# 长江经济带农业种植-消费系统氮流

# 时空格局演化规律与驱动机制

庞爱萍<sup>1,2</sup> 李春晖<sup>1</sup> 易雨君<sup>11</sup>

(1.北京师范大学 环境学院,水沙科学教育部重点实验室,北京 100875;

2. 中共南京市委党校公共管理教研部,南京 210046)

【摘 要】:针对农业农村氮过量使用产生的环境污染问题,本研究采用物质流分析和空间分析方法,评估长江 经济带农业种植-消费系统氮流时空格局演化规律及驱动机制。结果表明,1998 年无机氮肥的输入量为 108.85×10<sup>8</sup>kgN,而后以1.14%的速度增长,2012 年无机氮肥施用量开始减少,2018 年低于1998 年水平,但无机 肥施用仍是长江经济带农业种植子系统氮输入的主要来源,为其他路径氮输入总量的1.6倍。通过作物收获形式输 出系统的有效氮量,并未受氮素输入波动的影响,2018 年作物收获量分别比1998 年和2008 年高18.97%和25.71%。 近几年长江经济带生猪的养殖量有下降的趋势,但是受粪便及垃圾还田率下降的影响,居民及养殖区向环境的氮排 放并没有明显减少。受长江经济带城镇化进程的加快以及农村人居环境整治的影响,通过污水直排的氮排放量呈现 减少的趋势。无机氮肥施用、粪便和垃圾的产生、大气沉降、秸秆还田、污水直排和灌溉等氮流路径对氮径流流失 的年均贡献比分别为 0.53、0.28、0.11、0.04、0.02 和 0.01,随着时间的变化,每条路径对氮流失量影响的趋势 呈现差异,粪便和垃圾的产生对系统内氮流失的贡献比由 1998 年的 0.33,下降到 2018 年的 0.26。从空间上来看, 四川省贯穿东北到西南的中部地区、浙江省中南部的大部分地区、重庆市东北和东南地区、以及云南省大部分地区 都属于氮流失的高风险区,分别占本省(市)面积的 22.83%、22.10%、21.80%和 25.14%,以上省份累积在土壤中 的剩余氮素约有 20%通过氮径流损失,极易造成水体的富营养化。

【关键词】: 面源污染 物质流分析 空间分析 时空格局演化 驱动机制

氮素的适量供给是保证粮食增产和人类健康的基础,然而氮过量使用造成的环境污染则是当今世界面临主要环境污染问题 之一。农业种植-消费系统是氮素循环最主要的驱动系统,氮在该系统的利用和去向直接关系到动植物生产性能、人类健康和环 境效应<sup>[1,2]</sup>。

收支平衡法是相关学者对氮素开展定量研究较早且较为广泛的手段<sup>[3,4,5]</sup>,不同学者开展了全球/国家/流域尺度的复杂社会经济系统的氮素流动研究<sup>[3,6,7,8]</sup>,并总结得出了较为成熟的氮平衡核算指南<sup>[9]</sup>。

收支平衡法为不同种植活动下的氮素损失核算提供了有力支持,但在早期的研究尺度上主要关注整体氮素平衡,不足以定量反映各类活动对氮循环全过程的依赖以及氮流之间的内在联系<sup>100</sup>。

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>**作者简介:** 庞爱萍(1983-), 女,山东德州人,博士研究生,从事水资源管理研究。E-mail:qinglan231@163.com;李春 晖, E-mail:chunhuili@bnu.edu.cn。

基金项目:国家社科基金项目(19BGL189);国家自然科学基金(52070023)。

为了弥补该不足, Sokka 等(2004)引入了物质流分析的思想<sup>[11]</sup>,该成果的突出贡献是将"过程"的概念引入收支平衡分析 中来,对于推动该领域的发展起到了重要作用。

而后,基于氮素的物质流分析研究在全球、国家、城市与相关部门层面迅速开展,多数研究在对已有的氮素流动模型构建 和完善的基础上,阐明了氮素流动的现状及其历史变化,揭示了不同层面人类活动导致的氮流失量及阈值,为揭示氮素流动特 征及调控机制奠定了坚实的基础<sup>[12, 13, 14, 15]</sup>。

随着空间化技术的发展,将氮素物质流分析由"过程"进一步落实到"空间",是其最终的应用目标<sup>[16]</sup>,然而,以"黑箱 假设"为代表的系统思维作为一种简化途径,虽有效整合了"生产-消费-排放"氮素纵向流动过程,但缺少了氮素空间分异性 的阐释。

3S 技术的发展极大推动了流域内活动类型解析及其空间格局分布的研究,很大程度上有助于辨识氮素的时空分布格局,进 而有针对性地提高不同区域氮素利用效率,达到减少其对环境污染的目的<sup>114</sup>。

目前已有将土地利用变化这一空间因子纳入到营养元素物质流分析过程的研究<sup>[17,18,19]</sup>,推动了物质流方法在空间上的延伸和应用。

然而,氮素由种植-消费系统进入自然系统的过程较为复杂,不仅受土地利用类型等单一因子的制约,还受降雨、土壤类型、 气温、地势地形等一系列地理和气候因素的影响。

以往研究也有考虑地域边界或者土地利用类型的空间化过程<sup>[20,21]</sup>,但是并未真正做到氮素向自然系统流动的时空解析与追踪,相应给不同层面的氮流调控造成一定困难<sup>[22]</sup>。

总体来说,在农业种植-消费系统氮素物质流分析方面,初步形成了基于"过程"概念的物质流分析框架,但该框架中缺少 氮流时空格局分布的深入研究,其分析结果虽可追溯排入环境氮素的源头,却无空间定位追踪的作用,影响氮污染减排措施的 实施和氮流优化调控决策的制定。

本研究将物质流分析技术的"过程"性在"空间"上进行延伸,以长江经济带农业种植-消费系统氮素流动过程为研究对 象,综合考虑多因素影响设计空间分配方案,刻画长江经济带农业种植-消费系统氮排放的时空格局演化。

从活动水平和自然因子入手解析氮流格局演变的主导影响因子,该成果为减少种植-消费系统氮排放提供决策依据,对于长 江经济带农业面源污染控制和流域水环境管理具有重要的现实意义。

# 1 材料与方法

1.1 研究区概述

长江经济带横跨我国西南、华中和华东三大经济区(图 1),覆盖上海、江苏、浙江、安徽、江西、湖北、湖南、重庆、四 川、云南、贵州等 11 省(市),面积约 205 万平方公里,占全国的 21%。

长江经济带河流水系发达,经济和人口相对集中,是重要的粮油、畜禽和水产品等主产区,2019年沿江11省(市)人口占 全国 43%,农林牧渔业生产总值占 42%,粮食、肉类和水产品产量分别占 36%、42%和 39%。 2018年,长江经济带氮肥施用量 829万吨(折纯量),占全国总量的 40%,耕地单位面积使用量 18.5g•m<sup>2</sup>,比全国平均水 平高 1.8g•m<sup>2</sup>的水平。

2018 年生猪出栏超过 3.4 亿头,约占全国的 50%左右,大量畜禽粪污没有及时处理和利用,农村垃圾污水治理在大部分地 区仍然没有得到有效解决。

2018年,发展改革委和生态环境部等部委制定了《关于加快推进长江经济带农业面源污染治理的指导意见》,指出农业农村面源污染仍是长江水体污染的重要来源之一。



图1长江经济带地理位置图

1.2 研究方法

1.2.1 物质流分析框架

本研究在 Pang 等(2018)研究的基础上<sup>[23]</sup>,构建长江经济带种植-消费系统物质流分析框架模型,农业种植-消费系统与环境(大气、地表水和地下水)之间存在频繁的氮交换过程,进一步将系统细化为消费子系统(居民排泄、畜禽排泄、生活污水和生活垃圾)、种植子系统、大气、地表水、地下水、土壤和市场(图 2)。

氮素通过大气沉降、无机氮肥施用、生物固氮、有机氮肥施用和灌溉等人为和自然的途径进入种植子系统,一部分氮素通 过作物收获的形式离开系统,另外一部分氮素通过秸秆燃烧、氨挥发等过程进入大气,累积在土壤中过量的氮素经过径流、淋 洗等过程进入水体,还有一部分暂时存贮在土壤氮库中。

消费子系统中未经还田处理的人畜粪便、垃圾等随意堆放,在地理、气象等条件合适的情况下进入生态环境中,同时还存 在农村生活污水直接排放的情况。本研究空间边界设定为长江流域内的种植区和农村居民及养殖区;时间边界为1998—2018年。



## 图 2 农业种植-消费系统氮循环框架模型

注:图中数字1~13代表主要氮流

1.2.2 氮流核算模型

本研究分析了氮在长江流域种植-消费系统中的平衡及流动过程,采用氮的质量平衡体系进行氮流核算<sup>[23,24]</sup>,针对图 2 中给 出的 13 条氮流构建核算模型如下:

F01:大气沉降

$$F_{01} = (\lambda_{011} + \lambda_{012}) A_{\text{cultivation}}$$

式中: F01F01 为通过大气沉降进入到系统中的氮量, kgN•a<sup>-1</sup>;  $\lambda$ 011 和  $\lambda$ 012 分别为大气干、湿沉降系数, kgN•hm<sup>-2</sup>•a<sup>-1</sup>; Acultivation 为耕地面积, hm<sup>2</sup>。

(1)

F02:粪便及垃圾还田

$$F_{02} = F_{021} + F_{022} + F_{023}$$
(2)

$$F_{021} = \lambda_{021} P_{\text{residence}} \tag{3}$$

$$F_{022} = \lambda_{022} P_{\text{livestock}} \tag{4}$$

$$F_{023} = \lambda_{023} P_{\text{residence}}$$
(5)

$$P_{\text{residence}} = 365\gamma_{\text{residence}}\gamma_{\text{residence}}POP_{\text{residence}}$$
(6)

$$P_{\text{livestock}} = 365 \sum_{i=1}^{n} (\gamma_{\text{livestock}})_{i} (\gamma_{\text{livestock}})_{i} (POP_{\text{livestock}})_{i}$$
(7)

$$P_{\text{residence}} = 365\,\mu_{\text{residence}}\,\mu_{\text{residence}}\,POP_{\text{residence}} \tag{8}$$

$$POP_{\text{livestock}} = \begin{cases} POP_{\text{slaughted}} & day_{\text{breeding-cycle}} \ge 365 \\ \frac{POP_{\text{slaughted}} + POP_{\text{breeding-stock}}}{365} \\ \frac{365}{day_{\text{breeding-cycle}}} + 1 \end{cases} & day_{\text{breeding-cycle}} \ge 365 \\ \end{cases}$$
(9)

式中: F02F02 为通过粪便和垃圾还田路径进入到系统中的氮量, kgN・a<sup>-1</sup>; F021、F022 和 F023 分别指通过农村居民粪便、 畜禽粪便和居民垃圾的还田进入系统的氮量, kgN・a<sup>-1</sup>;  $\lambda$  021、 $\lambda$  022 和  $\lambda$  023 分别指农村居民粪便、畜禽粪便和居民垃圾的还 田系数,无量纲; Presidence、Plivestock 和 P' residence 分别指农村居民粪便、畜禽的粪便和居民垃圾产生的总氮量, kgN・a<sup>-1</sup>;  $\gamma$  residence、 $\gamma$  livestock 和  $\mu$  residence 指农村居民、畜禽粪便和居民垃圾含氮系数,无量纲;  $\gamma'$  residence、 $\gamma'$  livestock 和  $\mu'$  residence 为日均农村居民及畜禽粪便、居民垃圾产生量, kg・person<sup>-1</sup>・day<sup>-1</sup>; P0Presidence 和 P0Plivestock 为农村 居民和畜禽数量,无量纲; P0PslaughtedP0Pslaughted 和 P0Pbreeding-stock 分别指畜禽的存栏和出栏量, capita; daybreeding -cycleday 为饲养周期, day。

F03:氨挥发

$$F_{03} = F_{031} + F_{032} + F_{033} \tag{10}$$

$$F_{031} = \lambda_{031} F_{07} \tag{11}$$

$$F_{032} = \lambda_{032} F_{02} \tag{12}$$

$$F_{033} = \lambda_{033} [(1 - \lambda_{021}) P_{\text{residence}} + (1 - \lambda_{022}) P_{\text{livestock}}] + \lambda_{033} (1 - \lambda_{023}) P_{\text{residence}}$$
(13)

式中: F03 为通过氨挥发输出系统的氮量, kgN • a<sup>-1</sup>; F031 和 F032 分别代表种植子系统中无机氮肥和有机氮肥氨挥发, kgN • a<sup>-1</sup>; F033 指未经处理随意堆放的粪便和垃圾中的氨挥发, kgN • a<sup>-1</sup>;  $\lambda$  031、 $\lambda$  032、 $\lambda$  033 和  $\lambda$  / 033 分别为无机氮肥、 有机氮肥、 粪便和垃圾的氨挥发系数, 无量纲; F07 为通过无机氮肥施用进入到系统中的氮量, kgN • a<sup>-1</sup>。

F04:秸秆还田

$$F_{04} = \lambda_{04} \sum_{i=1}^{n} (\mu_{\text{straw}})_i \theta_i (P_{\text{grain}})_i$$
(14)

式中: F04 为通过秸秆还田进入到系统中的氮量, kgN•a<sup>-1</sup>; λ04 为秸秆还田比例, 无量纲; μstraw 为秸秆中的含氮量, 无量纲; θ为谷草比, 无量纲; Pgrain 为籽粒年产量, kg•a<sup>-1</sup>; i为 i种作物, 无量纲。

F05:生物固氮

$$F_{05} = \lambda_{051} A_{\text{legume}} + \lambda_{052} A_{\text{paddy}} + \lambda_{053} \sum_{i=1}^{n} (A_{\text{upland}})_i$$
(15)

式中: F05F05 为通过生物固氮进入到系统中的氮量, kgN • a<sup>-1</sup>;  $\lambda$  051、  $\lambda$  052 和  $\lambda$  053 为豆类作物、水稻和旱地作物的固氮系数, kgN • hm<sup>-2</sup> • a<sup>-1</sup>; Alegume、Apaddy 和 Aupland 分别为豆类作物、水稻和旱地作物的种植面积, hm<sup>2</sup>。

F06:燃烧

$$F_{06} = \lambda_{06} \sum_{i=1}^{n} (\mu_{\text{straw}})_i \theta_i (P_{\text{grain}})_i$$

(16)

式中: F06 为通过燃烧进入到大气中的氮量, kgN•a<sup>-1</sup>;  $\lambda$ 06 为秸秆燃烧比例, 无量纲;  $\mu$  straw、 $\theta$ 、Pgrain 和 i 的含义同 F04 计算公式。

F07:无机氮肥

$$F_{07} = \lambda_{07} P_{\text{fertilizer}} \tag{17}$$

式中: F07 为通过无机氮肥施用进入到系统中的氮量, kgN•a<sup>-1</sup>; 含义同 F03F03 计算公式, λ07 为无机肥中的氮折纯, 无量纲; Pfertilizer 为无机肥施用量, kg•a<sup>-1</sup>。

F08:籽粒收获

$$F_{08} = \sum_{i=1}^{n} (\mu_{\text{grain}})_{i} (P_{\text{grain}})_{i}$$
(18)

式中: F08 为通过作物收获输出系统的氮量, kgN•a<sup>-1</sup>; μ grain 为籽粒中的氮素含量, 无量纲; Pgrain 的含义同 F04 计算 公式。

F09: 灌溉

$$F_{09} = Irrigation_{water} \times N_{water}$$
(19)

式中: F09 为通过灌溉输入系统的氮量, kgN • a<sup>-1</sup>; Irrigationwater 为每年灌溉用水量, m<sup>3</sup> • a<sup>-1</sup>; Nwater 灌溉用水含氮量, kgN • m<sup>-3</sup>。

F10: 氮径流

氮径流包括直接径流和间接径流,直接径流指的是农村居民及养殖区未经处理的污水直接排入地表水的过程,间接径流是 指种植区的剩余氮素和农村居民及养殖区随意堆放的人畜粪便经过雨水的冲刷作用下,从非特定区域发生损失的过程,其中部 分进入地表水体。

$$F_{10} = F_{101} + F_{102}$$
(20)  

$$F_{101} = 365 \lambda_{101} P O P_{\text{residence}}$$
(21)  

$$F_{102} = \lambda_{\text{runoff}} \left( N_{\text{surplus}}^{\text{farm land}} + N_{\text{surplus}}^{\text{residents}} \right)$$
(22)  

$$N_{\text{surplus}}^{\text{farm land}} = F_{01} + F_{02} + F_{04} + F_{05} + F_{07} + F_{09} - F_{08} - F_{031} - F_{032}$$
(23)  

$$N_{\text{surplus}}^{\text{residents}} = (1 - \lambda_{021}) P_{\text{residence}} + (1 - \lambda_{022}) P_{\text{livestock}} - F_{033}$$
(24)

式中: F10 为通过氮径流流失的氮量, kgN • a<sup>-1</sup>; F101 和 F102 分别指直接和间接氮排放, kgN • a<sup>-1</sup>;  $\lambda$  101 为居民污水排氮 系数, 无量纲;  $\lambda$  runoff 为氮径流系数, 无量纲; Nfarmlandsurplus 和 Nresidentssurplus 分别指种植子系统和消费子系统中 的氮剩余, kgN • a<sup>-1</sup>; POPresidence、Presidence、Plivestock、 $\lambda$  021 和  $\lambda$  022 的含义同 F02 计算公式。

F11: 氮淋洗

氮淋洗为土壤中随雨水或灌溉水下移淋滤至根系活动层之下的现象,是地下水硝酸盐污染的一个重要来源。

$$F_{11} = \lambda_{\text{leaching}} \left( N_{\text{surplus}}^{\text{farm land}} + N_{\text{surplus}}^{\text{residents}} - F_{102} \right)$$
(25)

式中:F11 为通过氮淋洗输出系统的氮量,kgN•a<sup>-1</sup>; <sup>\</sup> leaching 为氮淋洗系数,无量纲; F102、Nfarmlandsurplus 和 Nresidentssurplus 的含义同 F10F10 计算公式。

F12 和 F13: F12 为暂时存贮在土壤中的氮,该部分氮素一直处于动态变化中,受施入土壤中的氮肥的补偿<sup>[28]</sup>,也有可能被 后续作物所利用<sup>[24]</sup>;F13 为通过反硝化作用回到大气中的氮。这两部分氮量一直处于动态变化中,虽然这两者隶属不同途径,但 现有的手段很难对其进行精准监测,本研究根据总量平衡的原理,计算这两部分总和。

$$F_{12} + F_{13} = N_{\text{surplus}}^{\text{farmland}} + N_{\text{surplus}}^{\text{residents}} - F_{102} - F_{11}$$
(26)

式中: F12 和 F13 为暂时存贮在土壤中的氮量和通过反硝化作用输出系统的氮量, kgN•a<sup>-1</sup>; F102、Nfarmlandsurplus 和 Nresidentssurplus 的含义同 F10 计算公式。

1.2.3 空间化方案

氮流失过程受人为和自然地理因素双重影响,氮径流和氮淋洗系数的空间化能够反应长江经济带氮流失的高风险区,本研究在 EU-27<sup>[22]</sup>方法的基础上,结合长江经济带地理气象数据库构建空间化模型:

$$(\lambda_{\text{runoff}})_{k} = (f_{\text{slope}})_{k} (f_{\text{lu}})_{k} \min[(f_{\text{p}})_{k}, (f_{\text{rc}})_{k}, (f_{\text{s}})_{k}]$$
(27)

式中: \runoff 为氮径流系数,无量纲,含义同 F10F10 计算公式;fslope、flu、fp、frc和 fs 分别为和坡度、土地利用 类型、降雨及蒸发条件、土层深度和土壤类型相关的氮径流因子,无量纲;k为第 k个网格。各因子的取值由其所代表的参数范 围来确定<sup>[23]</sup>。

$$(\lambda_{\text{leaching}})_{k} = (f_{\text{soil-type}})_{k} (f_{\text{lu}})_{k} \min[(f_{p})_{k}, (f_{r})_{k}, (f_{t})_{k}, (f_{c})_{k}]$$
(28)

式中: λ leaching 为氮淋洗系数,无量纲,含义同 F11F11 计算公式; fsoil-type、f' lu、f' p、fr、ft 和 fc 分别为和 土壤类型、土地利用类型、降雨及蒸发条件、根系深度、温度和土壤有机质含量相关的氮淋洗因子,无量纲; k 为第 k 个网格。 各因子的取值由其所代表的参数范围来确定<sup>[23]</sup>。

#### 1.3 数据来源与处理

本研究中所需数据包括活动水平数据、涉氮参数和地理气象数据,主要来自统计年鉴、公报、文献、在线数据库、地理信息数据处理与转换等。

(1)活动水平数据:主要包括人口、耕地面积、作物种植面积、作物产量、氮肥施用量、畜禽养殖量、灌溉水量等。主要来自统计年鉴(包括国家统计局:http://www.stats.gov.cn/,及各地方统计局:http://tjj.sh.gov.cn/、 http://tj.jiangsu.gov.cn/、http://tjj.zj.gov.cn/、http://tjj.ah.gov.cn/、http://tjj.hubei.gov.cn/、http://tjj.hubei.gov.cn/、http://tjj.hubei.gov.cn/、http://tjj.gov.cn/、 http://tjj.gov.cn/、http://tjj.sc.gov.cn/、 http://tjj.gov.cn/、http://tjj.sc.gov.cn/、

(2)涉氮参数:包括大气氮沉降系数、作物固氮率、人/畜粪便产生量和含氮量、作物秸秆/籽粒含氮量、谷草比、粪便/ 秸秆还田率、农村居民垃圾/污水产生量、氮肥氨挥发率、单位灌溉用水的含氮量,主要取自文献和书籍<sup>[23,24,26,27,28,29,30,31,32,33,34,35,36]</sup>, 以及各省(市)生态环境状况公报。氮径流/淋洗系数受自然因子影响,与长江经济带自然环境密切相关,无法从文献等途径获 取,本研究在 EU-27<sup>[22]</sup>方法的基础上结合长江经济带地理气象数据构建模型,获取具有空间差异的参数。

(3)地理气象数据:用于核算氮径流/淋洗系数,包括高程(来自http://www.jspacesystems,分辨率 30m)、土壤类型(来自 http://westdc.westgis.ac.cn,分辨率 500m)、土地利用类型(来自 http://www.globallandcover.com/GLC30Download/index.aspx,分辨率 30m)、降雨等气象数据(来自 http://data.cma.gov.cn),这些数据在 ArcGIS10.2 平台上进行裁剪、转化、插值和解译等处理。所有的空间数据都将分辨率统一至 100m,其中,坡度来自高程数据的转化,降雨等气象数据主要通过插值法进行点面转换。

# 2 结果与分析

#### 2.1 氮素流动系统分析

图 3 给出了 1998、2008 和 2018 年长江经济带农业种植-消费系统氮素流动过程,通过无机氮肥施用年均输入系统的氮量为 113.16×10<sup>s</sup>kgN,是长江经济带农业种植子系统氮肥的主要来源,为其他途径氮源的 1.6 倍,2018 年长江经济带无机氮肥的施

用量比 2008 年降低了 7.65%,并且低于 1998 年的无机氮肥施用水平。通过粪便和垃圾等有机氮肥的路径进入系统的氮量一直处 于减少的状态,2018 年粪便和垃圾的还田量分别为 2008 年和 1998 年的 84.58%和 74.11%。秸秆还田量在近 10 年内增加了 1.75 倍,但是秸秆还田量占有机氮输入的比例较低,2018 年总的氮输入量减少到了 1998 年的水平。系统通过籽粒收获形式输出系统 的有效氮量,并未受氮素输入波动的影响,2018 年作物收获量分别比 1998 年和 2008 年高 18.97%和 25.71%。

系统通过氮径流流失的年均氮量为 17.69×10<sup>°</sup>kgN,占无机氮肥施用总量的 15.63%,占氮素输入总量的 9.65%。通过氮淋洗 流失的氮量约为氮径流流失量的 2 倍。1998—2018 年间,长江经济带每年有 69.10×10<sup>°</sup>kgN 氮素残留在土壤中,占年均无机氮 肥施用量的 62.38%,这部分氮素一部分通过反硝化作用回到大气中,一部分暂时存贮在土壤中。存贮在土壤中的氮素一直处于 动态变化中,不断和大气和水体发生频繁的氮交换作用,也有可能被后续作物所利用<sup>[24]</sup>。



图 3 1998、2008 和 2018 年长江经济带农业种植-消费系统氮素流动图

2.2 氮素流失的时间变化分析

图4给出了1998—2018年长江经济带农业种植-消费系统氮径流和淋洗流失量,农业种植子系统氮径流量为15.64×10<sup>°</sup>kgN, 占系统氮径流总流失氮量的87.02%。从时间尺度上来看,2006年长江经济带部分省份生猪养殖业受到"猪高热病"的影响,导 致生猪的存栏量比2005年下降了17.69%,居民及养殖区氮径流量比2005年减少了14.25%。近几年长江经济带生猪的养殖量也 有所下降,但受粪便还田率下降的影响,居民和养殖区的氮径流量却没有明显的减少趋势。1998年开始长江经济带农村人口以 每年634.28万的速度减少,受长江经济带城镇化进程的加快及农村人居环境整治的综合影响,通过污水直排路径的氮流失量呈 现不断下降的趋势。

1998 年以来长江经济带无机氮肥施用量一直以 1.14%的速度增长,直到 2013 年开始减少,2018 年无机氮肥的施用量低于 1998 年水平。2006 年受"猪高热病"的细微影响,农业种植子系统的氮径流量有一个微小的转折,其他年份中种植子系统氮径 流的变化趋势与无机氮肥的施用的变化趋势类似,但受其他氮流的综合影响,种植子系统的氮径流变化趋势有明显的滞后性, 经历了一个上升期后从 2014 年开始下降,具体由 1998 年的 14.39×10°kgN 上升到 2014 年的 16.87×10°kgN,到 2018 年下降到 15.25×10°kgN,接近 2007 年的排放水平。

农业种植区的氮淋洗流失量是农村居民及养殖区的 9.67 倍,是长江经济带地下水污染的主要来源。2006 年"猪高热病"的 影响导致氮淋洗量略有波动,其他年份氮淋洗量呈现先升后降的状态,由 1998 年的 36.34×10<sup>8</sup>kgN 上升到 2011 年的 41.75×10<sup>8</sup>kgN,而后呈现下降的趋势。



图 4 1998-2018 年长江经济带农业种植-消费系统氮径流和淋洗流失量

## 2.3 氮素流失的空间变化分析

从种植区的氮径流量来看(图 5),不同省份之间的差异显著,流失量较高地区分布在四川和云南,占长江经济带种植子系 统总的氮径流量的 40%,流失量较少的地区分布在上海、江苏、江西、浙江和安徽等省市,这五个省(市)种植区氮径流总量和 四川省的氮径流量相当。受人为和自然因素的多重影响,种植区的氮径流量与耕地面积并没有太大的相关性。比较有代表性的 是浙江和安徽省,前者的耕地面积仅占后者的 33.70%,但两者却有相似的氮流失量;而江苏和江西的耕地面积相似,但是前者 种植区的氮径流量仅占后者的 14.62%。从种植区的氮淋洗损失情况来看,不同省份之间的差异显著,虽然也受到多种氮流的综合影响,但是耕地面积对排放量的影响还是较为显著的。

相对比种植区,引发不同省(市)居民及养殖区氮流失的差异的原因更为复杂,具有很大的不确定性。从居民及养殖区氮 径流量来看,排放量较高的省份为四川和云南省,占长江经济带居民及养殖区径流总量的45.33%,排放量较少的省份包括上海、 江苏、浙江、安徽、重庆和江西等省市,这几个省份的居民区的氮径流总量为0.54×10<sup>°</sup>kgN,低于云南省0.60×10<sup>°</sup>kgN的排放 量。





图 5 长江经济带不同省市农业种植-消费系统氮径流和淋洗流失量

3 讨论

### 3.1 氮素流失驱动因子的时间特征分析

从图 6 可以看出,系统向水环境的氮流失(氮径流和氮淋洗过程)同总的氮输入的变化趋势相似,从 2013 年开始总的氮输入和氮流失都开始呈现减少的趋势,2018 年氮流失量开始低于 1998 年的水平。无机氮肥施用、粪便和垃圾的产生(包括还田及未还田等过程)、大气沉降、秸秆还田、污水直排和灌溉等路径对氮径流损失的年贡献比分别为 0.53、0.28、0.11、0.04、0.02 和 0.01。随着年均输入量的不同,各路径对氮流失量的影响呈现差异,比如粪便和垃圾产生后经过处理进入到种植区、无序堆放在居民和养殖区或经过加工流出系统,经过 20 年的综合变化的影响,该路径对系统内的氮流失的贡献由最初的 0.33,下降到 0.26 左右。从总体变化趋势来看,长江经济带粪便和垃圾还田率提升的空间较大,其资源化水平的提升能进一步降低粪便和垃圾的产生对长江经济带氮流失的影响。

与氮流失过程不同,作物收获量不受总的氮输入减少的影响,总体呈现增加的趋势,比如,2014—2018 年总的氮输入量每 年减少率为 2%,但是作物却能保持 55×10<sup>°</sup>kgN 左右的产量不变。长江经济带的农作物产量在氮肥的施用量减少的状态下依然保 持着现有的产量水平,说明目前长江经济带中的氮肥施用量超过了经济最佳施肥量或最高产量施氮量,因而在减少氮肥用量提 升氮素有效输出率上仍有一定的空间。有关研究表明农业的产量增长已不再依赖氮肥的增量,反而呈现随着产量的增长单位产 值氮肥污染排放量下降的状态<sup>[37]</sup>,本研究的结果进一步证实了这个观点,系统内总的氮输入的减少会降低氮流失量,但是到目 前为止还未对作物产量产生直接的胁迫。未来一段时间内,有机化肥减量仍然是长江经济带减少面源污染的主要措施。







图 6 1998-2018 年长江经济带农业种植-消费系统氮流路径与氮流失占比

## 3.2 氮素流失驱动因子的空间特征分析

从空间尺度来看,不同省(市)氮流路径和氮流失系数差异显著(图 7)。四川、浙江、贵州、重庆和云南省受地理气象因素的影响较大,氮流失严重,这几个省份的氮素有效输出率都普遍低于 30%(氮的有效输出与氮输入的比值),累积在土壤中的剩余氮素大约有 20%通过氮径流途径流失。安徽、江西和江苏省氮素有效输出率较高,分别为 41.98%、40.81%和 36.36%,对比 江苏和江西两省,江苏省的无机氮肥施用占比较高,占总的氮输入量的 70.72%,而江西省该比例不足 50%,每公顷无机氮肥施 用量前者是后者的 1.53 倍,江西省具有更好的有机氮肥的利用体系。江苏省地处广阔平原,氮径流系数不足 0.02,相对比氮径 流损失,剩余氮素倾向于累积在土壤中,通过氮淋洗向地下水迁移。



#### 图 7 2018 年长江经济带各省市农业种植-消费系统氮流路径与流失系数

长江经济带氮径流系数范围为 0~0.44 (图 8),以 2018 年为例,氮径流的高发区 (氮径流系数大于 0.30 的区域)主要分 布在四川省贯穿东北到西南的中部地区、浙江省中南部的大部分地区、重庆市东北和东南地区、安徽省东南部的一部分地区、 湖北和湖南省的西部地区、江西省周边地区,以及云南和贵州全省范围都有高风险区的零星分布。

就所占范围来看,高风险区在各省份所占的面积比例差别也较大,其中重庆、浙江、四川和云南所占比例较高,分别为 21.80%、 22.10%、 22.83%和 25.14%,上海、江苏、安徽和湖北所占比例较低,分别为 0.05%、 0.16%、 6.44%和 7.45%。

结合图 5 的分析,四川和云南省种植-消费系统的氮径流量较多,除了人为因素影响之外,两省所处的自然、气象和地理环境更容易发生氮径流过程。

除了受人为活动的影响,氮淋洗过程主要受土壤类型、土地利用类型、降雨及蒸发条件、根系深度和温度等自然因素的影响。和氮径流过程不同,地形地势对其影响不大,因而整个系统氮淋洗比氮径流过程具有更高的均一性,长江经济带各省氮淋洗系数均在 0.35~0.40 之间(图 8)。

氮淋洗系数高于 0.5 的区域面积仅占长江经济带总面积的 10%左右,主要分布在四川和江苏省的部分区域。对于面源污染高 发区,仅仅采取化肥减量等方法不能达到预期的效果,需要在提升氮肥利用率的同时结合当地地理地形、气象、水文等因子, 采取休耕或者构建污染缓冲区等方式对高风险区进行管理。



图 8 2018年长江经济带氮径流和氮淋洗系数空间分布图

# 4 结论

(1)1998—2018年,长江经济带农业种植-消费系统的年均氮径流量占无机氮肥施用量的15.63%,占氮素输入总量的9.65%。 无机氮肥施用、粪便和垃圾的产生、大气沉降、秸秆还田、污水直排和灌溉等途径的氮径流损失的年均贡献比分别为0.53、0.28、 0.11、0.04、0.02和0.01,随着年均输入量的不同,各路径对氮流失量的影响呈现差异。

(2) 1998—2018 年,长江经济带农业种植-消费系统的氮素输入呈现先增加后减少的趋势,但是近几年氮的有效输出却不 受影响,维持在 30%左右,说明近年来长江经济带在氮素利用水平提升、氮肥减施等成效初现。

但是由于长江经济带总体氮输入基数较大,每年约有 38%的氮素被存贮在土壤氮库,目前的氮输入减少幅度不足以遏制长江 经带的氮流失,在短期内长江经济带的面源污染仍是主要问题。 (3) 2018 年,长江经济带农业面源污染区主要分布在四川、浙江、贵州、重庆和云南等省(市),这几个省份的氮有效输出率普遍低于长江经济带的平均水平,累积在土壤中的剩余氮素约有 20%通过氮径流损失,极易引发水体的富营养化。

#### 参考文献:

[1]Sutton M A, Bleeker A, Howard C M, et al. Our Nutrient World: the Challenge to Produce More Food and Energy with Less Pollution [M]. Centre for Ecology & Hydrology on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management (GPNM) and the International Nitrogen Initiative (INI), 2013.

[2]Vitousek P M, Menge D N L, Reed S C, et al. Biological nitrogen fixation: rates, patterns and ecological controls in terrestrial ecosystems [J].Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 2013, 368:1-9.

[3]Slak M F, Commangnac L,Lucas S.Feasibility of national nitrogen balances [J].Environmental Pollution, 1998,102:235-240.

[4]Bashkin V N, Park S U, Choi M S, et al. Nitrogen budgets for the Republic of Korea and the Yellow Sea region [J].Biogeochemistry, 2002, 57(1):387-403.

[5]Salo T, Lemola R, Esala M. National and regional net nitrogen balances in Finland in 1990-2005 [J]. Agricultural and Food Science, 2007, 16:366-375.

[6] Hoek K W V. Nitrogen efficiency in global animal production [J]. Environmental Pollution, 1998, 102: 127-132.

[7]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 Biogeoences, 2016, 121 (2):451-465.

[8]Burchill W, Lanigan G J, Li D, et al. A system N balance for a pasture-based system of dairy production under moist maritime climatic conditions [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016, 220:202-210.

[9]OECD. OECD and EUROSTAT: Gross Nitrogen Balances, Handbook. 2007. www.oecd.org/tad/env/indicators.

[10]Singh S, Bakshi B R. Accounting for the biogeochemical cycle of nitrogen in input-output life cycle assessment [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47:9388-9396.

[11]Sokka L, Antikainen R, Kauppi P E. Flows of nitrogen and phosphorus in municipal waste: a substance flow analysis in Finland [J]. Progress in Industrial Ecology, 2004, 1(1-3):165-186.

[12]Gu B, Ju X, Chang J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, 112(28):8792-8797.

[13]Chen X P, Cui Z L, Fan M S, et al. Producing more grain with lower environmental costs [J]. Nature, 2014, 514(7523):486-489.

[14]Liu J G, You L Z, Amini M, et al. A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland [J].Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107:8035-8040.

[15]Yu C Q, Huang X, Chen H, et al. Managing nitrogen to restore water quality in China [J]. Nature, 2019, 567(7749): 516-520.

[16]黄和平,毕军,张炳,等.物质流分析研究述评[J].生态学报,2007,27(1):368-379.

[17]Cusso X, Garrabou R, Tello E. Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-1870: flows, energy balance and land use [J]. Ecological Economics, 2006, 58(1):49-65.

[18]Sobota D J, Compton J E, McCrackin M L, et al. Cost of reactive nitrogen release from human activities to the environment in the United States [J].Environmental Research Letters, 2015, 10(2):1-13.

[19]Bodirsky B L, Popp A, Lotze-Campen H, et al. Reactive nitrogen requirements to feed the world in 2050 and potential to mitigate nitrogen pollution [J].Nature Communications, 2014, 5(1), 1-7.

[20] 宋大平, 左强, 刘本生, 等. 农业面源污染中氮排放时空变化及其健康风险评价研究一以淮河流域为例[J]. 农业环境科学 学报, 2018, 37(6):1219-1231.

[21] 唐肖阳, 唐德善, 鲁佳慧, 等. 汉江流域农业面源污染的源解析[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37 (10): 158-167.

[22] Velthof G L, Oudendag D, Witzke H R, et al. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE [J]. Journal of Environmental Quality, 2009, 38(2):402-417.

[23]Pang A P, Jiang S Y, Yuan Z W. An approach to identify the spatiotemporal patterns of nitrogen flows in food production and consumption systems within watersheds [J]. Science of the Total Environment, 2018, 624:1004-1012.

[24]谷保静.人类一自然耦合系统氮循环研究一中国案例[D].杭州:浙江大学,2011.

[25] 巨晓棠, 张福锁. 关于氮肥利用率的思考[J]. 生态环境学报, 2003, 12(2): 192-197.

[26]Liu X, Zhang Y, Han W, et al. Enhanced nitrogen deposition over China [J].Nature, 2013, 494(7438):459-462.

[27] 郑丹楠, 王雪松, 谢绍东, 等. 2010年中国大气氮沉降特征分析[J]. 中国环境科学, 2014, 34(5): 1089-1097.

[28]刘晓永.中国农业生产中的养分平衡与需求研究[D].北京:中国农业科学院,2018.

[29]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[J].城市环境与城市生态,2012,(2): 27-30.

[30] 闫骏, 王则武, 周雨珺, 等. 我国农村生活垃圾的产生现状及处理模式[J]. 中国环保产业, 2014(12):49-53.

[31]孙兴旺. 巢湖流域农村生活污染源产排污特征与规律研究[D]. 合肥:安徽农业大学, 2010.

[32] 递超普. 不同空间尺度区域氮素收支[D]. 南京:南京农业大学, 2011.

[33]Yan X Y, Akimoto H, Ohara T. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emission from croplands in East, Southeast and South Asia [J].Global Change Biology, 2003, 9(7):1080-1096.

[34] IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Guidelines for national greenhouse gas inventories [J]. Task Force on National Greenhouse Gas Inventories (TFI), 2006.

[35]杨帆,欧阳喜辉,李国学,等. 膨松剂对厨余垃圾堆肥 CH4, N40 和 NHa 排放的影响[J]. 农业工程学报, 2013, 29 (18): 226-233.

[36]杨月欣.中国食物成分表[M].北京医科大学出版社,2009.

[37]张田野,孙炜琳,王瑞波.化肥零增长行动对农业污染的减量贡献分析——基于 GM(1,1)模型及脱钩理论[J].长江流域资源与环境,2020,29(1):265-274.