

河流氮输出对流域人类活动净氮输入的响应研究综述 *

张汪寿^{1,2} 李叙勇^{1**} 苏静君¹

(¹中国科学院生态环境研究中心/城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; ²中国科学院大学, 北京 100049)

摘要 人类活动引起的生态系统氮输入对水环境有着重要的潜在影响, 而目前, 我国流域氮污染的研究多从微观角度进行探讨, 而从宏观尺度或流域角度诊断流域系统存在的问题研究尚处于起步阶段, 直接导致了对流域存在的生态问题把握不清、流域污染程度和潜在污染情况含糊不明。基于此, 本文综述了河流氮污染与人类活动氮素输入的响应关系及其影响因素, 这对于从流域尺度诊断生态环境、摸清氮流动的过程中自然气候和人类活动扮演的角色及调节过程, 并最终提出科学的管理方案具有一定的理论和实际意义。

关键词 河流氮输出 人类活动净氮输入 响应关系 影响因素

文章编号 1001-9332(2014)01-0272-07 **中图分类号** X52 **文献标识码** A

Responses of riverine nitrogen export to net anthropogenic nitrogen inputs: A review. ZHANG Wang-shou^{1,2}, LI Xu-yong¹, SU Jing-jun¹ (¹State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2014, 25(1): 272–278.

Abstract: Nitrogen (N) inputs caused by human activities potentially influences the aquatic environment. However, researches on N pollution in China are mainly discussed from the microscopic point of view, *i.e.* field experiment. Watershed-scale diagnosis of N pollution has just started, leading to ambiguous identification of ecological problems, pollution issues and pollution potential at watershed scale. In this paper, relationships between net anthropogenic N inputs (NANI) and riverine N flux (RNF) and factors influencing these relationships at watershed scale had been investigated. This would help diagnose ecological and environmental problems at watershed scale, understand the roles of natural climate and human activities in affecting N fluxes, and ultimately provide both theoretical and practical insights into environmental management decisions.

Key words: riverine nitrogen flux; net anthropogenic nitrogen inputs; response relationships; influential factors.

流域出口往往携带有大量的营养物质, 对受纳水体(湖库、河流或近海水域)的生态环境有着深远影响, 近些年频繁报道的湖库、近海水域富营养化便是例证^[1-5]。众多学者认为, 如此大量的河流氮输出量, 主要源于流域内人类生产生活不合理的氮输入。研究河流氮输出(riverine nitrogen flux, RNF)与人类活动净氮输入(net anthropogenic nitrogen inputs, NANI)的相关关系已引起广泛关注。

Howarth 等^[6]首先提出采用 NANI 指标来表征人类活动产生的氮量, 该指标主要由 4 个部分组成: 化肥施用、作物固氮、大气沉降和食品/饲料进口净氮量等, 这些代表了进入流域的外来输入^[7]。Howarth 等^[6]在北大西洋的研究证实, RNF 与 NANI 存在线性关系, 随后很多学者在美国东北沿海流域^[8]、伊利诺伊斯河^[9-10]、密西根湖流域^[11-12]、波罗的海流域^[13]、密西西比河流域^[14-15]等也得出了相同的结论。这些研究直接或间接地表明, 人类活动净氮输入总量的 1/4 最终进入水体, 其余 3/4 的氮素被储存或重新进入大气^[16]。NANI 成为摸清流域当前氮

* 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07203003, 2012ZX07029002)和国家自然科学基金项目(41071323)资助。

** 通讯作者。E-mail: xyli@rcees.ac.cn

2013-03-19 收稿, 2013-10-21 接受。

表 1 相关流域的基本特征

Table 1 Basic characteristics of the relative basins

区域/流域 Region/basin	子流域面积 Area of sub-basin (km ²)	人口密度 Population density (capital · km ⁻²)	年降水量 Mean Precipitation (mm · a ⁻¹)	年径流深 Mean flow (mm · a ⁻¹)	温度 Temperature (°C)	人类活动净氮 输入 NANI (kg N · km ⁻² · a ⁻¹)	河流氮输出 RNF (kg N · km ⁻² · a ⁻¹)	RNF/NANI (%)
北大西洋流域 North Atlantic Ocean ^[6]	$3.4 \times 10^5 \sim 8.77 \times 10^6$	1.54 ~ 185.72	-	-	-	1168 ~ 7044	363 ~ 1452	10 ~ 35
美国东北部 Northeastern USA ^[8]	475 ~ 70189	8 ~ 556	934 ~ 1260	328 ~ 672	4.3 ~ 12.6	835 ~ 5717	314 ~ 1756	11 ~ 40
美国东南部 Southeastern USA ^[22]	3274 ~ 35112	14 ~ 103	1155 ~ 1339	275 ~ 467	13.8 ~ 19.3	2676 ~ 4884	158 ~ 446	5 ~ 12
美国西海岸 West coast of the US ^[23]	1531 ~ 279438	1 ~ 432	406 ~ 1862	22 ~ 1262	6 ~ 15.5	541 ~ 11644	71 ~ 1670	3 ~ 115
密西根湖 Lake Michigan ^[11]	153 ~ 15825	3 ~ 397	780 ~ 970	235 ~ 462	5 ~ 10.1	757 ~ 5861	206 ~ 1558	14 ~ 38
里士满河 Richmond River ^[24]	889 ~ 2688	0.6 ~ 33.8	1363 ~ 1961	241 ~ 754	-	1160 ~ 5540	350 ~ 600	15 ~ 24
厄瓜多尔流域 Ecuador watershed ^[25]	506 ~ 8767	30 ~ 350	-	-	-	820 ~ 8120	230 ~ 1860	4 ~ 90
长江、黄河、珠江 Yangtze River, Yellow River, Pearl River ^[26]	$4.5 \times 10^5 \sim 1.81 \times 10^6$	101 ~ 226	490 ~ 1440	-	-	6053 ~ 10502	1106 ~ 2093	18 ~ 20
法国/比利时 France & Belgium ^[27]	230 ~ 65690	-	654 ~ 897	171 ~ 572	10.2 ~ 11.2	2794 ~ 12049	689 ~ 3649	19 ~ 81
英国 UK ^[27]	16 ~ 4020	-	567 ~ 2790	137 ~ 2000	0.5 ~ 11	2375 ~ 23930	1410 ~ 7269	9 ~ 102
瑞典 Sweden ^[27]	406 ~ 130442	-	533 ~ 836	136 ~ 692	-0.2 ~ 8.7	97 ~ 610	161 ~ 5918	4 ~ 95
波罗的海 Baltic Sea ^[13]	302 ~ 279586	-	-	-	-	149 ~ 4514	98 ~ 1360	6 ~ 118

- 无数据 No data.

素累积和盈余^[17~18]、水体氮污染^[13,19]状况的非常简便、有效的工具。

本文综述了 RNF 与 NANI 的响应关系、以及影响氮输出的主要因素,这对于探讨驱动河流氮污染的内在机制、分析流域氮输入及输出驱动因素、摸清流域内氮循环过程、在流域宏观尺度上指导氮素管理具有重要意义。

1 河流氮输出与人类活动净氮输入的关系

随着氮元素不断地进入陆地生态系统,人类生产生活所产生的氮超过了陆地生态系统的储存和消化容量,导致氮元素大量进入水生生态系统,并引发一系列生态环境问题^[20~21]。自 1996 年 Howarth 等^[6]发现 NANI 与 RNF 存在线性关系以来,诸多学者在其他流域也得出相似结论,但在不同的研究区存在一些差异(表 1)。

由图 1 可以看出,不同流域的 NANI 与 RNF 存在线性关系,相关性达极显著水平($R^2 = 0.68, n = 266, P < 0.01$)。研究表明,近 24% 的人类活动产生的氮最终进入水体,剩余的 76% 要么储存在土壤中,要么进入地下水、或通过反硝化作用进入大气^[28]。

RNF 对 NANI 的响应关系存在饱和效应。一般情况下,氮输入量越低,流域生态系统可储存的氮量越大,反之亦然^[29]。当 N 输入超过流域生态系统的可储存容量后,流域土壤的 N 储存达到饱和^[30~31],多余的氮被大量输出。Howarth 等^[27]对多个流域进行研究表明:当人类活动净氮输入大于 1070 kg N · km⁻² · a⁻¹时,氮的输出比(RNF/NANI)显著增加。但本文进行对比时,并没有发现类似的规律。

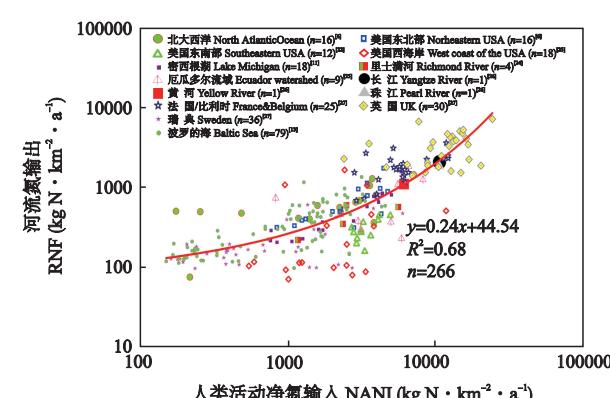


图 1 人类活动净氮输入(NANI)与河流氮输出(RNF)的线性关系

Fig. 1 Linear relationships between net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) and riverine nitrogen flux (RNF).

可能的原因是数据来源于不同的流域,其氮储存容量、自然气候因素等存在差异。

NANI 的估算方法由 Howarth 等^[6]提出后即进行了大量应用,起初研究的流域面积范围在 $3.4 \times 10^5 \sim 8.77 \times 10^6 \text{ km}^2$,之后大量学者将该方法应用到较小的流域。但在这些面积相对较小的流域出现了输出比高于 1 的情况^[23]。Han 和 Allan^[11]认为, NANI 与河流氮输出的响应关系依赖于流域尺度的大小,流域单元越小,由数据单元转换所带来的误差将越大,在分析河流氮素输出的驱动力时解释其变异的能力将变弱。

RNF 对 NANI 的响应关系还存在尺度效应,一般采用逐步回归的方式分析其尺度效应。已有研究证实,在中到大型的流域,RNF 与 NANI 的相关性较好^[19]。进行逐步回归时,应该遵从由小到大的顺序提取突变点。当流域面积尺度大于某一个阈值时, R^2 倾向于稳定,可认为在该流域面积下,RNF 对 NANI 响应的尺度效应才能被掩盖,且其响应误差不是由尺度大小造成。

由图 2 可以看出,随着流域面积的增大, R^2 逐渐增大,在 2000 km^2 处, R^2 趋于稳定。说明当流域面积大于 2000 km^2 时,由流域面积大小造成的误差趋于稳定。这表明在分析 RNF 和 NANI 的响应关系时,流域面积大于 2000 km^2 较适宜。

2 影响河流氮输出的因素

表征河流氮输出对流域人类活动氮输入响应关系的最直接方式是比值法,即 RNF/NANI。但不同流域的 RNF/NANI 差异巨大,主要是由于自然气候、

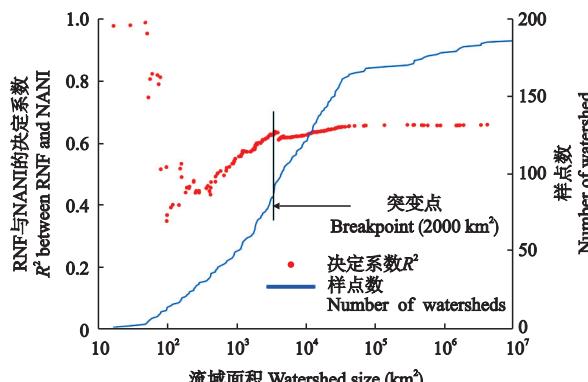


图 2 不同流域面积下河流氮输出 (RNF) 和人类活动净氮输入 (NANI) 的逐步回归分析

Fig. 2 Stepwise analysis to determine the watershed area influence on the relationship between NANI and RNF.

数据来源同图 1 Data sources were the same as in Fig. 1. 下同 The same below.

人类活动等综合因素所致。

2.1 自然因素和气候条件

输入到流域生态系统中的活性氮,有 24% 可通过河道迁移输出流域。在剩余的 76% 中,又有 25% 左右积累在土壤表层、储存在生物体或随着木材砍伐等输出流域;剩下的部分则通过反硝化作用重新进入大气^[28]。Howarth 等^[16]认为,自然气候通过调节氮素输出方式,使 RNF/NANI 发生变化,如当降雨量和河流径流量较大时,径流在湿地、湖泊和河道中停留时间将变短,而反硝化作用的量又与径流水停留时间息息相关^[32-33]。反硝化作用因此被减弱,使得 RNF/NANI 更高。

一些气候要素,如降雨、温度、河流流速等对 RNF/NANI 有着深远的影响,但内在的驱动机制存在很大不确定性^[34]。如在美国东北部的 16 个子流域, RNF/NANI 与降雨和流量存在显著相关关系,但与温度的相关性不显著^[16]。Schaefer 和 Alber^[22] 综合美国东南部和东北部的数据进行分析,发现 RNF/NANI 与这些气候要素(如降雨、温度等)都存在相关性,且与温度的相关性最为显著。Schaefer 等^[23] 在美国西部的研究结果表明, RNF/NANI 与气候要素无显著相关关系。

气候对 RNF/NANI 有无影响,存在何种影响? 不同流域得出的结论差异很大。Howarth 等^[16]、 Schaefer 和 Alber^[22] 进行的相关研究所采用的数据都是多年平均值。而一些学者质疑,采用多年平均值会掩盖气候的影响^[27],应进行逐年分析。但是,当进行逐年分析时,氮素的输出表现为丰水年高、枯水年低。根据积累的理论解释,其原因为:在干旱年份氮元素倾向于积累于陆地表面,而在丰水年上一年份积累的污染物被冲刷,所以导致丰水年氮输出量很高^[35-36],因此逐年分析的方法较难提取出气候要素的驱动作用;此外,以往研究主要针对固定区域分析气候驱动因素,所得结论只适合该研究区,当转移至其他区域或许并不能呈现出相同规律。

为了分析气候条件的驱动作用,使分析结果具有普适性,不仅需要大量数据,还应涵盖不同自然气候条件。

2.1.1 降水和径流 降水通过降雨冲刷和地表径流等作用将 N 带入河流生态系统,是氮输出最主要的驱动力。降水量与 RNF/NANI 的关系非常复杂,并没有表现出显著的相关关系。

降水冲刷和产流过程的影响因素众多。由于下垫面类型、排水条件、气候等存在差异,不同流域的

径流量往往相差很大,导致在不同流域之间考察降水量影响因素的难度较大;由于氮素积累效应的存在^[37],即使在同一流域内分析降雨因子的影响也较为困难。N 以湿沉降的形式进入流域生态系统,因此,降水是氮素进入水体最主要的驱动力,也是流域氮素输入的主要来源,其内在蕴含的机制十分复杂。

虽然降雨与输出比的相关性不显著,但径流量与输出比却呈显著的相关关系。RNF 由监测氮浓度与径流量相乘得出,因此,径流量与 RNF/NANI 相关具有一定的合理性。在相关研究中,直接采用径流量来表征 RNF/NANI 的变异规律应慎重。

RNF/NANI 受气候、下垫面、植被覆盖等多重综合因素共同影响。径流系数是可较好表征降雨径流驱动的指标,能够代表流域的水文条件,其指一定汇水面积内地表径流量与降水量的比值,综合反映了流域内自然地理要素的综合影响。从图 3 可以发现,尽管诸多流域气候条件、降雨量、下垫面等差距很大,但径流系数与氮素输出比的相关性极显著($R^2 = 0.22, n=159, P<0.01$);而降雨量、径流量与氮素输出比的相关性不显著(R^2 分别为 0.011 和 0.021)。所以,采用径流系数来揭示氮素输出的规律更合理。

2.1.2 温度 Kimura 等^[38]对比中国和日本的小流域时得出:在温暖湿润的流域,其反硝化作用强于寒冷干燥的流域。许多研究也都证实了温度对氮素输出比存在影响^[13,22],他们认为当温度升高时,输出比明显降低。但是,温度与输出比的具体关系尚存在争论。一些学者认为,温度与氮素输出比是简单的线性关系,即温度升高,氮素输出比线性下降;也有学者认为,温度与氮素输出比并不是线性关系,如 Schaefer 和 Alber^[22]认为温度与输出比呈指数关系,当温度低于某一临界值时,随温度增加,输出比迅速

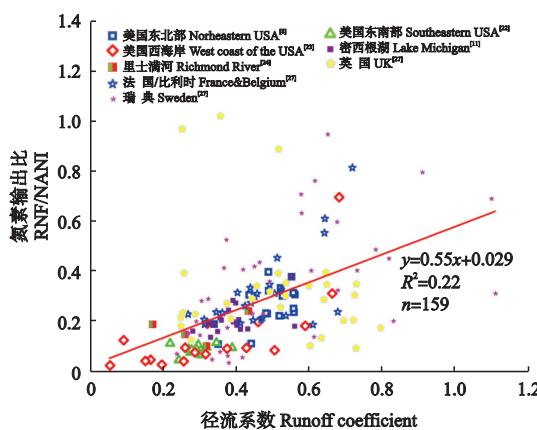


图 3 径流系数与氮素输出比的相关关系

Fig. 3 Correlation between RNF/NANI and runoff coefficient.

降低,当温度高于该临界值时,随温度增加,输出比下降不明显,趋于平缓。本文对文献数据进行分析(图 4)发现,当温度在 8 ℃ 时发生突变;温度低于 8 ℃,随温度升高,反硝化速率增大,输出比下降很快;温度大于 8 ℃,反硝化速率减缓,输出比较平稳。整体上与 Schaefer 和 Alber^[22]得出的规律类似。

2.2 人类活动

人类活动对氮素输出的影响主要体现在两方面:首先,人类的生产生活改变了 N 循环过程,使大量的 N 通过化肥施用、化石燃料的燃烧等过程被输入到陆地生态系统;其次,人类的城市化、森林砍伐、污水排放等活动,促使陆地系统中氮素大量向水体中传输。影响河流氮素输出的主要人为驱动因素有社会经济发展水平、土地利用调整、修建闸坝和人工河道、人口密度等。

研究人类社会经济发展水平对氮素输入输出的影响,主要通过对不同年代氮素输入输出状态来表征。Meybeck^[39]曾经估算了全球原始条件下河流向海洋氮输出量;Howarth 等^[6]借鉴 Meybeck^[39]的结果对比了北大西洋流域 20 世纪 90 年代氮素输出与原始条件的差异,得出大多河流受人类活动干扰明显,某些河流氮素输出量超出原始条件的 20 倍;Han 和 Allan^[40]研究了 20 世纪以来密西根湖各入湖河道氮输入的变化,结果表明,2000 年入湖氮量是 1990 的 3 倍以上;McIsaac 等^[15]的研究结果表明,1960 年密西西比河流域河流氮素输出占 NANI 的比例仅为 8%,到 1990 年,该比例上升至 18%。

河流氮素的输出与人口密度息息相关,当人口密度增加时,河流氮输出量增加^[41-42],氮素输出比也明显增加。Schaefer 等^[22]认为,人口密度并不能解释区域氮素输出比的差异,但是可用来解释个别流域输出比过高的原因。当人口密度较低时,氮素的输

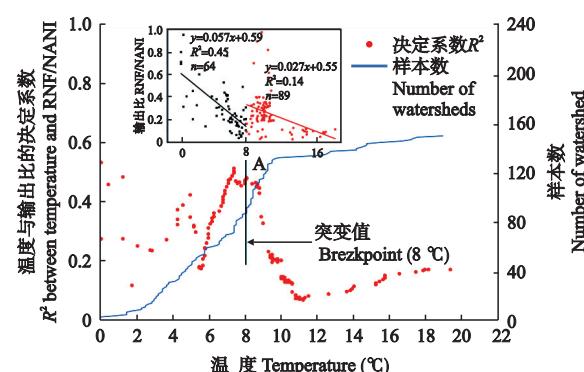


图 4 不同温度下 RNF 与 NANI 的逐步回归分析

Fig. 4 Stepwise analysis between NANI and RNF at different temperatures.

出比也较低, Parfitt 等^[43]研究结果表明, 新西兰的氮素输出比为 17%, 明显低于其他研究结果, 主要原因是新西兰人口密度低所致。

人类活动的影响还体现在土地利用调整上。由于人类发展的需要, 城市化进程加快, 大量的植被开垦为农田, 流域生态系统截留氮的能力被大大削弱。以美国为例, 美国东北部流域虽然以森林为主, 但小面积耕地或城市居民地的变动都会对氮素的输入输出产生很大影响^[8]。Groffman 等^[44]对比了以城市/城镇居民地为主、以农业为主、以森林为主的流域, 发现以城镇居民地为主和以农业为主的流域的 RNF 显著高于森林流域。

此外, 人类通过修建大量的闸坝、对自然河道进行改道、修建人工湿地或湖泊等活动, 使河流的自然特征发生变化。流域氮素的截持能力或增强或减弱, 将影响氮素的输出过程^[22,45]。

2.3 其他因素

其他的驱动因素(主要包括河流坡降和水域面积, 这些要素对河流氮输出的影响不大^[22-23]), 主要是通过影响氮素的水中停留时间来调控氮素的输出过程。停留时间主要指氮从地表进入水体后, 传输至河口、湖泊或入海口所需时间。当流域内湿地/水域面积比例较大时, 其参与反硝化作用的氮量越多, 输出的氮素越少^[22]。

3 研究展望

随着人类活动净氮输入量的增加, 河流氮素输出表现为线性增加, 约 24% 的 NANI 进入水体, 其余的 76% 或被储存、或进入地下水、或通过反硝化作用进入大气。很多学者利用 RNF 与 NANI 的线性关系模拟和分析了河流的氮通量^[46-47], 极大简化了水质监测和分析的过程。由于 RNF 与 NANI 的响应关系存在饱和响应和尺度效应, 在实际应用中应避免出现误差。

输出比受自然气候、社会经济等因素的综合影响。自然气候通过降水、温度等调节氮素的输出方式分配, 最终影响输出比的变化; 人类通过发展社会经济、土地利用调整、修建闸坝和人工河道等驱动氮素的输出。除降水量、径流深、年均温、人口密度、土地利用比例、闸坝密度和分布、人工湿地/水域面积等指标可揭示自然和人为因素对氮输出的影响外, 径流系数也是能较好表征 RNF 与 NANI 响应关系的指标。

有些学者已认识到氮污染的严峻性, 开始在耦

合自然气候、社会经济条件下, 模拟不同发展前景下氮素输出及其变化情况^[12], 分析未来水质状况, 并且以此为基础, 制定不同的管理对策。氮素管理更多地是人为-自然生态系统结构和功能调节、优化的过程, 单纯从管理措施上很难有效遏制氮素污染。在管理时, 更应该从生态学角度, 调节氮素在各环节中的分配和流动, 从而在保证经济社会发展的同时, 使氮素在生态系统中进行合理的流动, 进而有效削减氮污染。

当前, 人类活动净氮输入输出的研究应集中在以下几方面: 1) 研究不同受纳水体 RNF 与 NANI 的关系, 包括近海水域、内陆湖泊和内陆河段。亟需评估其内在蕴含的尺度效应, 并应以此为基础探讨适用范围和不确定性。2) 亟待在一些特殊流域开展相关研究。如工业发达的流域, 工业排放主要产物——氨氮是威胁水生态系统重要的污染物。3) 研究氮素循环过程中流域生态系统所呈现的结构、状态和功能, 分析自然和人为因素对其系统稳定性的影响, 并以此来评估生态系统氮流失的风险、生态系统服务功能等。4) 除对河流氮素输出重点关注外, 还需研究其他输出形式, 如进入地下水、反硝化等作用的输出量, 以期分析氮素输出的内在补偿和平衡机制, 掌握氮素流动的自然和人为因素。5) 尚需在计算机技术辅助决策、特别是 GIS 的耦合研究及多尺度的养分或非点源污染模型上进行大量细致深入的研究, 使之能在宏观上诊断流域生态环境问题、把握流域整体氮素循环过程和规律、预测未来或回顾氮素输入动态、指导养分管理, 微观上可解决具体实际问题, 从而增强该方法的实际应用效果。

参考文献

- [1] Ma L-S (马立珊). Nitrogen pollution from agricultural non-point sources and its control in water system of Taihu Lake. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 1992, 3(4): 346-354 (in Chinese)
- [2] Deng D-Y (邓道贵), Li H-Y (李洪远), Hu W-M (胡万明), et al. Effects of eutrophication on distribution and population density of *Corbicula fluminea* and *Bellamya* sp. in Chaohu Lake. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2005, 16(8): 1502-1506 (in Chinese)
- [3] Han X-R (韩秀荣), Wang X-L (王修林), Sun X (孙霞), et al. Nutrient distribution and its relationship with occurrence of red tide in coastal area of East China Sea. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2003, 14(7): 1097-1101 (in Chinese)
- [4] Kong F-X (孔繁翔), Ma R-H (马荣华), Gao J-F (高俊峰). The theory and practice of prevention, fore-

- cast and warning on cyanobacteria bloom in Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences* (湖泊科学), 2009, **21**(3): 314–328 (in Chinese)
- [5] Elmgren R. Eutrophication: Political backing to save the Baltic Sea. *Nature*, 2012, **487**: 432
- [6] Howarth R, Billen G, Swaney D, et al. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 1996, **35**: 75–139
- [7] Hong B, Swaney DP, Howarth RW. A toolbox for calculating net anthropogenic nitrogen inputs (NANI). *Environmental Modelling & Software*, 2011, **26**: 623–633
- [8] Boyer EW, Goodale CL, Jaworski NA, et al. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the Northeastern USA. *Biogeochemistry*, 2002, **57–58**: 137–169
- [9] David MB, Gentry LE. Anthropogenic inputs of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. *Journal of Environmental Quality*, 2000, **29**: 494–508
- [10] McIsaac GF, Hu X. Net N input and riverine N export from Illinois agricultural watersheds with and without extensive tile drainage. *Biogeochemistry*, 2004, **70**: 253–273
- [11] Han H, Allan JD. Estimation of nitrogen inputs to catchments: Comparison of methods and consequences for riverine export prediction. *Biogeochemistry*, 2008, **91**: 177–199
- [12] Han H, Allan JD, Scavia D. Influence of climate and human activities on the relationship between watershed nitrogen input and river export. *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**: 1916–1922
- [13] Hong B, Swaney DP, Mörth CM, et al. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (N_{ani}/N_{api}), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea Basin. *Ecological Modeling*, 2012, **227**: 117–135
- [14] McIsaac GF, David MB, Gertner GZ, et al. Relating net nitrogen input in the Mississippi River Basin to nitrate flux in the lower Mississippi River. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **31**: 1610–1622
- [15] McIsaac GF, David MB, Gertner GZ, et al. Eutrophication: Nitrate flux in the Mississippi River. *Nature*, 2001, **414**: 166–167
- [16] Howarth RW, Swaney DP, Boyer EW, et al. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. *Biogeochemistry*, 2006, **79**: 163–186
- [17] Han Y, Li X, Nan Z. Net anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, **18**: 485–496
- [18] Han Y-G (韩玉国), Li X-Y (李叙勇), Nan Z (南哲), et al. Net anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region in 2003 to 2007. *Environmental Science* (环境科学), 2011, **32**(6): 1537–1545 (in Chinese)
- [19] Swaney DP, Hong B, Ti C, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: A brief overview. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, **4**: 203–211
- [20] Galloway JN, Cowling EB, Seitzinger SP, et al. Reactive nitrogen: Too much of a good thing? *Ambio*, 2002, **31**: 60–63
- [21] Galloway J, Howarth R, Michaels A, et al. Nitrogen and phosphorus budgets of the North Atlantic Ocean and its watershed. *Biogeochemistry*, 1996, **35**: 3–25
- [22] Schaefer S, Alber M. Temperature controls a latitudinal gradient in the proportion of watershed nitrogen exported to coastal ecosystems. *Biogeochemistry*, 2007, **85**: 333–346
- [23] Schaefer S, Hollibaugh J, Alber M. Watershed nitrogen input and riverine export on the west coast of the US. *Biogeochemistry*, 2009, **93**: 219–233
- [24] McKee LJ, Eyre BD. Nitrogen and phosphorus budgets for the sub-tropical Richmond River catchment, Australia. *Biogeochemistry*, 2000, **50**: 207–239
- [25] Borbor-Cordova MJ, Boyer EW, McDowell WH, et al. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador. *Biogeochemistry*, 2006, **79**: 135–161
- [26] Xing GX, Zhu ZL. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds. *Biogeochemistry*, 2002, **57–58**: 405–427
- [27] Howarth R, Swaney D, Billen G, et al. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, **10**: 37–43
- [28] van Breemen N, Boyer EW, Goodale CL, et al. Where did all the nitrogen go? Fate of nitrogen inputs to large watersheds in the Northeastern USA. *Biogeochemistry*, 2002, **57/58**: 267–293
- [29] Yan W, Mayorga E, Li X, et al. Increasing anthropogenic nitrogen inputs and riverine DIN exports from the Changjiang River basin under changing human pressures. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, **24**: 1–14
- [30] Aber JD. Nitrogen cycling and nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 1992, **7**: 220–224
- [31] Kahl JS, Norton SA, Fernandez IJ, et al. Experimental induction of nitrogen saturation at the watershed scale. *Environmental Science & Technology*, 1993, **27**: 565–568
- [32] Seitzinger S, Harrison JA, Böhlke J, et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications*, 2006, **16**: 2064–2090
- [33] Seitzinger SP, Styles RV, Boyer EW, et al. Nitrogen retention in rivers: Model development and application to watersheds in the Northeastern USA. *Biogeochemistry*, 2002, **57**: 199–237
- [34] Scavia D, Field JC, Boesch DF, et al. Climate change impacts on US coastal and marine ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 2002, **25**: 149–164

- [35] David MB, Drinkwater LE, McIsaac GF. Sources of nitrate yields in the Mississippi River basin. *Journal of Environmental Quality*, 2010, **39**: 1657–1667
- [36] Donner SD, Scavia D. How climate controls the flux of nitrogen by the Mississippi River and the development of hypoxia in the Gulf of Mexico. *Limnology and Oceanography*, 2007, **52**: 856–861
- [37] McIsaac GF, David MB, Gertner GZ, et al. Net anthropogenic N input to the Mississippi River basin and nitrate flux to the Gulf of Mexico. *Nature*, 2001, **414**: 166–167
- [38] Kimura SD, Yan XY, Hatano R, et al. Influence of agricultural activity on nitrogen budget in Chinese and Japanese watersheds. *Pedosphere*, 2012, **22**: 137–151
- [39] Meybeck M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*, 1982, **282**: 401–450
- [40] Han H, Allan JD. Uneven rise in N inputs to the Lake Michigan Basin over the 20th century corresponds to agricultural and societal transitions. *Biogeochemistry*, 2012, **109**: 175–187
- [41] Caraco N, Cole J, Likens G, et al. Variation in NO_3^- export from flowing waters of vastly different sizes: Does one model fit all? *Ecosystems*, 2003, **6**: 344–352
- [42] Smith SV, Swaney DP, Talaue-McManus L, et al. Humans, hydrology, and the distribution of inorganic nutrient loading to the ocean. *BioScience*, 2003, **53**: 235–245
- [43] Parfitt RL, Schipper LA, Baisden WT, et al. Nitrogen inputs and outputs for New Zealand in 2001 at national and regional scales. *Biogeochemistry*, 2006, **80**: 71–88
- [44] Groffman PM, Law NL, Belt KT, et al. Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems*, 2004, **7**: 393–403
- [45] Rock L, Mayer B. Nitrogen budget for the Oldman river basin, southern Alberta, Canada. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, **75**: 147–162
- [46] Liu C, Wang QX, Watanabe M. Nitrogen transported to Three Gorges Dam from agro-ecosystems during 1980–2000. *Biogeochemistry*, 2006, **81**: 291–312
- [47] Bao X, Watanabe M, Wang Q, et al. Nitrogen budgets of agricultural fields of the Changjiang River basin from 1980 to 1990. *Science of the Total Environment*, 2006, **363**: 136–148

作者简介 张汪寿,男,1987年生,博士研究生。主要从事地表水污染的流域生态诊断研究。E-mail: zhangwangshou@126.com

责任编辑 杨 弘
