaanxi province. Yangling: Northwest Agriculture and Forestry University, 2010.]
- [2] 王琼. 基于SWAT模型的小清河流域氮磷污染负荷核算及总量控制. 北京: 中国科学院大学, 2012. [WANG Q. Accounting and total amount control of nitrogen and phosphorus pollution load in Xiaoqinghe Watershed based on SWAT model. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2012.]
- [3] 曹宁, 曲东, 陈新平, 等. 东北地区农田土壤氮、磷平衡及其对面源污染的贡献分析. 西北农林科技大学学报: 自然科学版, 2006, 34(7): 127-133. [CAO N, QU D, CHEN X P, et al. Analysis of the contribution to non-point pollution made by balanced fertilizer in Northwest China. Journal of Northwest A&F University: Natural Science Edition, 2006, 34(7): 127-133.]
- [4] 李恒鹏, 刘晓玫, 黄文钰. 太湖流域浙西区不同土地类型的面源污染产出. 地理学报, 2004, 59(3): 401-408. [LI H P, LIU X M, HUANG W Y. The non-point output of different landuse types in Zhexi Hydraulic Region of Taihu Basin. Acta Geographica Sinica, 2004, 59(3): 401-408.]
- [5] 黄秋婵, 韦友欢, 韦方立, 等. 农业面源污染对生态环境的影响及其防治措施. 广西民族师范学院学报, 2011, 28(3): 17-19. [HUANG Q C, WEI Y H, WEI F L, et al. Effect and control measures of agricultural diffused source pollution on the ecological environment. Journal of Guangxi Normal University for Nationalities, 2011, 28(3): 17-19.]
- [6] 沈晔娜. 流域非点源污染过程动态模拟及其定量控制. 杭州: 浙江大学, 2010. [SHEN Y N. Modeling about non-point source pollution and quantity control for it within watershed. Hangzhou: Zhejiang University, 2010.]
- [7] 陈同斌, 陈世庆, 徐鸿涛, 等. 中国农用化肥氮磷钾需求比例的研究. 地理学报, 1998, 53(1): 32-41. [CHEN T B,

- CHEN S Q, XU H T, et al. Simulation study on ratios of Nitrogen, Phosphorus and Potassium fertilizers required in the crop production in China. *Acta Geographica Sinica*, 1998, 53(1): 32-41.]
- [8] 陈同斌, 曾希柏, 胡清秀. 中国化肥利用率的区域分异. *地理学报*, 2002, 57(5): 531-538. [CHEN T B, ZENG X B, HU Q X. Utilization efficiency of chemical fertilizers among different counties of China. *Acta Geographica Sinica*, 2002, 57(5): 531-538.]
- [9] 张福锁, 王激清, 张卫峰, 等. 中国主要粮食作物肥料利用率现状与提高途径. *土壤学报*, 2008, 45(5): 915-924. [ZHANG F S, WANG J Q, ZHANG W F, et al. Nutrient use efficiencies of major cereal crops in China and measures for improvement. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(5): 915-924.]
- [10] 徐亚新, 何萍, 仇少君, 等. 我国马铃薯产量和化肥利用率区域特征研究. *植物营养与肥科学报*, 2019, 25(1): 22-35. [XU Y X, HE P, QIU S J, et al. Regional variation of yield and fertilizer use efficiency of potato in China. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(1): 22-35.]
- [11] 马林, 卢洁, 赵浩, 等. 中国硝酸盐脆弱区划分与面源污染阻控. *农业环境科学学报*, 2018, 37(11): 2387-2391. [MA L, LU J, ZHAO H, et al. Nitrate vulnerable zones and strategies of non-point pollution mitigation in China. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(11): 2387-2391.]
- [12] 路路, 戴尔阜, 程千钉, 等. 基于水环境化学及稳定同位素联合示踪的土地利用类型对地下水氮素归趋影响. *地理学报*, 2019, 74(9): 1878-1889. [LU L, DAI E F, CHENG Q D, et al. The sources and fate of nitrogen in groundwater under different land use types: Stable isotope combined with a hydrochemical approach. *Acta Geographica Sinica*, 2019, 74(9): 1878-1889.]
- [13] 卫凯平, 武慧君, 黄莉, 等. 农业生产系统氮磷环境影响分析: 以安徽省为例. *农业环境科学学报*, 2018, 37(8): 1802-1810. [WEI K P, WU H J, HUANG L, et al. Analysis of environmental impact derived from nitrogen and phosphorus in agricultural production systems: A case study of Anhui province. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(8): 1802-1810.]
- [14] 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. *生态学报*, 2008, 28(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. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(3): 1016-1025.]
- [15] HE P, BAI OCCHI G, HUBACEK K, et al. The environmental impacts of rapidly changing diets and their nutritional quality in China. *Nature*, 2018, 1(3): 122-127.
- [16] 辛良杰, 李鹏辉. 基于 CHNS 的中国城乡居民的食品消费特征: 兼与国家统计局数据对比. *自然资源学报*, 2018, 33(1): 75-84. [XIN L J, LI P H. Food consumption patterns of Chinese urban and rural residents based on CHNS and comparison with the data of National Bureau of Statistics. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(1): 75-84.]
- [17] 武淑霞, 刘宏斌, 黄宏坤, 等. 我国畜禽养殖粪污产生量及其资源化分析. *中国工程科学*, 2018, 20(5): 103-111. [WU S X, LIU H B, HUANG H K, et al. Analysis on the amount and utilization of manure in livestock and poultry breeding in China. *Engineering Sciences*, 2018, 20(5): 103-111.]
- [18] 赵俊伟, 姜昊, 陈永福, 等. 生猪规模养殖粪污治理行为影响因素分析: 基于意愿转化行为视角. *自然资源学报*, 2019, 34(8): 1708-1719. [ZHAO J W, JIANG H, CHEN Y F, et al. Analysis on influencing factors of manure pollution treatment in scale pig breeding: Based on the perspective of willingness-to-behavior transformation. *Journal of Natural Resources*, 2019, 34(8): 1708-1719.]
- [19] 何军, 崔远来, 王建鹏, 等. 不同尺度稻田氮磷排放规律试验. *农业工程学报*, 2010, 26(10): 56-62. [HE J, CUI Y L, WANG J P, et al. Experiments on nitrogen and phosphorus losses from paddy fields under different scales. *Transactions of the CSAE*, 2010, 26(10): 56-62.]
- [20] 孟岑, 李裕元, 许晓光, 等. 亚热带流域氮磷排放与养殖业环境承载力实例研究. *环境科学学报*, 2013, 33(2): 635-643. [MENG C, LI Y Y, XU X G, et al. A case study on non-point source pollution and environmental carrying capacity of animal raising industry in subtropical watershed. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2013, 33(2): 635-643.]
- [21] 刘园园, 史书, 木志坚, 等. 三峡库区典型农业小流域水体氮磷浓度动态变化. *西南大学学报: 自然科学版*, 2014, 36(11): 157-163. [LIU Y Y, SHI S, MU Z J, et al. Dynamic changes of water nitrogen and phosphorus concentrations in a typical small agricultural watershed of the Three-Gorges Reservoir Region. *Journal of Southwest University: Natural Science Edition*, 2014, 36(11): 157-163.]
- [22] 崔超, 刘申, 翟丽梅, 等. 兴山县香溪河流域农业源氮磷排放估算及时空特征分析. *农业环境科学学报*, 2015, 34(5): 937-946. [CUI C, LIU S, ZHAI L M, et al. Estimates and spatio-temporal characteristics of nitrogen and phosphorus dis-



- charges from agricultural sources in Xiangxi River Basin, Xingshan county. *Journal of Agro- Environment Science*, 2015, 34(5): 937-946.]
- [23] 邱乐丰, 龙文莉, 方豪, 等. 基于种养平衡的杭州市畜禽养殖环境承载力研究. *自然资源学报*, 2016, 31(8): 1410-1419. [QIU L F, LONG W L, FANG H, et al. Regional environmental carrying capacity for livestock and poultry breeding based on planting-breeding balance in Hangzhou city. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(8): 1410-1419.]
- [24] 巨晓棠. 氮肥有效率的概念及意义: 兼论对传统氮肥利用率的理解误区. *土壤学报*, 2014, 51(5): 921-933. [JU X T. The concept and meanings of nitrogen fertilizer availability ratio: Discussing misunderstanding of traditional nitrogen use efficiency. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(5): 921-933.]
- [25] 朱兆良, 文启孝. 中国土壤氮素. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992: 213-249. [ZHU Z L, WEN Q X. *Nitrogen in Soils of China*. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishing House, 1992: 213-249.]
- [26] 鲁如坤, 时正元, 顾益初. 土壤积累态磷研究 II: 磷肥的表现积累利用率. *土壤*, 1995, 27(6): 286-289. [LU R K, SHI Z Y, GU Y C. Study on soil accumulated phosphorus II: Apparent accumulation utilization of phosphate fertilizer. *Soils*, 1995, 27(6): 286-289.]
- [27] 茹德平, 赵彩霞, 李习军, 等. 用  $^{15}\text{N}$  示踪技术研究高产小麦、玉米的施氮规律. *核农学通报*, 2005, 19(2): 151-154. [RU D P, ZHAO C X, LI X J, et al. Studies on utilization of nitrogen by wheat and maize with  $^{15}\text{N}$  tracer method. *Acta Agriculturae Nucleatae Sinica*, 2005, 19(2): 151-154.]
- [28] 黄绍敏, 宝德俊, 皇甫湘荣, 等. 长期定位施肥小麦的肥料利用率研究. *麦类作物学报*, 2006, 26(2): 121-126. [HUANG S M, BAO D J, HUANGPU X R, et al. Long-term effect of fertilization on fertilizer use efficiency of wheat in soil. *Journal of Triticeae Crops*, 2006, 26(2): 121-126.]
- [29] 侯彦林. 肥效评价的生态平衡施肥理论体系、指标体系及其实证. *农业环境科学学报*, 2011, 30(7): 1257-1266. [HOU Y L. Theory system, index system of ecological balanced fertilization and demonstration for fertilizer efficiency evaluation. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(7): 1257-1266.]
- [30] 王火焰, 周健民. 肥料养分真实利用率计算与施肥策略. *土壤学报*, 2014, 51(2): 216-225. [WANG H Y, ZHOU J M. Calculation of real fertilizer use efficiency and discussion on fertilization strategies. *Acta Pedologica Sinica*, 2014, 51(2): 216-225.]
- [31] TRUOG E. Fifty years of soil testing. Madison, WISC, USA: 7th International Congress of Soil Science, 1960: 46-53.
- [32] 韩秉进, 陈渊, 孟凯, 等. 黑土农田供肥能力及化肥利用率的试验研究. *土壤通报*, 2004, 35(3): 264-266. [HAN B J, CHEN Y, MENG K, et al. Ability of soil nutrient supply and chemical fertilizer efficiency in Black Soil. *Chinese Journal of Soil Science*, 2004, 35(3): 264-266.]
- [33] 杨朝飞. 全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. [YANG C F. *Investigation and Prevention of Pollution in Large-scale Livestock and Poultry Breeding Industry in China*. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.]
- [34] 杨金升, 袁雪竹, 张宏伟, 等. 基于日平均养殖量的畜禽养殖排污系数法的改进. *城市环境与城市生态*, 2012, 25(2): 27-30. [YANG J S, YUAN X Z, ZHANG H W, et al. Improved discharge coefficient method for calculating livestock and poultry pollution based on a daily average breeding amount. *Urban Environment & Urban Ecology*, 2012, 25(2): 27-30.]
- [35] 徐新良, 刘纪远, 张增祥, 等. 中国5年间隔陆地生态系统空间分布数据集(1990—2010). 全球变化科学研究数据出版系统, 2015, Doi: 10.3974/geodb.2015.01.01.V1. [XU X L, LIU J Y, ZHANG Z X, et al. Spatiotemporal Distribution Dataset of Ecosystem Types in China with 5-year Intervals (1990-2010). *Global Change Research Data Publishing & Repository*, 2015, Doi: 10.3974/geodb.2015.01.01.V1.]
- [36] 徐新良, 刘纪远, 张增祥, 等. 中国5年间隔陆地生态系统空间分布数据集(1990—2010)内容与研发. *全球变化数据学报*, 2017, 1(1): 52-59. [XU X L, LIU J Y, ZHANG Z X, et al. Contents and development of the Spatiotemporal Distribution Dataset of Ecosystem Types in China with 5-year intervals (1990-2010). *Journal of Global Change Data & Discovery*, 2017, 1(1): 52-59.]
- [37] 慕亚芹, 李群, 崔江浩. 土壤—植物营养学家朱兆良先生的科学研究与贡献. *土壤*, 2017, 49(1): 1-6. [MU Y Q, LI Q, CUI J H. Scientific research and contributions of soil-plant nutrition scientist Zhu Zhaoliang. *Soils*, 2017, 49(1): 1-6.]

## Spatial pattern and water environmental impact of nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources in China in recent 30 years

MA En-pu<sup>1,2</sup>, CAI Jian-ming<sup>1,2</sup>, LIN Jing<sup>1</sup>, LIAO Liu-wen<sup>1,2</sup>, GUO Hua<sup>3</sup>, HAN Yan<sup>1,2</sup>

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Tianjin Institute of Rural Economy and Zoning Study, Tianjin Academy of Agricultural Sciences, Tianjin 300192, China)

**Abstract:** It is important and valuable to reveal the spatial pattern, changing characteristics of nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources and the relationship between them and water environment for rational allocation of investment in agricultural non-point source pollution control and optimization of regional agricultural structure. Based on this understanding, a series of parametric models were established to estimate the agricultural source nitrogen and phosphorus emissions in China from 1990 to 2017. Then, the changing characteristics of nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources were studied from three aspects including total emissions, nitrogen and phosphorus emissions per unit area and migration of emission center, and the relationship between nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources and water environment was revealed through correlation and regression analysis. The study found that the nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources in China were distributed randomly between provinces, indicating that there was no significant interprovincial dependence of nitrogen and phosphorus emissions, which were mainly influenced by internal factors of each province. Throughout the study period, the provinces with the highest annual total nitrogen and phosphorus emissions were Henan, Shandong, Sichuan, Hubei, Hebei, Anhui and Jiangsu provinces. The pattern was relatively stable, but the emission center experienced a reciprocating transfer from east to west and had an overall transfer trend in the northwest direction. Among them, the center of gravity of nitrogen and phosphorus emissions shifted 33.94 km and 52.31 km respectively in the direction of north by west 33.52° and 15.45°. Based on the pattern research and combined with pattern characteristics of spatial dimension and changing characteristics of time dimension, nitrogen and phosphorus emissions of 31 provincial-level regions were divided into 8 categories, namely, high emission growth type, high emission stable type, high emission inverted "U" shape type, medium emission growth type, medium emission inverted "U" shape type, low emission growth type, low emission inverted "U" shape type, and low emission approximate "U" shape type. Furthermore, the water quality data from automatic monitoring stations in 2017 were used to verify the relationship between nitrogen and phosphorus emissions and water environment. The results can be used as the basis for identifying key regions in agricultural non-point source pollution control.

**Keywords:** nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources; parametric estimation model; changing characteristics; water environmental condition; China