

DOI: 10.19663/j.issn2095-9869.20210820003

http://www.yykxjz.cn/

孙策策, 吴文涛, 刘军, 臧家业. 淡水养殖对长江氮磷输出的贡献及其河口环境效应. 渔业科学进展, 2023, 44(1): 35–46
SUN C C, WU W T, LIU J, ZANG J Y. Contribution of freshwater aquaculture for nitrogen and phosphorus production in the Changjiang River and its impact on estuarine environment. Progress in Fishery Sciences, 2023, 44(1): 35–46

淡水养殖对长江氮磷输出的贡献 及其河口环境效应*

孙策策^{1,2} 吴文涛^{1,3} 刘军^{1,2①} 臧家业¹

1. 自然资源部第一海洋研究所 海洋生态研究中心和自然资源部海洋生态环境科学与技术重点实验室 山东 青岛 266061;
2. 青岛海洋科学与技术试点国家实验室海洋地质过程与环境功能实验室 山东 青岛 266237;
3. 中国海洋大学海洋 化学理论与工程技术教育部重点实验室 山东 青岛 266100

摘要 本研究利用集成式环境评估模式—营养盐模型(IMAGE-GNM), 计算了2003—2018年长江流经主要省份淡水养殖引起的总氮(TN)和总磷(TP)年排放量。结果显示, 长江流域淡水养殖产生的TN和TP释放量具有一致的空间分布, 由湖北、湖南和江西省组成的中游占淡水养殖TN和TP总排放量的60%以上; 2003—2018年长江流经的主要省份淡水养殖的TN和TP负荷均呈增长趋势, 且TP的增长幅度略高于TN; 长江流域淡水养殖TN和TP的年排放量分别占2010年长江N、P输送量的7.93%和13.65%, 是长江水体N、P营养盐重要的来源; 淡水养殖污染的N/P介于6.35~12.53之间(质量比), 也对长江水体N/P失衡起到了一定的缓解作用。本研究估算与观测结果一致性较高, 相关估算在一定程度上反映了长江流域养殖污染的现状; 随着淡水养殖过程中N、P释放通量的增加, 河流—河口富营养化的程度可能会加剧, 值得进一步的关注。

关键词 长江流域; 氮; 磷; 淡水养殖

中图分类号 X131.2 **文献标识码** A **文章编号** 2095-9869(2023)01-035-12

氮(N)和磷(P)是生物生命活动所必须的元素, 陆地和水生生态系统中的初级生产均依赖于这些营养元素。近年来, 随着食物和能源需求及其产量的增加, 农业用地的扩张、污水的排放以及水产养殖等密集的人类活动使N和P的浓度、负荷以及向海输送的通量大大增加(Galloway *et al.*, 2008; Bouwman *et al.*, 2009)。人类活动产生过量的N和P进入水体会造成水体富营养化现象, 改变水环境理化性质, 并对水生生态系统的结构和功能产生了诸多不利的影响(Wang *et al.*, 2021a; Diaz *et al.*, 2008; Turner *et al.*, 1998; Rousseau *et al.*, 2000; Bouwman *et al.*, 2013b; 夏斌等,

2009; 过锋等, 2012)。

富营养化现象在我国主要河流流域均较为严峻。以长江为例, 1970—2010年, 长江总氮(TN)的净输出量由337 Gg/yr增加到5900 Gg/yr(1 G=10⁹); 总磷(TP)从58 Gg/yr增长到381 Gg/yr, 二者较1970年相比分别增加17.51和6.57倍(Liu *et al.*, 2018)。长江每年携带大量的营养物质输送到河口, 对长江口和邻近的东海生态系统产生了长期的生态效应。长江口地区报道的赤潮事件由20世纪80年代的29起增加到21世纪初的195起(国家海洋局, 2002—2009), 从而导致了一系列河口环境问题的出现(Li *et al.*, 2002; Wang,

* 国家自然科学基金项目(41806097; 41776089)资助。孙策策, E-mail: suncece0918@qq.com

① 通信作者: 刘军, 副研究员, E-mail: liu009@fio.org.cn

收稿日期: 2021-08-20, 收修改稿日期: 2021-09-02

2009)。长江 N、P 输送通量的增加与流域内养殖规模的扩大息息相关。我国是世界第一水产养殖大国,为满足日益增长的蛋白质供给需求,养殖规模不断扩大。但粗放式的管理模式以及高密度的养殖往往伴随着许多环境问题出现,特别是养殖废水中高浓度的化学耗氧量(COD)和 N、P 等污染物排放,加剧了水体富营养化程度,继而由河到海引起了藻类大量繁殖和一系列次生环境危害,产生了诸如食物网结构的变化、生物多样性降低、缺氧和底栖生物死亡等系列环境问题(过锋等, 2012; 夏斌等, 2009、2013; 徐东会等, 2017; 白怀宇等, 2018; 郭永坚等, 2015; Bouwman *et al.*, 2013b; Wang *et al.*, 2019b)。目前,我淡水养殖面积超过 500 万 hm^2 ,并以池塘、湖泊和水库为主(农业农村部渔业渔政管理局等, 2019、2020; 刘国锋等, 2018)。规模化的水产养殖释放的 N、P 已经成为区域

N、P 负荷的重要来源,如太湖(王艳艳等, 2008; 彭凌云等, 2020)和阳澄湖(穆玉林等, 2018; 辛玉婷, 2007),其养殖活动对湖泊水体 N、P 的贡献和对环境质量的影 响不容忽视。

长江是我国最重要的大河,其生态环境面临巨大压力。为了恢复长江经济带的生态环境,2019 年《长江保护修复攻坚战行动计划》出台,2020 年长江流域重点水域“十年禁渔”活动全面启动。“十年禁渔”减少了捕捞产量,必然会催生长江流域养殖业的发展,以保证渔业产品的有序供应。据统计,2019 年中国养殖总产量达到 5079 万 t,这个产量还在增长中(农业农村部渔业渔政管理局等, 2019、2020)。可见,养殖产业的发展将会进一步提高水体 N 和 P 的浓度水平,并对流域—河口环境产生不利的影响,如富营养化和营养盐结构失衡(图 1)。

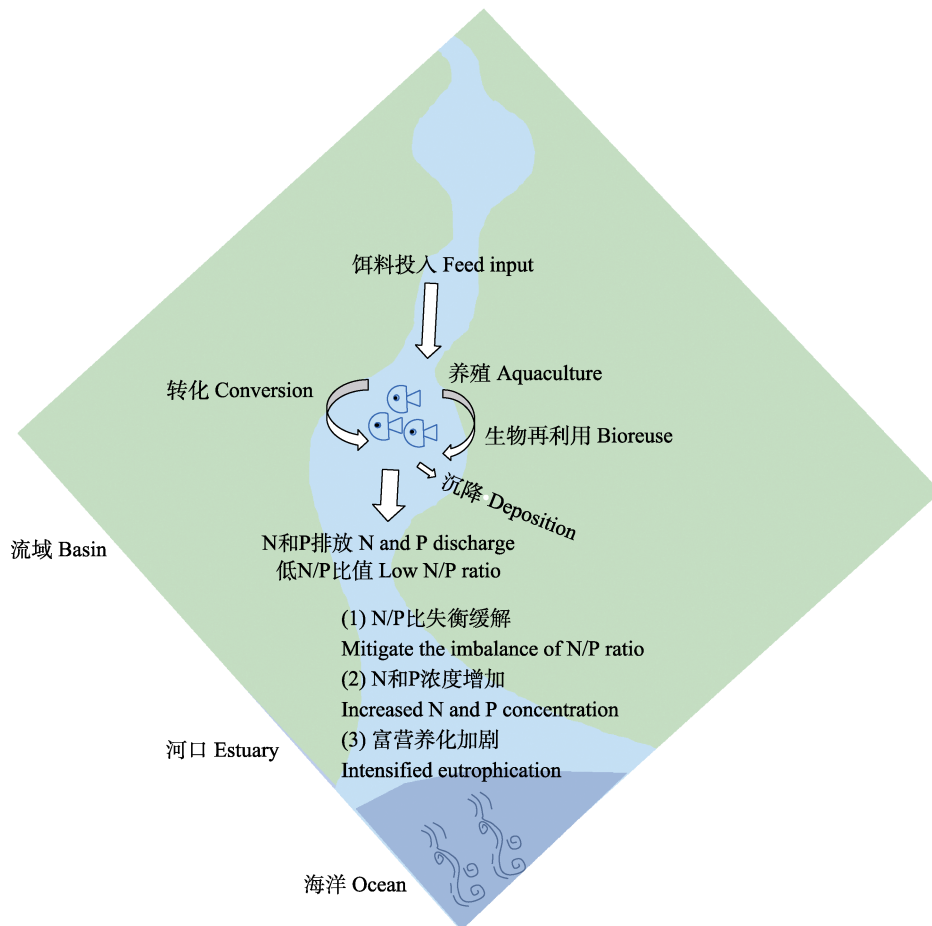


图 1 养殖等人类活动对河流 N、P 输送的影响

Fig.1 Effect of freshwater aquaculture on the riverine nitrogen and phosphorus transports

目前,对淡水养殖的负荷及其生态效应方面的了解极为匮乏,缺少必要的方法和评估数据,部分基于现场观测的研究仅局限在湖泊等有限的区域,无法有

效地制定大河流域 N、P 污染防治的科学策略,以及合理地规划养殖产业。因此,亟需科学评估水体养殖 N、P 污染,以期与方法学研究与水环境治理工作提

供有益的尝试。本研究通过集成式环境评估模式—营养盐模型(IMAGE-GNM), 计算了 2003—2018 年长江流经主要省份淡水养殖引起的 TN 和 TP 年排放量, 通过对比时间与空间的变化, 量化了淡水养殖污染排放变化对河流物质输送及河口环境的影响。相关工作可为长江流域科学养殖规划和环境管理与保护提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

长江全长约 6300 km, 流域面积达 180 万 km²。横跨中国东部、中部和西部 3 大经济区, 干流流经西藏、青海、云南、四川、重庆、湖南、湖北、安徽、江西、上海等共计 11 个省、市、自治区。长江经济带面积约 205 万 km², 占全国的 21%, 人口和经济总量均超过全国的 40%。长江流域水域面积广, 淡水养殖极为发达, 流域内的江苏、湖北、江西、安徽等都是我国淡水养殖的大省(农业农村部渔业渔政管理局等, 2019、2020)。

近些年, 由于受到过渡捕捞等人类活动的强力干扰, 长江渔业资源呈现退化乃至枯竭的趋势。2019 年 1 月, 农业农村部、财政部、人力资源社会保障部联合印发《长江流域重点水域禁捕和建立补偿制度实施方案》, 计划在长江干流和重要支流等重点水域逐步实行合理期限内生产性禁捕的禁渔期制度; 长江流域禁渔自 2021 年 1 月 1 日起实行, 暂定为 10 年的常年性禁捕, 以期逐步恢复长江流域大生态系统。

1.2 研究方法

1.2.1 IMAGE-GNM 模型 IMAGE-GNM 模型是一种空间分布模型(0.5°×0.5°分辨率), 将 IMAGE 综合评估模型与全球水文模型 PCR-GLOBWB 相结合, 用来评估全球环境与营养盐的模型(Bouwman *et al.*, 2006、2017; Van Beek *et al.*, 2011; Beusen *et al.*, 2015、2016)。该模式为网格化数值模式, 通过与水文模式的集成实现了营养盐来源和输送通量的准确评估。

IMAGE-GNM 模型包括: (1)从农业和自然土地系统, 通过径流到地表水以及通过浅层地下水和深层地下水、河岸带等地区浸出, 最终流到地表水的 N 和 P; (2)污水排放和水产养殖排放的 N 和 P; (3)来自河滩植被的外来有机物质的营养盐输入; (4)用营养盐螺旋理论(nutrient spiraling method) (Wollheim *et al.*, 2008; Newbold *et al.*, 1981)计算水体中 N、P 滞留量。关于输入和辅助数据的更多细节可以参考 Beusen 等

(2015、2016)的方法(Stehfest *et al.*, 2014)。IMAGE-GNM 水产养殖收支模型(0.5°×0.5°分辨率)是基于联合国世界粮农组织统计数据(FISHSTAT)来计算养殖系统中的营养盐流动(Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1950—2010; Wang *et al.*, 2019b), 最后根据水文模型中各网格水流方向提取出进入河流的 N 和 P 负荷。IMAGE-GNM 模型已经在长江 N、P 营养盐来源、滞留和输送研究中得到了实际应用, 其对我国淡水和海水养殖的 N、P 释放的估算也真实地反映了养殖污染的现状(Liu *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019b), 相关 N、P 通量的估算与实测结果具有较高的一致性, 这也从一个侧面说明使用 IMAGE-GNM 模型估算养殖 N、P 负荷具有一定的可信度。

1.2.2 营养盐收支模型计算 鉴于我国淡水养殖鱼类占绝对优势(唐启升等, 2016), 因此, 在计算淡水养殖 N、P 负荷时主要考虑鱼类。根据农业农村部的统计, 我国养殖业饲料消耗量在 2019 年约为 3.5 亿 t, 其中, 商品配合饲料 2.1 亿 t, 占比为 60%, 其余 40% 为养殖者自行配制(农业农村部, 2020)。

使用 IMAGE-GNM 模型, 基于鱼类在生产过程中的营养盐收支理念估算淡水养殖对水体 N、P 负荷的贡献量; 该模型包含了饲料中营养盐的输入、生产中的转化、鱼类中的营养成分、以排泄物和溶解营养盐形式的流出以及池塘系统的循环(Bouwman *et al.*, 2011、2013a; Wang *et al.*, 2019b)。其中, 配合饲料的 N 输入计算如下:

$$N_{in-com} = \text{Prod}_{\text{Fish}} \times \text{WG}_{\text{Frac}} \times \text{Frac}_{in-comp} \times \text{FCR}_{in-com} \times N_{\text{Frac-in-comp}} \quad (1)$$

$$P_{in-com} = \text{Prod}_{\text{Fish}} \times \text{WG}_{\text{Frac}} \times \text{Frac}_{in-comp} \times \text{FCR}_{in-com} \times P_{\text{Frac-in-comp}} \quad (2)$$

式中, N_{in-com} 和 P_{in-com} 分别为通过配合饲料进入系统的 N 和 P 量(t); $\text{Prod}_{\text{Fish}}$ 为鱼类的产量(t)(农业农村部渔业渔政管理局等, 2019—2020); WG_{Frac} 为产量中鱼实际增重的部分, 为了将生产数据转换为增重, 所有鱼种使用了世界粮农组织生产数据的 95% 的转换系数(即初始重量为产量的 5%) (Bouwman *et al.*, 2013a); $\text{Frac}_{in-comp}$ 为投喂配合饲料的比例(60%; 农业农村部, 2020); FCR_{in-com} 为生产 1 kg 鱼所用的配合饲料量, 本研究采用的 FCR_{in-com} 为 2.0 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a); $N_{\text{Frac-in-comp}}$ 和 $P_{\text{Frac-in-comp}}$ 为配合饲料中的 N 和 P 含量。其中, N 为 0.05 g/g, P 为 0.01 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a; Wang *et al.*, 2019b)。

非配合饲料的 N 输入计算如下:

$$N_{in-noncom} = \text{Prod}_{\text{Fish}} \times \text{WG}_{\text{Frac}} \times \text{Frac}_{in-noncomp} \times \text{FCR}_{in-noncom} \times N_{\text{Frac-in-noncomp}} \quad (3)$$

$$P_{in-noncom} = \text{Prod}_{\text{Fish}} \times \text{WG}_{\text{Frac}} \times \text{Fra}_{in-noncom} \times \text{FCR}_{in-noncom} \times P_{\text{Frac-in-noncom}} \quad (4)$$

式中, $N_{in-noncom}$ 和 $P_{in-noncom}$ 分别为通过非配合饲料进入系统的 N 和 P 量(t); $\text{Frac}_{in-comp}$ 为投喂非配合饲料的比例(40%; 农业农村部, 2020); $\text{FCR}_{in-noncom}$ 为生产 1 kg 鱼所用的非配合饲料量。本研究采用 $\text{FCR}_{in-noncom}$ 为 6.0 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a; Wang *et al.*, 2019b); $N_{\text{Frac-in-noncom}}$ 和 $P_{\text{Frac-in-noncom}}$ 分别为非配合中饲料的 N 和 P 含量, 其中, N 为 0.03 g/g, P 为 0.004 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a; Wang *et al.*, 2019b)。

$$N_{in} = N_{in-com} + N_{in-noncom} \quad (5)$$

$$P_{in} = P_{in-com} + P_{in-noncom} \quad (6)$$

式中, N_{in} 和 P_{in} 分别为流入系统的 TN 和 TP 量(t)。

鱼类生物量中留存 N 和 P 的量计算如下:

$$N_{\text{Fish}} = \text{Prod}_{\text{Fish}} \times \text{WG}_{\text{Frac}} \times N_{\text{Frac-Fish}} \quad (7)$$

$$P_{\text{Fish}} = \text{Prod}_{\text{Fish}} \times \text{WG}_{\text{Frac}} \times P_{\text{Frac-Fish}} \quad (8)$$

式中, N_{Fish} 和 P_{Fish} 分别为增加的重量中 N 和 P 的重量(t); $N_{\text{Frac-Fish}}$ 和 $P_{\text{Frac-Fish}}$ 分别为鱼类生物量中 N 和 P 含量, 其中, N 的含量为 0.024 g/g, P 的含量为 0.007 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a; Wang *et al.*, 2019b)。

颗粒氮和磷与溶解氮和磷的释放量计算如下:

$$\text{PN} = (1 - N_{\text{ADC-comp}}) \times N_{in-com} + (1 - N_{\text{ADC-noncomp}}) \times N_{in-noncom} \quad (9)$$

$$\text{PP} = (1 - P_{\text{ADC-comp}}) \times P_{in-com} + (1 - P_{\text{ADC-noncomp}}) \times P_{in-noncom} \quad (10)$$

$$\text{DN} = N_{in} - N_{\text{Fish}} - \text{PN} \quad (11)$$

$$\text{DP} = P_{in} - P_{\text{Fish}} - \text{PP} \quad (12)$$

式中, PN 和 PP 分别为颗粒态氮和磷的释放量(t); DN 和 DP 分别为溶解态氮和磷的释放量(t); $N_{\text{ADC-comp}}$ 和 $P_{\text{ADC-comp}}$ 分别为配合饲料的 N 和 P 表观消化率, 其中, N 为 0.9 g/g, P 为 0.6 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a); $N_{\text{ADC-noncomp}}$ 和 $P_{\text{ADC-noncomp}}$ 分别为非配合饲料的 N 和 P 表观消化率, 其中, N 为 0.7 g/g, P 为 0.45 g/g (Bouwman *et al.*, 2013a)。

本研究将长江流域分为上游(宜昌以上)、中游(宜昌至湖口)以及下游(湖口以下)3个部分, 所有数据使用 TN 和 TP(质量浓度单位)表示。2018 年各省人口数来自中国统计年鉴(国家统计局, 2019); 2018 年各省淡水养殖鱼类产量来自中国渔业统计年鉴(农业农村部渔业渔政管理局, 2019、2020)。为使估算结果与实际观测之间存在较好的一致性, 方法中各参数的赋值是基于我国最新的统计结果, 并参考了联合国世界粮农组织的数据, 这在大河流域养殖污染估算中具有合理性。为验证估算的可行性, 本研究的估算结果还与已有的研究(刘长发等, 2002; 高立方等, 2021)结果进行了对比分析。

2 结果与讨论

2.1 长江流域主要省份淡水养殖产生的 N 与 P 分布

2003 年与 2018 年长江流经主要省份淡水养殖产生的 N、P 负荷见表 1。从表 1 可以看出, 根据 IMAGE-GNM 的计算结果, 2003—2018 年长江流经主要省份淡水养殖引起的 TN 和 TP 年释放量分别为 (468.41 ± 179.22) 和 (52.02 ± 24.08) Gg/yr。由表 1 计算可知, 淡水养殖引起的 N 和 P 污染具有相一致的空间分布。长江流域上、中和下游主要省份淡水养殖引起的 TN 年排放量平均值分别为 (49.44 ± 18.66) 、 (312.17 ± 126.78) 和 (106.80 ± 33.77) Gg/yr, 分别占长江流域 TN 年排放量的 10.44%、66.38% 和 23.18%。上游、中游和下游主要省份淡水养殖引起的 TP 年排放量平均值分别为 (4.52 ± 2.06) 、 (46.42 ± 28.86) 和 (12.58 ± 4.66) Gg/yr, 分别占长江流域 TP 年排放量的 8.60%、88.45% 和 24.80%。淡水养殖引起的 N、P 营养盐排放量最大的省为湖北省, 其 TN 和 TP 的年排放量分别为 (140 ± 58.6) 和 (16.3 ± 8.68) Gg/yr, 分别占流域淡水养殖 N 和 P 污染排放量的 $(29.96 \pm 1.71)\%$ 和 $(31.27 \pm 4.11)\%$, 其次为江西省和湖南省。由湖北省、湖南省和江西省组成的中游干流区占淡水养殖 N 和 P 总排放量的 $(64.63 \pm 2.89)\%$ 和 $(65.23 \pm 4.88)\%$, 年均排放量分别为 302.72 和 33.93 Gg/yr。此外, 95% 以上的淡水养殖引起的 N 和 P 排放量由干流流经省份(包括四川、重庆、湖北、湖南、江西、安徽和江苏)组成, 这些省份大多人口密集, 养殖业比较发达, 养殖产量也比较高(表 1)。本研究的结果与早前的研究结果相近(高立方等, 2021), 即湖北、湖南、江西和江苏省淡水养殖的 TN 和 TP 排放量较大, 4 个省的贡献量达到 70% 左右。

2.2 近 15 年长江流经主要省份淡水养殖产生的 N、P 负荷变化

从图 2 可以看出, 长江流经主要省份淡水养殖的 TN 排放量增长了 213.96%, 由 2003 年的 289.19 Gg/yr 增长至 2018 年的 618.76 Gg/yr。上、中、下游整体均呈稳定增加的趋势。其中, 中游地区的增加最为显著, 由 2003 年的 185.38 Gg/yr 增加至 2018 年的 418.70 Gg/yr。但 2016—2018 年间, TN 排放量的增长出现停滞。流域淡水养殖的 TP 污染负荷同样表现为增长状态, 排放量由 2003 年的 27.94 Gg/yr 增加至 2018 年的 73.55 Gg/yr; 其中, 中游地区的释放量增长也最为显著, 由 2003 年的 17.57 Gg/yr 增加至 2018 年

表 1 2003 年与 2018 年长江流经主要省份淡水养殖产生的 N、P 负荷和人口
Tab.1 Spatial distributions of nitrogen and phosphorus in freshwater aquaculture and population around the Changjiang River basin in 2003 and 2018

省份 Province	2003 年 In 2003		2018 年 In 2018		2018 年 各省人口数 Population in 2018/10 ⁴	2018 年各省淡水 养殖鱼类产量 Production of freshwater aquaculture fish in 2018/10 ⁴ t
	N 负荷 N load/ (Gg/yr)	P 负荷 P load/ (Gg/yr)	N 负荷 N load /(Gg/yr)	P 负荷 P load /(Gg/yr)		
四川-重庆 Sichuan-Chongqing	27.55	2.20	60.75	5.77	11443	196.19
甘肃 Gansu	0.06	0.00	0.07	0.01	2637	1.40
云南 Yunnan	1.68	0.14	6.17	0.58	4830	60.25
陕西 Shanxi	0.43	0.03	1.16	0.11	3864	14.96
湖北 Hubei	81.70	7.59	209.76	26.98	5917	334.91
湖南 Hunan	49.59	4.70	97.89	11.43	6899	206.29
河南 Henan	1.36	0.11	3.34	0.32	9605	82.97
安徽 Anhui	27.55	2.80	54.44	6.63	6324	152.81
江西 Jiangxi	47.26	4.57	99.57	11.32	4648	206.74
江苏 Jiangsu	40.86	4.57	69.26	8.57	8051	235.35
浙江 Zhejiang	0.67	0.08	1.33	0.17	5737	86.39
上海 Shanghai	3.95	0.47	2.05	0.27	2424	6.20
福建 Fujian	0.83	0.10	1.13	0.14	3941	67.22
广东 Guangdong	2.15	0.26	2.99	0.36	11346	349.79
广西 Guangxi	2.06	0.20	2.87	0.28	4926	124.93
贵州 Guizhou	1.49	0.11	5.98	0.62	3600	22.42

注: 2018 年各省人口数据引自国家统计局(2019), 2018 年各省淡水养殖鱼类产量引自农业农村部渔业渔政管理局等(2019)。

Note: The provincial population data in 2018 was from National Bureau of Statistics (2019), and the provincial freshwater aquaculture fish production in 2018 was from Bureau of Fisheries, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, *et al* (2019).

的 65.94 Gg/yr, 是流域淡水养殖 TP 污染的主要来源。此外, TP 的增长幅度略高于 TN, 为 263.24%。尽管 2016 年后淡水养殖排放的 TP 增长速度同样放缓, 但不同于 TN 排放量的稳定维持, TP 排放负荷仍保持增长状态, 流域淡水养殖排放的 N/P 值(质量比)介于 6.35~12.53 之间, 并随着淡水养殖排放的 TP 增长量相对 TN 增加, 其 N/P 在全流域整体表现为缓慢下降的趋势。已有研究表明, 长江经济带 1991—2019 年淡水养殖 TN 与 TP 的排放量均呈增长的趋势。2017 年以来, TN 排放量有所下降, TP 排放量变化趋势与 TN 基本一致; 2019 年淡水养殖排放的 N/P 为 5.39(高立方等, 2021), 与本研究模拟的结果相一致。刘长发等(2002)研究发现, 水产养殖过程中生产 1 kg 鱼类生物量, TN 和 TP 可产生 30 g 和 7 g。根据 2018 年长江流域各省份淡水养殖鱼类产量, 生产 2150 万 t 的鱼类 TN 和 TP 约产生 645 和 150.5 Gg, 这一粗略的估算也与本研究的结果接近。上述对比分析表明, 本研究中基于 IMAGE-GNM 模型所获得的结果是可靠的。

近几十年长江流域 N、P 的输出和营养盐结构变化较大(Liu *et al*, 2018)。1960—2015 年长江流域溶解

无机氮(DIN)的输出呈稳定增长趋势, 但近 10 年波动较大, 增长速度不明显(图 2)。2003—2018 年间, 长江流域 DIN 的年排放量平均值为 1980 Gg/yr, 其中, 淡水养殖排放的 TN 约占 DIN 的 23.64%。1960—2015 年长江流域溶解无机磷(DIP)的输出与 DIN 的变化相似, 但是, 近 5 年 DIP 输送通量有降低的趋势。2003—2018 年, 长江流域 DIP 年输送量的平均值为 61 Gg/yr, 其中, 淡水养殖的 TP 排放约占 84.83%。长江流域 DIN/DIP 值平均值为 36 (质量比), 可见, 流域各省份养殖活动对于长江营养盐浓度、结构和通量均有较大的影响, 需要进一步的关注。

2.3 淡水养殖中的 N、P 循环与输出

从表 1 可以看出, 长江流经主要省份淡水养殖鱼类产量为 2150 万 t。图 3 为淡水鱼类养殖过程中 N、P 营养盐的输入、在生产中的转化、鱼类中的营养成分、以排泄物和溶解营养盐形式的流出以及 N、P 池塘系统的循环过程。

将数据带入公式(1)~(12), 计算可得肥料进入系统的氮量(N_{in})为 269.48 万 t, 磷量(P_{in})为 44.10 万 t。

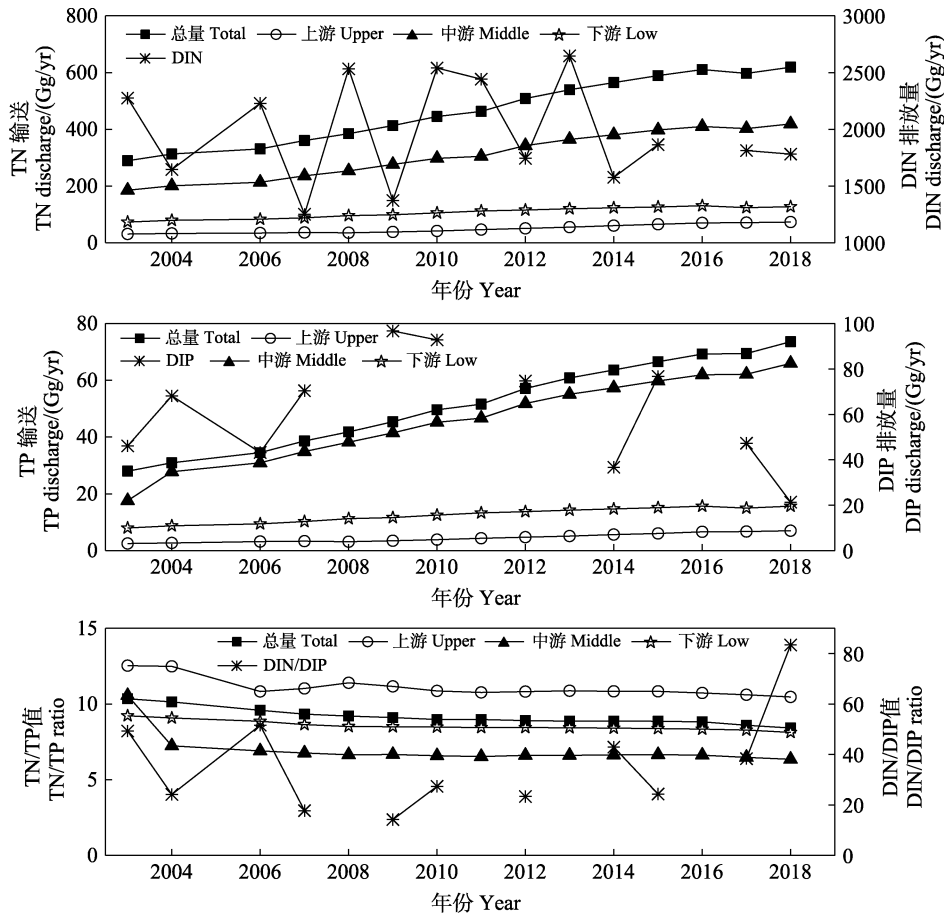


图2 2003—2018年长江流域淡水养殖TN、TP排放与流域DIN、DIP排放变化
Fig.2 The variations in TN and TP emissions of freshwater aquaculture and DIN and DIP emissions from 2003 to 2018 in Changjiang River basin

图2中长江流域DIN和DIP的年排放通量数据来自Wang等(2021b)。
The annual fluxes of DIN and DIP in the Changjiang River were from Wang *et al* (2021b).

鱼类生物量中留存的氮量(N_{Fish})为50.1万t,磷量(P_{Fish})为14.3万t。PN的释放量为56.35万t,PP的释放量为20.58万t。DN的释放量为163.08万t,DP的释放量为9.23万t。本研究结果与Bouwman等(2013)和Wang等(2019b)研究的N、P的输出比例较为接近。此外,根据模式还可以得知,进入淡水养殖的饲料约有60.52%的N以溶解态的形式被释放,20.91%的N会转化为颗粒态形式,18.57%的N会被生物完全利用。P约有20.93%以溶解态的形式被释放,46.67%转化为颗粒态的形式,32.40%的P会被生物完全利用。可见,N与P生物利用率的差异应是导致水体N/P变化的主要因素,也可能是导致水体磷限制的主要因素。

2.4 不确定性分析

目前,关于养殖中N、P污染的估算主要是根据实测结果的收支方法(王艳艳等,2008;彭凌云等,

2020),且可对比的研究案例较少;这种基于收支的方法对于观测的依赖性较高,难以扩展到大河流域;另外,基于观测的估算对于数据的观测频率、范围等依赖度较高,因此,其估算存在较大的不确定性。本研究估算是基于统计数据和数值模式,相关计算围绕主要过程,其结果也可能存在一定的不确定性。不过,IMAGE-GNM模型对长江N、P通量的估算结果与实测数据存在较好的一致性(Liu *et al*, 2018),也从一个侧面说明本研究对于养殖活动来源的N、P估算结果存在较高的合理性。另外,方法中各参数的赋值基于统计结果,可以减少养殖模式的不同对N、P负荷估算不确定性的影响,是当前养殖污染估算中较为可行的方法。本研究的估值与基于观测和收支的结果极为接近,这也有力地说明本研究的方法和估算结果具有较高的合理性。

由于缺少可利用的数据,本研究未能对西藏和青海2个省养殖N、P产量进行估算。不过,2个省地处高原,人口稀少,养殖业占比较低(农业农村部渔

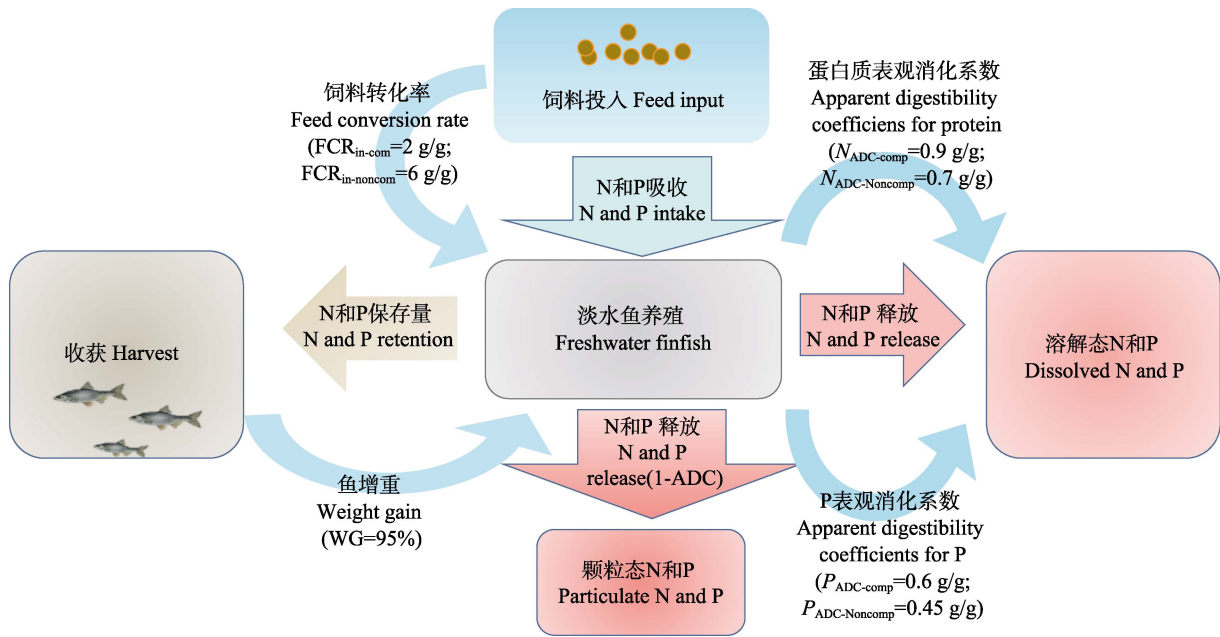


图 3 IMAGE-GNM 模拟淡水鱼类养殖中 N、P 过程

Fig.3 IMAGE-GNM for freshwater finfish of nitrogen and phosphorus processes

业渔政管理局等, 2019、2020)。此外, 大量的数据显示, 长江源区水质普遍较好(Liu *et al*, 2018; Huang *et al*, 2021), 养殖等人类活动影响较低。因此, 西藏和青海数据的缺失对长江流域养殖 N、P 污染负荷的估算影响有限。另外, 本研究计算的结果以省为基础, 其面积大于长江流域面积, 但估算结果仍能真实代表长江流域的情况(Liu *et al*, 2018), 在很大程度上是由于养殖活动主要围绕河流等水域展开。

本研究方法对于估算养殖 N、P 负荷是一种有益的尝试, 可以直观地了解养殖对河流水体 N、P 来源及输送通量的贡献; 后续将增加与实测数据的对比提高模拟的准确性。

2.5 淡水养殖对流域与河口的影响及对策建议

养殖产生的 N、P 其生物活性和周转速率较土壤侵蚀等来源的 N、P 更高(Bouwman *et al*, 2011; Huang *et al*, 2020、2021), 势必增强了河流—河口富营养化等生态风险。值得说明的是, 养殖产生的 N、P 等污染物对养殖区沉积物和水环境的影响是一个长久持续的过程, 不会随着养殖活动的结束而立即消失, 这主要是由于埋藏在沉积物中的污染物会通过沉积物—水界面不断地释放到水环境中(王毛兰等, 2021), 特别是养殖活动持续时间长的水域, 其沉积物中污染物的积累量也较大。一般高密度的养殖活动都会导致水质恶化, 制约养殖业的可持续发展, 甚至还会对水产品产生毒害作用, 造成经济和生态双重损失。因此, 应

重视养殖活动对大河流域水环境的影响。长江流域的 TN 和 TP 输送通量增长明显, 与此同时, N/P 也由 13 增长至 35 (Liu *et al*, 2018)。当前, 长江流域淡水养殖的 N、P 负荷与 1900 年的河流 N、P 的输送通量的数值相当(Liu *et al*, 2018)。2003—2018 年的年平均 TN 和 TP 排放量占长江流域 2010 年 TN 和 TP 排放量的 7.93%和 13.65%; 随着流域内各种人为干扰引起的 N、P 排放量的增加, 淡水养殖的 TN 和 TP 排放量增长迅速。尽管淡水养殖污染并非长江流域 TN 和 TP 最为主要的来源, 然而, 1990 年后, 淡水养殖排放的 TN 和 TP 占比呈逐年增加的趋势(Liu *et al*, 2018; Zhao *et al*, 2008), 特别是一些养殖较为密集的湖泊流域; 如阳澄湖(仅东湖区)每年排入湖中的养殖 TN 和 TP 负荷分别为 67 和 4.9 t/yr (辛玉婷, 2007), 其养殖 N、P 污染物的单位面积产生量要远高于太湖, 后者产生的 TN 和 TP 的排放量分别为 6100 和 130 t/yr (彭凌云等, 2020)。值得注意的是, 与其他人为污染产生的高 N/P 值不同, 淡水养殖污染的 N/P 值则较低。本研究中, 流域淡水养殖污染排放的 N/P 值介于 6.35~12.53 之间。刘梅等(2021)研究表明, 清洁高效养殖方式尾水中 N/P 值为 3.00, 传统养殖模式为 3.65。不同鱼类混养模式系统的水层中 N/P 值介于 2.53~3.03 之间(孙云飞等, 2015), 这表明目前的养殖模式还需改进。长江流域 2012—2016 年月平均向海输送 N/P 值为 16.20 (Wang *et al*, 2019a), 略高于养殖污染的 N/P。因此, 随着淡水养殖在流域营养盐负荷中占比的增

长,或对长江和河口 N/P 失衡的趋势产生了一定的缓解作用。不过,目前长江流域普遍存在磷限制的现象,P 的增加,无疑会引起流域、河口和近岸海域生物量的显著增加,特别是潜在引起非硅藻类生物量的大量增加(Garnier *et al.*, 2010; Glibert, 2017; Glibert *et al.*, 2017; Wurtsbaugh *et al.*, 2019)。对长江中下游地区 33 个浅水湖泊浮游植物研究发现,当 TN/TP 值介于 12~30 时,蓝藻(*Cyanobacteria*)的生物量随 TP 的增长呈指数增长趋势;当 TN/TP 值<12 时,蓝藻随 TP 的增长呈对数性增长趋势(吴世凯, 2007)。当前,长江流域中下游湖泊中较为严重的蓝藻水华或许与养殖 N、P 污染及其对水体中 N/P 的改变存在一定的关系,值得关注。此外,长江营养盐通量的增加与近海营养盐结构失衡或将促使中国近海有害藻类顽固存在(Wang *et al.*, 2021a),影响近海生态系统稳定。

当前,流域日益增强的人类活动显著提高了河流 N、P 的浓度水平以及输送通量。《长江保护法》的正式实施(2021 年 3 月 1 日)使长江大保护进入了依法保护的新阶段;长江 10 年禁渔禁止了河流生产性捕捞行为,必然会促进淡水养殖规模的进一步扩大,从而势必增加河流 N、P 的来源,提高水体中 N、P 的浓度,造成河流—河口富营养化趋势的进一步加强。近些年,国家采取多项措施,逐步消减农业化肥的使用,这在一定程度上减缓了长江 N、P 浓度升高的趋势。不过,养殖规模的变化可能打破化肥使用减少引起的营养盐通量和结构的变化,并对 N、P 营养盐比例的失衡产生不确定的影响。如前所述,当前有关水产养殖 N、P 污染的研究大多研究集中于较小的区域(如湖泊),研究的时间跨度也较短,且难以进行定量的评估和趋势分析。因此,结合统计数据,通过模型计算,可以极大地拓展研究的时空尺度,有助于加深对我国水产养殖污染现状及变化趋势的了解,并有针对性的开展养殖规划与环境保护等工作。

因此,在长江流域层面上需要在科学研究的基础上,对水产养殖的规模与模式进行规范性操作,完善相关法律法规、提高公众环境意识。同时,应加强陆海相互作用研究,在以海统陆的前提下,科学规划养殖区,尽可能通过优化养殖模式等有效措施降低陆源污染物入海通量,减少河口生态灾害风险。

3 结论

(1) 2003—2018 年长江流经主要省份淡水养殖引起的 TN 和 TP 年排放量分别为(468.41±179.22)和(52.02±24.08) Gg/yr。淡水养殖引起的营养盐排放量

最大的省份为湖北省,其次为江西省和湖南省。

(2) 2003—2018 年长江主要省份淡水养殖的 TN 与 TP 排放量上、中与下游整体均呈现稳定增加的趋势,其中,中游地区 N 与 P 的增长最为显著。养殖产生的 N、P 比在全流域整体表现为缓慢下降的趋势。

(3) 2003—2018 年间长江流域淡水养殖的年均 TN 和 TP 排放量占长江流域 2010 年 TN 和 TP 排放量的 7.93%和 13.65%,淡水养殖污染排放的 TN 和 TP 在长江流域占比逐渐增加的趋势不可小觑。

致谢:感谢荷兰乌特勒支大学王俊杰博士在模式计算和数据分析方面的支持!工作设计与推进得到了农村农业部长江流域渔政监督管理办公室等单位的大力支持,在此一并表示感谢!

参 考 文 献

- BAI H Y, LI Q F, ZHANG Y, *et al.* Seasonal variation in nutrients and evaluation of eutrophication in the aquaculture areas in the middle water areas of Xiangshan Harbor. *Progress in Fishery Sciences*, 2018, 39(6): 24–30 [白怀宇, 李秋芬, 张艳, 等. 象山港中部养殖海区营养盐的季节变化及富营养化. *渔业科学进展*, 2018, 39(6): 24–30]
- BEUSEN A H W, BOUWMAN A F, VAN BEEK L P H, *et al.* Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20 th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 2016, 13(8): 2441–2451
- BEUSEN A H W, VAN BEEK L P H, BOUWMAN A F, *et al.* Coupling global models for hydrology and nutrient loading to simulate nitrogen and phosphorus retention in surface water—description of IMAGE-GNM and analysis of performance. *Geoscientific model development*, 2015, 8(12): 4045–4067
- BOUWMAN A F, BEUSEN A H W, BILLEN G. Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(4): GB0A04
- BOUWMAN A F, BEUSEN A H W, GLIBERT P M, *et al.* Mariculture: significant and expanding cause of coastal nutrient enrichment. *Environmental Research Letters*, 2013b, 8(4): 044026
- BOUWMAN A F, BEUSEN A H W, LASSALETTA L, *et al.* Lessons from temporal and spatial patterns in global use of N and P fertilizer on cropland. *Scientific Reports*, 2017, 7(1): 1–11
- BOUWMAN A F, BEUSEN A H W, OVERBEEK C C, *et al.* Hindcasts and future projections of global inland and coastal nitrogen and phosphorus loads due to finfish aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, 2013a, 21:112–156
- BOUWMAN A F, KRAM T, Goldewijk K K. Intergrated

- modelling of global environmental change: An overview of IMAGE 2.4. Bilthoven: Netherlands Environmental Assessment Agency, 2006
- BOUWMAN A F, PAWŁOWSKI M, LIU C, *et al.* Global hindcasts and future projections of coastal nitrogen and phosphorus loads due to shellfish and seaweed aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, 2011, 19: 331–357
- Bureau of Fisheries, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Extension Center, China Society of Fisheries. China fishery statistical yearbook 2018—2019. Beijing: China Agriculture Press, 2019, 2020 [农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 2018—2019 中国渔业统计年鉴. 北京: 中国农业出版社, 2019, 2020]
- DIAZ R J, Rosenberg R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 2008, 321(5891): 926–929
- Food and agriculture organization of the united nations. Aquaculture production 1950–2010. Fishstat Plus-Universal software for fishery statistical time series by Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service. Rome, 2012. <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat/en> (accessed in Jan 2021)
- GALLOWAY J N, TOWNSEND A R, ERISMAN J W, *et al.* Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 2008, 320(5878): 889–892
- GAO L F, WU J Y, GE X D, *et al.* Pollution load characteristics of freshwater aquaculture in the Yangtze River Economic Belt. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2021, 40(3): 64–74 [高立方, 吴静颖, 葛小东, 等. 长江经济带淡水养殖污染负荷特征分析. 华中农业大学学报, 2021, 40(3): 64–74]
- GARNIER J, BEUSEN A, THIEU V, *et al.* N:P:Si nutrient export ratios and ecological consequences in coastal seas evaluated by the ICEP approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24: GB0A05
- GLIBERT P M, BURFORD M A. Globally changing nutrient loads and harmful algal blooms: recent advances, new paradigms, and continuing challenges. *Oceanography*, 2017, 30(1): 58–69
- GLIBERT P M. Eutrophication, harmful algae and biodiversity—Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 124(2): 591–606
- GUO F, ZHAO J, CHEN J F, *et al.* Nitrogen and phosphorous pollution in shellfish culture areas of Jiaozhou Bay. *Progress in Fishery Sciences*, 2012, 33 (5): 116–122 [过锋, 赵俊, 陈聚法, 等. 胶州湾贝类养殖区氮、磷污染现状及动态变化. 渔业科学进展, 2012, 33 (5): 116–122]
- GUO Y J, LI J W, LUO Z L, *et al.* Characteristics of zooplankton community in aquaculture areas of Liusha Bay. *Progress in Fishery Sciences*, 2015, 36(5): 8–18 [郭永坚, 李俊伟, 罗昭林, 等. 流沙湾水产养殖区浮游动物群落特征. 渔业科学进展, 2015, 36(5): 8–18]
- HUANG J C, ZHANG Y J, BING H J, *et al.* Characterizing the river water quality in China: Recent progress and on-going challenges. *Water Research*, 2021, 117309
- HUANG Y Y, CIAIS P, GOLL D S, *et al.* The shift of phosphorus transfers in global fisheries and aquaculture. *Nature communications*, 2020, 11(1): 1–10
- LI D J, ZHANG J, HUANG D J, *et al.* Oxygen depletion off the Changjiang (Yangtze River) Estuary. *Science in China Series D: Earth Sciences*, 2002, 45(12): 1137–1146
- LIU C F, QI Z R, HE J, *et al.* Environmental friendly aquaculture—Zero discharge integrated recirculating aquaculture systems. *Journal of Dalian Fisheries University*, 2002, 17(3): 220–226 [刘长发, 蔡志仁, 何洁, 等. 环境友好的水产养殖业—零污水排放循环水产养殖系统. 大连水产学院学报, 2002, 17(3): 220–226]
- LIU G F, XU P, WU T, *et al.* Present condition of aquaculture nitrogen and phosphorus environmental pollution and future development strategy. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2018, 34(1): 225–233 [刘国锋, 徐跑, 吴霆, 等. 中国水产养殖环境氮磷污染现状及未来发展思路. 江苏农业学报, 2018, 34(1): 225–233]
- LIU M, YUAN J L, NI M, *et al.* A comparative study on nitrogen and phosphorus budget and aquaculture effect of *Micropterus salmoides* in two modes. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2021, 52(3): 718–728 [刘梅, 原居林, 倪蒙, 等. 大口黑鲈 (*Micropterus salmoides*) 不同养殖模式氮磷收支及养殖效果研究. 海洋与湖沼, 2021, 52(3): 718–728]
- LIU X C, BEUSEN A H W, VAN BEEK L P H, *et al.* Exploring spatiotemporal changes of the Yangtze River (Changjiang) nitrogen and phosphorus sources, retention and export to the East China Sea and Yellow Sea. *Water research*, 2018, 142: 246–255
- Ministry of Agriculture and Rural Affairs. Maintain the order of feed production and protect the quality and safety of aquaculture products—the Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Animal Husbandry and Veterinary Bureau leading official meets the press on the regulations about home-made feed by feeders, (2020-6-17)[2020-6-17]. http://www.gov.cn/zhengce/2020-06/17/content_5519851.htm [农业农村部. 维护饲料生产使用秩序 保障养殖产品质量安全—农业农村部畜牧兽医局有关负责人就养殖者自行配制饲料有关规定答记者问[EB/OL], 2020-6-17 http://www.gov.cn/zhengce/2020-06/17/content_5519851.htm]
- MU Y L, SHI H T, ZHAO B W, *et al.* Pollution load of nitrogen and phosphorus from cage aquaculture in Yangcheng Lake. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(21): 86–91 [穆玉林, 石鸿韬, 赵博文, 等. 阳澄湖围网养殖氮磷污染负荷分析. 中国给水排水, 2018, 34(21): 86–91]
- NEWBOLD J D, ELWOOD J W, O'NEILL R V, *et al.* Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1981, 38(7): 860–863

- PENG L Y, TI C P, LI H P, *et al.* Estimates and characteristics of pollutant discharge from pond cultures in the Taihu Basin. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(1): 70–78 [彭凌云, 凌超普, 李恒鹏, 等. 太湖流域池塘养殖污染排放估算及其空间分布特征. *湖泊科学*, 2020, 32(1): 70–78]
- ROUSSEAU V, BECQUEVORT S, PARENT J Y, *et al.* Trophic efficiency of the planktonic food web in a coastal ecosystem dominated by Phaeocystis colonies. *Journal of Sea Research*, 2000, 43(3–4): 357–372
- STATE OCEANIC ADMINISTRATION. *Bulletin of China's Marine Environmental Status of China*. Tianjin: National Marine Data and Information Service, 2002–2009 [国家海洋局. 中国海洋环境质量公报. 天津: 国家海洋信息中心, 2002–2009]
- STATE STATISTICS BUREAU. *China Statistical Yearbook* [M]. Beijing: China Statistics Press, 2019 [国家统计局. 中国统计年鉴. 北京: 中国统计出版社, 2019]
- STEHFEST E, VAN VUUREN D, BOUWMAN L, *et al.* Integrated assessment of global environmental change with IMAGE 3.0: Model description and policy applications. Netherlands: Environmental Assessment Agency (PBL), 2014
- SUN Y F, WANG F, LIU F, *et al.* Nitrogen and phosphorus budgets in Grass Carp, Silver Carp, and Common Carp culture systems. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2015, 22(3): 450–459 [孙云飞, 王芳, 刘峰, 等. 草鱼与鲢、鲤不同混养模式系统的氮磷收支. *中国水产科学*, 2015, 22(3): 450–459]
- TANG Q S, HAN D, MAO Y Z *et al.* Species composition, non-fed rate and trophic level of Chinese aquaculture. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2016, 23(4): 729–758 [唐启升, 韩冬, 毛玉泽, 等. 中国水产养殖种类组成、不投饵率和营养级. *中国水产科学*, 2016, 23(4): 729–758]
- TURNER R E, QURESHI N, RABALAIS N N, *et al.* Fluctuating silicate: nitrate ratios and coastal plankton food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1998, 95(22): 13048–13051
- VAN BEEK L P H, WADA Y, BIERKENS M F P. Global monthly water stress: 1. Water balance and water availability. *Water Resources Research*, 2011, 47(7): W07517
- WANG B D. Hydromorphological mechanisms leading to hypoxia off the Changjiang estuary. *Marine Environmental Research*, 2009, 67(1): 53–58
- WANG H, YAN H Y, ZHOU F N, *et al.* Dynamics of nutrient export from the Yangtze River to the East China sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2019a, 229: 106415
- WANG J J, BEUSEN A H W, LIU X C, *et al.* Aquaculture production is a large, spatially concentrated source of nutrients in Chinese freshwater and coastal seas. *Environmental Science & Technology*, 2019b, 54(3): 1464–1474
- WANG J J, BOUWMAN A F, LIU X C, *et al.* Harmful algal blooms in Chinese coastal waters will persist due to perturbed nutrient ratios. *Environmental Science & Technology Letters*, 2021a, 8(3): 276–284
- WANG K, CAI W J, CHEN J, *et al.* Climate and human-driven variability of summer hypoxia on a large river-dominated shelf as revealed by a hypoxia index. *Frontiers in Marine Science*, 2021b, 8: 634184
- WANG M L, XIONG X, HE C, *et al.* Sources of sedimentary organic matter from the cage fish farm in Lake Poyang, China. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(01): 158–167 [王毛兰, 熊鑫, 何昶, 等. 鄱阳湖网箱养殖区沉积物有机质来源分析. *湖泊科学*, 2021, 33(01): 158–167]
- WANG Y Y, SUN Y, ZHAO Y W. Current status and prevention measures of agricultural non-point source pollution in Taihu Lake basin of Jiangsu Province. *Acta Agriculture Jiangxi*, 2008, 20(8): 118–121 [王艳艳, 孙勇, 赵言文. 江苏省太湖流域农业面源污染现状分析及防治措施. *江西农业学报*, 2008, 20(8): 118–121]
- WOLLHEIM W M, VÖRÖSMARTY C J, BOUWMAN A F, *et al.* Global N removal by freshwater aquatic systems using a spatially distributed, within-basin approach. *Global Biogeochemical Cycles*, 2008, 22(2): B2026
- WU S K. Ecological studies on TN:TP ratio, phytoplankton and microcystins in 33 shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. Doctoral Dissertation of Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2007 [吴世凯. 长江中下游地区 33 个浅水湖泊的 N、P 比、浮游植物和微囊藻毒素的生态学研究. 中国科学院水生生物研究所博士研究生学位论文, 2007]
- WURTSBAUGH W A, PAERL H W, DODDS W K. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2019, 6(5): e1373
- XIA B, CHEN B J, CUI Y, *et al.* Distribution and source of organic carbon in Sanggou Bay in summer. *Progress in Fishery Sciences*, 2013, 34(1): 44–49 [夏斌, 陈碧鹃, 崔毅, 等. 夏季桑沟湾养殖水域有机碳的平面分布特征及其来源分析. *渔业科学进展*, 2013, 34(1): 44–49]
- XIA B, MA S S, CUI Y, *et al.* Distribution of temperature, salinity, dissolved oxygen, nutrients and their relationships with green tide in *Enteromorpha prolifera* outbreak area of the Yellow Sea. *Progress in Fishery Sciences*, 2009, 30(5): 94–101 [夏斌, 马绍赛, 崔毅, 等. 黄海绿潮(浒苔)暴发区温盐、溶解氧和营养盐的分布特征及其与绿潮发生的关系. *渔业科学进展*, 2009, 30(5): 94–101]
- XIN Y T. Study on the pollution load calculation and polluting effect of barrier net aquaculture in Yangcheng Lake. Master's Thesis of Hohai University, 2007 [辛玉婷. 阳澄湖围网养殖污染负荷计算及其污染效应研究. 河海大学硕士研究生学位论文, 2007]
- XU D H, CHEN B J, JIANG T, *et al.* Temporal and spatial variation characteristics of water nutrients and eutrophication evaluation in aquaculture water areas of Sanggou Bay. *Progress in Fishery Sciences*, 2017, 38(3): 1–11 [徐东会,

陈碧鹃, 江涛, 等. 桑沟湾养殖海域营养盐时空分布特征及富营养化评价. 渔业科学进展, 2017, 38(3): 1–11]
ZHAO J, LUO Q, DENG H, *et al.* Opportunities and challenges

of sustainable agricultural development in China. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2008, 363: 893–904

(编辑 陈 严)

Contribution of Freshwater Aquaculture for Nitrogen and Phosphorus Production in the Changjiang River and Its Impact on Estuarine Environment

SUN Cece^{1,2}, WU Wentao^{1,3}, LIU Jun^{1,2}①, ZANG Jiaye¹

(1. Research Center for Marine Ecology and Key Laboratory of Marine Eco-Environmental Science and Technology of Ministry of Natural Resources, First Institute of Oceanography, Ministry of Natural Resources, Qingdao, Shandong 266061, China; 2. Laboratory for Marine Geology, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology (Qingdao), Qingdao, Shandong 266237, China; 3. Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao, Shandong 266100, China)

Abstract: Background and aims Nitrogen (N) and phosphorus (P) are the key factors controlling eutrophication, playing an important role in aquatic ecosystems. Currently, eutrophication is severe in almost all major river basins in China, negatively impacting the structure and function of riverine ecosystems. The Changjiang River is one of the most valuable rivers in China. However, enhanced economic development in the Changjiang River basin has caused many adverse environmental problems. To restore the ecological environment of the Changjiang River, a series of decrees and laws were implemented, such as the “10-year fishing moratorium along the Changjiang River.” This lengthy fishing moratorium will almost certainly promote aquaculture in this river basin, likely increasing N and P loadings in the river system and further adversely affecting the watershed-estuarine environment. Owing to the limitations of observations, methodologies, and data, N and P emissions from freshwater aquaculture and their ecological effects are still ambiguous. For this purpose, the total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) emissions caused by freshwater aquaculture in the major provinces along the Changjiang River were estimated using a nutrient transport flux model from 2003 to 2018. The temporal and spatial variations of TN and TP discharges were calculated to determine the potential ecological effects of freshwater aquaculture on riverine material transport and estuarine environments. This work provides a basis for scientific aquaculture planning and environmental management in the Changjiang River basin.

This study employs an integrated model to assess the global environment-global nutrient model (IMAGE-GNM), coupling models with hydrology and nutrient delivery, biogeochemistry, and retention. The model describes N and P in feed inputs, fish production, nutrient conversion, and nutrient output. The IMAGE-GNM has already been well applied in the study of N and P sources, retention, and transport in the Changjiang River, demonstrating the model’s credibility in estimating the N and P loads of aquaculture. We evaluated the contributions of N and P and their export to the Changjiang River from 2003 to 2018.

(a) Annual emissions of TN and TP caused by freshwater aquaculture in the major provinces along the Changjiang River from 2003 to 2018 were (468.41 ± 179.22) Gg/yr ($1 \text{ G} = 10^9$) and (52.02 ± 24.08) Gg/yr,

① Corresponding author: LIU Jun, E-mail: liu009@fio.org.cn

respectively. The emissions of TN in the upper, middle, and lower reaches accounted for 10.44%, 66.38%, and 23.18% of the annual TN emissions, respectively; TP in the upper, middle, and lower reaches accounted for 8.60%, 88.45%, and 24.80%, respectively. The area with the most significant TN and TP emissions caused by freshwater aquaculture was Hubei Province, accounting for $(29.96\pm 1.71)\%$ and $(31.27\pm 4.11)\%$, respectively. More than 95% of N and P emissions from freshwater aquaculture were generated by provinces around the main stem of the Changjiang River, especially in the Hubei, Hunan, and Jiangxi Province. (b) The TN emissions from freshwater aquaculture along the Changjiang River increased by 213.96%, from 289.19 Gg/yr in 2003 to 618.76 Gg/yr in 2018. The most significant growth in N emissions was observed in the midstream of the Changjiang River basin from 185.38 Gg/yr to 418.70 Gg/yr. The TP emissions increased from 27.94 Gg/yr in 2003 to 73.55 Gg/yr in 2018. The most significant growth in P emissions was also seen in the midstream from 17.57 Gg/yr to 65.94 Gg/yr. In addition, the growth rates of TN and TP emissions decreased after 2016. The N/P ratio (mass ratio) of freshwater aquaculture discharge in the basin ranged from 6.35 to 12.53 and showed a slowly decreasing trend from 2003 to 2018. (c) According to the model, about 60.52% of the N input through freshwater aquaculture was released in its dissolved form, 20.91% remained in particulate form, and 18.57% was completely converted to biomass and organisms. Approximately 20.93% of the P input through feed was released in the dissolved form, 46.67% remained in the particulate form, and 32.40% was completely converted to biomass.

The annual TN and TP emissions of freshwater aquaculture from 2003 to 2018 accounted for an increase of 7.93% and 13.65%, respectively, of the TN and TP emissions in 2010 in the Changjiang River basin. Their increasing trend cannot be underestimated, because the higher biological activity and turnover rates of aquaculture may enhance ecological risks such as eutrophication. Thus, more attention should be paid to the impact of aquaculture activities on the water environment in large river basins. Again, the lower N/P ratio may have a mitigating effect on the imbalance in nutrient stoichiometry in the Changjiang River and its estuary. The change in nutrient origin and delivery would cause a disproportionate increase in non-diatom biomass, potentially breaking the offshore ecosystem stability. Therefore, more attention should be paid to freshwater aquaculture and its environmental effects, and relevant laws and regulations should also be implemented to optimize freshwater aquaculture.

Key words Changjiang River basin; Nitrogen; Phosphorus; Freshwater aquaculture