

DOI: 10.5846/stxb201303180440

张汪寿, 李叙勇, 杜新忠, 郝韶楠. 流域人类活动净氮输入量的估算、不确定性及影响因素. 生态学报, 2014, 34(24): 7454-7464.

Zhang W S, Li X Y, Du X Z, Hao S N. Accounting methods, uncertainties and influential factors of net anthropogenic nitrogen input (NANI). Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(24): 7454-7464.

流域人类活动净氮输入量的估算、 不确定性及影响因素

张汪寿^{1,2}, 李叙勇^{1,*}, 杜新忠^{1,2}, 郝韶楠^{1,2}

(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: 人类活动使得大量的氮素进入流域生态系统, 大量氮的盈余导致了一系列生态环境问题的出现。为了评估人类活动对流域生态系统的影响, Howarth 等于 1996 年提出了人类活动净氮输入 (NANI) 的概念。综述了当前人类活动净氮输入的估算方法、不确定性及影响因素, 并得到以下结论: 导致 NANI 估算结果的不确定性原因主要有: 内涵分歧、数据来源、尺度转换、估算方法的分歧。影响 NANI 的主要因素包括: 各输入项、人口密度、土地利用组成; 对于各输入项而言, 化肥施用是最主要的氮素输入来源, 占人类活动净氮输入总量的 79.0%, 其次为作物固氮, 占 17.6%, 食品/饲料氮净输入量占 14.5%, 大气沉降占 15.7%; 对于人口密度, NANI 随着人口密度的增大而增大, 当人口密度高于 100 人/km², 人口密度对 NANI 的影响趋于稳定, 其他因素起主导作用。对于土地利用组成: NANI 与森林面积比例成负相关, 而与耕地面积比例成正相关。

关键词: 人类活动净氮输入; 估算方法; 不确定性; 影响因素

Accounting methods, uncertainties and influential factors of net anthropogenic nitrogen input (NANI)

ZHANG Wangshou^{1,2}, LI Xuyong^{1,*}, DU Xinzhong^{1,2}, HAO Shaonan^{1,2}

1 State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Nitrogen (N) enrichment in watershed ecosystems is an issue of global concern. In many estuaries and coastal marine environments, biologically available N limits primary production. Human activities strongly influence the N loads to watersheds in a number of different ways, for example through fertilizer application driven by increased agricultural activities, or through N deposition as the result of increased industrial and traffic emissions. The increased N inputs are often accompanied by corresponding increases in riverine exports of N. Therefore it's important to understand the sources of human-induced N inputs within watershed ecosystems and their contributions to the riverine exports. In the past few decades, a watershed-scale nutrient accounting method-Net Anthropogenic Nitrogen Input (NANI), which was originally proposed by Howarth et al., has been used as a simple yet powerful approach to estimate major anthropogenic sources of N to terrestrial and aquatic ecosystems. NANI accounts for the fluxes of atmospheric N deposition, fertilizer N application, agricultural N fixation and net food and feed imports, each of which represents a potentially important source of N in watersheds. Across a wide range of watersheds, NANI has been shown to be a good predictor of riverine N exports, and its magnitudes have strong relationships with hydro-climatic conditions such as precipitation, discharge and temperature.

基金项目: 城市与区域生态国家重点实验室自主课题 (SKLURE2013-1-05); 中国科学院“一三五”项目 (YSW2013B02)

收稿日期: 2013-03-18; **网络出版日期:** 2014-03-19

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xlyli@rcees.ac.cn

Despite of that the NANI approach has been applied in numerous regions worldwide, its limitations are evident. Firstly, NANI varies widely in the definition and component composition, depending on the data availability and local conditions such as climate and human activities, which makes it somewhat difficult to compare the NANI in a national or global perspective. Secondly, the methodological differences could result in great uncertainties in NANI estimation. Accounting NANI without considering the sources and influential factors of the uncertainties may generate unexpected errors. Thus a full understanding of the uncertainties of NANI approach would help us more accurately assess the human-induced N inputs in watersheds. This paper presents an extensive review of the literature on the methods, uncertainties and influential factors in NANI accounting. The main conclusions are: 1) NANI approach generally consists of the sum of N inputs in fertilizer, biological fixation, and atmospheric NO_y deposition, minus the net N exported from the basin in food and feed products. 2) the uncertainties in NANI accounting are mainly caused by variations in NANI definition, data sources, scale conversions and calculation methodologies; 3) NANI is mainly influenced by three factors including input components, the population density and composition of land use types. As to the input components, fertilizer application is the largest source of N, accounting for 79.0% of NANI, followed by the biological nitrogen fixation (17.6%), the atmospheric deposition (15.7%) and the net import of human food and animal feed (-14.5%). As to the population density, our analysis suggests a possible threshold at population density of 100 per/km², before which NANI values increases with population density and after that NANI remains at stable level. As to the composition of land use types, NANI is correlated negatively with the proportions of forest but positively with the proportions of arable lands.

Key Words: net anthropogenic nitrogen input (NANI); accounting methods; uncertainties; influential factors

人类对工业固氮技术的掌握,是 20 世纪最伟大的科技进步之一,不仅大大地增加了粮食产量、提高了营养标准,并由此改善了生活条件^[1]。然而,由于人类盲目地开发利用,使得环境中氮元素因化石燃料的燃烧、工业固氮、作物的固氮作用等转变成活性氮(主要指 NO_y 、氨氮、有机氮等)而进入陆地生态系统^[2-3]。当活性氮的量超过了陆地生态系统的氮储存容量,最终进入水生生态系统,并引起了一系列生态环境问题^[4-5]。比如地下水硝酸盐污染^[6]、地表水酸化^[7]、生物多样性减少^[8-9]、水体富营养化^[10]等。据报道,1890 年人为活动产生的活性氮速率为 15TgN/a,到 1990 年达到 140 TgN/a,按此增长速率,到 2050 年人为活动产生的活性氮速率将达到 900 TgN/a,且大约一半会出现在亚洲^[11]。如此大量的氮源源不断地被人为输入,引起了诸多学者的关注。

为了评估人类活动对流域氮素输入的状况,Howarth 等^[12]率先提出了人类活动净氮输入(NANIF)的概念,并在北大西洋各流域进行了研究,首次证实了人类活动氮素输入量与河流氮通量存在线性关系。随后很多学者在很多流域也得出相似的结论,比如在美国东北沿海流域^[13]、伊利诺伊斯河^[14-15]、密西根湖流域^[2, 16]、波罗的海流域^[17]、密西

西比河流域^[18-19]等。这些研究直接或间接地表明,人类活动氮输入总量的 25%最终进入水体,而 75%的氮素被储存或者重新进入大气^[20]。该研究开创了流域尺度养分管理的先河,并为流域氮磷污染提供了一个新的思路。人类活动净氮输入(NANI)成为一个摸清流域当前氮素累积和盈余^[21-22]、水体污染^[17, 23]状况非常简便、有效的工具。

在新的时期,尤其针对国内人类生产生活水平的提高,大量的活性氮被输入到流域生态系统,富营养化等问题日益突出^[24],如何有效协调氮的输入与环境保护的关系已成为迫切需要解决的课题。本文从 NANI 的估算方法、不确定性、影响因素入手,探讨氮素输入的可调控过程,分析流域氮输入的影响因素,这对于在流域尺度诊断流域生态环境问题、指导氮素管理具有重要的意义。

1 人类活动净氮输入的概念及估算

1.1 人类活动净氮输入的概念

人类活动净氮输入(NANI)是相对于自然固氮而言,主要分析人类生产生活所主导的氮素输入状况。NANI 的概念首先由 Howarth 等^[12]提出,他认为 NANI 主要由 4 个部分组成:化肥施用、作物固氮、大

气沉降、食品/饲料进口。这些都代表着进入流域的外来源^[25]。而污水排放、动物粪便等不认为是 NANI 的一部分,主要是因为这些过程不带来新的氮,而是在流域内氮素重新分配和循环的过程。

对于一个流域而言,有 3 个主体与人类活动息息相关:人类、作物和牲畜^[23]。人类通过投入化学肥料、种植各种固氮作物固定大气中的氮元素、粮食和饲料的进出口以及化石燃料燃烧等产生的活性氮重新通过大气沉降作用回到流域,这些氮在人类活动的干扰下,要么源于大气中氮库,要么源于地壳中化石燃料,要么通过其他区域进入流域生态系统,从

而使新生态氮源源不断的进入,在很多流域氮输入量达到了以前的 10 到 15 倍^[23, 26-27]。氮素的具体循环过程见图 1。

输入到流域生态系统中的氮元素,主要有三种方式输出或储存在流域生态系统:通过河流输出流域、储存在土壤中或进入地下水、通过微生物的反硝化作用重新进入大气。其中,通过河流输出对河口、湖泊、水库、近海入海口的危害最大^[28],而被储存的部分可再次释放重新进入水体,具有潜在的危害^[21]。

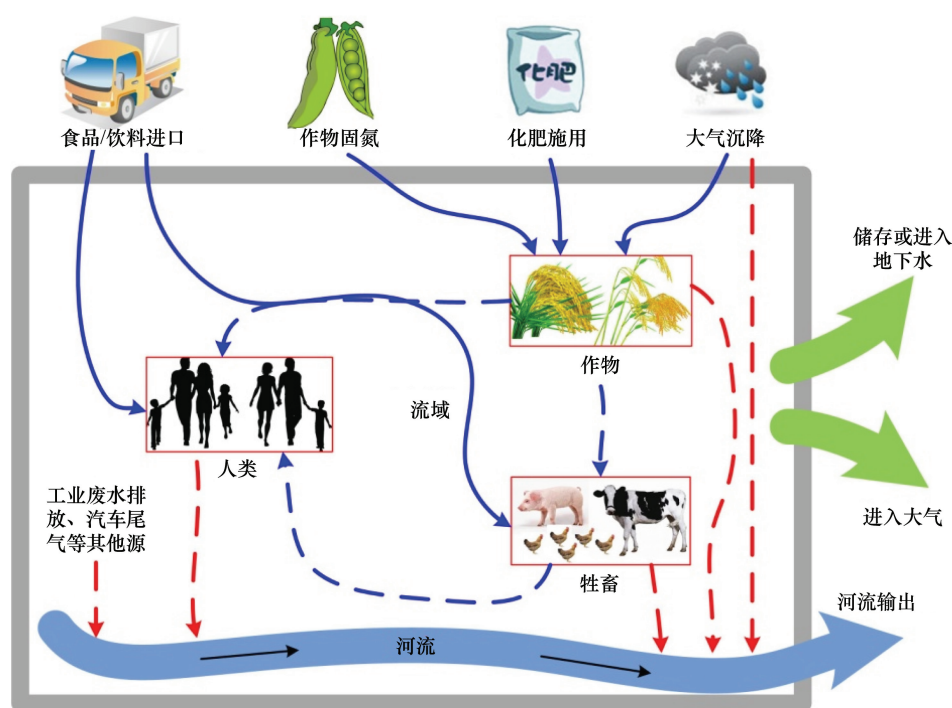


图 1 流域氮素循环过程

Fig.1 Diagram of major components of Net Anthropogenic Nitrogen Inputs (NANI)

1.2 NANI 的估算

NANI 的表达式为:

$$NANI = N_{\text{chem}} + N_{\text{fix}} + N_{\text{dep}} + N_{\text{im}} \quad (1)$$

式中, NANI 表示人类活动净氮输入, N_{chem} 表示化肥含氮量, N_{fix} 表示作物固氮量, N_{dep} 表示大气氮沉降量, N_{im} 表示食品/饲料氮净输入量。

对于 NANI 各参数的估算,不同研究者对于不同的区域采用了具体的估算方法,本文对各参数的计算方法、主要数据来源逐一进行分析:

N_{chem} 直接来源于统计或调查数据,一般统计年鉴中有氮肥折纯量的数据,可直接采用。

农作物和树木等绿色植物通过生物固氮作用将大气中氮固定在植物体内。很多文献^[29-30]对不同土地利用类型的固氮量进行了研究,在估算不同作物的作物固氮量(N_{fix}),应该结合研究区的气候条件合理选择。

通常对于大气沉降量(N_{dep})的估算存在一定的争议,因为监测方面的数据不太容易获取,尤其对于大尺度大时间跨度的情形。大部分研究采用的方法:历史数据推算^[16, 31]、邻近区域数据替代^[32]和模型模拟^[12-13]等。估算大气沉降量,还需扣除掉化肥、有机肥等挥发进入大气的部分。因为,来自化肥挥

发的氮氮再沉降不认为是新的输入来源。

食品/饲料氮净输入量(N_{im})指的是一个流域生产的氮素产品量与人类和动物氮消费量的差值,这部分氮输入沿食物链传递,以生活污水排放、动物粪便等方式参与内部循环。当流域生产的食品和动物饲料超过了自给量,这样多余的食品/饲料被出口到其他区域;相反,当一个流域生产的食品和动物饲料不能满足人类和动物消费,则从会其他地区进口食品/饲料。进口时食品/饲料氮输入量为正,出口时食品/饲料输入量为负^[33]。食品/饲料的跨区转移成为一个流域重要的氮素来源^[13]。食品/饲料氮净输入量(N_{im})的估算方法为:

$$N_{im} = N_{selfo} + N_{selfe} - N_{harv} - N_{liv} \quad (2)$$

式中, N_{im} 表示食品/饲料氮净输入量; N_{selfo} 和 N_{selfe} 分别表示人类和动物氮消费量; N_{harv} 表示作物产品的氮; N_{liv} 表示供人类食用的动物产品的氮。

人类食物氮消费量(N_{selfo})的估算主要有2种方法,第一种也是较常用的方法是采用蛋白质中氮消费量作为食物氮消费量^[2, 16-17]。具体计算公式为:

$$N_{selfo} = 0.16 N_{peo} \times N_{prot} \quad (3)$$

式中, N_{prot} 表示人类维持生长发育所需蛋白质消费量; N_{peo} 表示流域居住的人口总数;0.16为蛋白质中氮含量的换算系数^[34];对于我国而言, N_{prot} 的数据可参考卫生部2004年发布的《中国居民营养与健康现状》报告、社会统计年鉴、或相关科技文献,如^[35-36]等。

第二种方法采用的是流域总人口数乘以人均每年氮消费量,人均每年氮消费量估算采用人类的日常饮食中氮的含量统计计算得出^[37]。Hayakawa^[38]、Kimura^[39]、韩玉国^[22]、Schaefer^[40-41]等估算人类食物氮消费量均采用该类方法。

对于 N_{selfe} 的估算和 N_{liv} 的估算,都是采用已有成果。多数研究^[21, 32, 42-44]借鉴的是Van^[45]的研究成果;Filoso^[46]和Carey^[47]采用的是Smil^[48]的研究成果;一些其他研究,借鉴当前农业统计数据及相近区域实验测定的数据^[33, 38]。

作物产品的氮含量 N_{harv} 的估算主要采用转换系数乘以总产量^[40]。不同区域、不同气候条件差异很大,转换系数的选择需根据具体品种和具体气候条件等进行;而作物产量的数据一般来源于区县或省级农业统计年鉴或其他相关部门。

2 NANI 估算的不确定性及其影响因素分析

2.1 NANI 估算不确定性

2.1.1 内涵分歧

不同学者对人类活动净氮输入的具体内涵存在分歧。有学者认为森林等属于自然生态系统的范畴,因此计算人类活动净氮输入时不应考虑^[12];另外一部分学者认为,森林也受人为的影响,与人类活动无法分割,比如农业和化石燃料等产生的活性氮随着大气迁移,以干湿沉降的形式进入森林生态系统;其次,由于人类活动的加剧,大量的退耕还林活动,森林的分布和规模也受人类活动影响,此外其固氮作用也是氮素新的输入,因此在计算NANI时也应纳入估算。Boyer等^[13]对NANI的估算方法进行了改进,添加了森林固氮量,并得到了部分学者的支持^[40-41, 49]。

但,Howarth等^[50]对比了传统NANI方法和Boyer改进的方法,他认为在大部分流域两者差距并不大,而且森林固氮量的估算误差很大,具有很大的不确定性。据此,他认为传统NANI的方法更为适合。

2.1.2 数据来源

在估算NANI时,大部分数据都来自于统计年鉴或者相关文献。对于同一流域,很多学者对于同一指标所采用的转换系数是相同,这是极为不妥的。因为,在估算NANI时,流域覆盖面积一般很大^[23],甚至横跨不同的气候带。此外,即使相近的区域,由于经济水平、生活条件的差异,氮消费量也不同。比如魏静等^[37]研究表明城镇和农村居民的氮消费量就存在很大的差异。

在估算同一流域同一指标时,不同的学者由于学科背景的差异,所采用的数据也不尽相同。比如估算日本北海道东部的Shibetsu小流域氮输入量时,Hayakawa等采用的人均氮消费量为3.14kgN/a^[38],而Kimura等采用的人均氮消费量为4.9kgN/a^[39],导致氮素输入的估算结果相差近22kgN hm⁻² a⁻¹。这只是一个缩影,说明很多学者在数据源的选择上争论不一。

2.1.3 尺度转换

化肥施用、人口、作物产量等数据源于社会统计资料或调查普查数据,均以行政区县为基本单

位^[23]。而计算 NANI 时以自然流域单元为基本单位,这就存在一个数据尺度转换问题。常用的解决方案是采用总面积比值法,即行政单元包含在流域内的面积比乘以该单元的化肥总量来计算;另外一种观点认为,化肥等只出现在耕地中,而森林、居民地等不会施用,因此采用总面积比值法存在很大的误差。Han 等^[16]认为采用土地利用面积比值法更为恰当,即行政单元包含在流域内的农业地面积占该行政单元农业地总面积比例,最后乘以化肥施用量来计算。在估算流域牲畜氮消费量和作物产品含氮量,Schaefer^[41]曾将土地利用面积比法与总面积比法进行对比,发现总面积比法达到土地利用比法的结果的 18%—716%和 15%—554%。明显面积比法较为简便,但土地利用面积比有明显的理论依据。说明两种不同的尺度转换方法对结果影响较大,应该根据实际情况和结果要求合理选用。

尺度的转换效应也表现在流域面积大小上,Swaney 等^[23]认为氮素输入和输出的估算精度十分依赖流域面积的大小,Han 等^[16]也认为流域单元越小时,由行政单元数据转换为流域尺度数据过程中,所带来的误差将越大。

此外,人类活动净氮输入的估算也存在时间尺度的数据转换问题。因为,NANI 的 4 个输入参数的基本时间单位都是年,虽然 Hong 等^[25]认为在较短的时间间隔里,NANI 的变化不是很大。但 NANI 的 4 个参数受自然气候、社会经济状况影响较大,当直接采用逐年的数据进行估算时,难免会出现较大的偏差。多数学者建议采用多年平均的数据作为流域该时间段氮素输入的整体状况^[50],当然参与平均估算的年份及数目,由学者根据实际需求和数据情况自行选择,这对最终估算结果带来一定的不确定性。

2.1.4 估算方法的分歧

估算方法的分歧主要体现在大气氮沉降和作物固氮量的估算方法上。

在估算大气氮沉降时,大多数学者都认同 NO_y 来源于外来源,但在氨氮的沉降上存在争议。Howarth 等^[12, 51]不认为氨氮的沉降为新的输入,他们基于的理论是:氨氮等随空气传播距离和停留时间的都比较短,最多仅能在大气中停留几个小时到几个星期的时间^[52],且大多在离排放源不远的距离沉降,迁移距离很小,在局部地区即可完成循

环^[53-54];而 Boyer 等^[13]认为氨氮的挥发和再沉降的循环过程在是一个很大尺度下完成,在小的流域尺度下不能完成整个循环,因此不能忽略氨氮的沉降。他基于的理论是 Dentener 等^[55]和 Galperin 等^[56]所开展的研究证实了氨氮也可以长距离迁移。因此,他估算出近有 75%左右的由化肥、有机肥等挥发产生的氨氮重新回到原流域,而 25%的氨氮则长距离迁出。因此,在计算氨氮的净沉降时,需扣除掉这 75%的部分。因为,这 75%的化肥、有机肥的挥发造成的再沉降并不是新的输入,而是化肥、有机肥挥发的部分的再分配^[16]。

此外,在大气氮沉降上的估算上,大多学者仅考虑了无机态氮沉降,而忽略了有机氮的沉降。Neff 等^[57]研究认为,大气有机态氮沉降量可占大气氮总沉降量的 30%左右,因此是一个很重要的外源输入。Boyer 等^[13]认为 50%有机氮沉降为流域内部有机态氮的循环,而剩余 50%为外源输入。

相对于其他输入项,大气氮沉降量所占的比例不高。但在一些森林主导的流域生态系统,氮沉降量往往超过化肥施用等其他输入项,因此是一个很重要的不确定性因素。

在估算作物固氮量时,有些学者倾向于采用固氮作物的种植面积乘以系数来估算固氮量^[13, 58],有些作者倾向于固氮作物的产量乘以对应的转换系数来估算固氮量^[59-60],Han 等^[16]曾经对比了两种估算的优越性,发现后者估算精度要高于前者。当然,因为两种方法的估算精度与所选取的转换系数、及所在的研究区直接相关,因此存在一定的不确定性,当换一研究区对比两种方法时,可能得出相反的结论。

2.2 NANI 的影响因素分析

为分析 NANI 的影响因素,采用文献中公布的数据进行初步的探索分析,以期提取出影响因素。

2.2.1 各输入项对 NANI 的影响

全球面积平均的氮输入量为 $1570.47\text{kgNkm}^{-2}\text{a}^{-1}$,其中氮肥占 $671.14\text{kgNkm}^{-2}\text{a}^{-1}$,氮沉降为 $687.92\text{kgNkm}^{-2}\text{a}^{-1}$,作物固氮为 $211.41\text{kgNkm}^{-2}\text{a}^{-1}$ 。见图 2,除瑞典外,当前的主要研究区 NANI 均要高于全球平均水平。从区域来看,氮沉降和氮肥带入的氮量比较相近,但是区域差异很大。比如在美国西部、东南部、东北部的大气沉降量均明显高于其他区域。在英国虽然氮素沉降量也较高,但化肥氮量

远远高于大气沉降。

从各个流域来看,我国的三大流域 NANI 的量均高于国外的流域,90 年代初,中国粮食净进口量达到 1345 万 t^[61],导致了大量的食品/饲料进口进入流域。而且中国传统的密集生产模式,使得化肥等大

量施用,导致三大流域的化肥施用和食品/饲料的进口成为氮素进入流域生态系统最主要的形式。而在其他流域如里士满河和密西根湖流域大气沉降量则占有较大的比重。

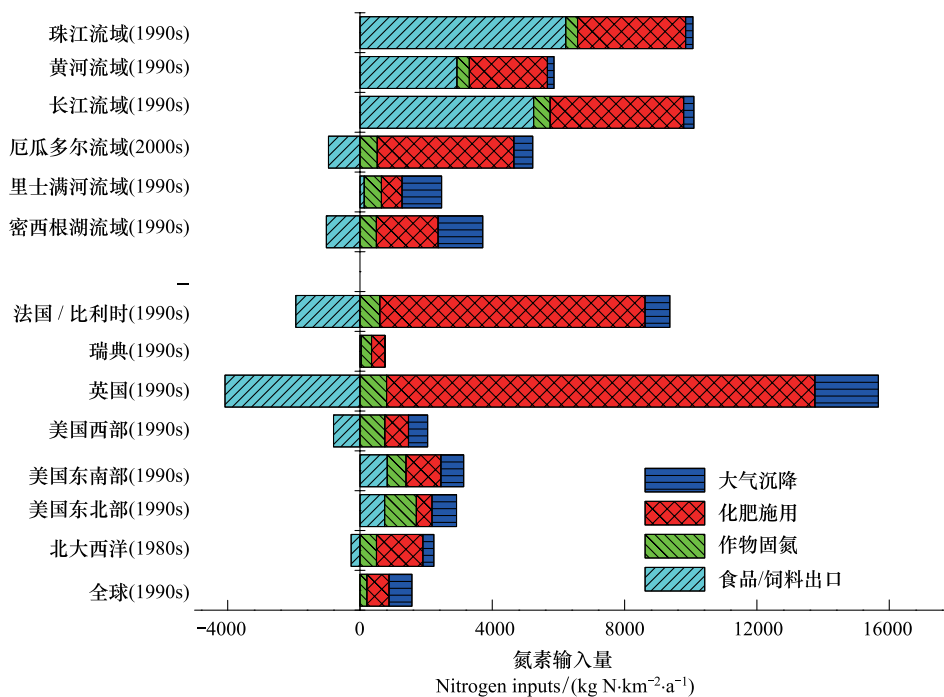


图2 全球各区域及主要流域氮素输入组成

Fig.2 Input components of NANI in major watersheds and countries of the world

数据来源情况:全球(1990s)^[62]、北大西洋(1980s)^[12]、美国东北部(1990s)^[13]、美国东南部(1990s)^[40]、美国西部(1990s)^[41]、英国;瑞典;法国/比利时(1990s)^[50];密西根湖流域(1990s)^[16];里士满河流域(1990s)^[63];厄瓜多尔流域(2000s)^[49];长江流域、黄河流域、珠江流域(1990s)^[64]

除长江、黄河、珠江流域外,其余区域的估算都是采用本区域内子流域面积加权平均得出中;而长江、黄河、珠江流域内食品/饲料进口量采用原研究中总输入量扣除其他三项的值

总体上来说,各个区域中子流域都存在一定的差异,为了对比各组分对 NANI 的综合影响,采用线性回归分析方法,以 NANI 值为因变量分析各输入项的影响,得出的结果见图 3。从图 3 可以看出,化肥施用、粮食/饲料进口、作物固氮、粮食/饲料出口与 NANI 线性相关性显著(R^2 分别达到 0.61、0.51、0.39、0.13),而大气沉降与 NANI 的相关性不显著。这也说明了大气沉降对 NANI 的贡献波动较大,在估算 NANI 时需结合研究区实际,优先选用监测数据或合理的模拟数据。

此外,对所有输入项进行均值标准化后,构建多元回归模型为:

$$\text{NANI} = 0.790N'_{\text{chem}} + 0.176N'_{\text{fix}} + 0.157N'_{\text{dep}} - 0.145N'_{\text{im}} + 0.022 \quad (R^2 = 0.999) \quad (4)$$

式中, N'_{chem} 、 N'_{fix} 、 N'_{dep} 、 N'_{im} 分别表示均值标准化后肥含氮量、作物固氮量、大气氮沉降量、食品/饲料氮净输入量,0.022 为残差。总体上,化肥带入的氮素占 79.0%,作物固氮占 17.6%,食品/饲料净氮量为 -14.5% (食品/饲料进口量-食品饲料出口量),而大气沉降占 15.7% 左右。

2.2.2 人口密度的影响

人口密度是影响 NANI 的主要因素之一,随着人口密度的增加,氮素输入也相应的增加^[22]。本文通过对文献中已有的数据分析,发现 NANI 与人口密度也存在显著的相关性(图 4)。即 NANI 随着人口密度的增加而上升。

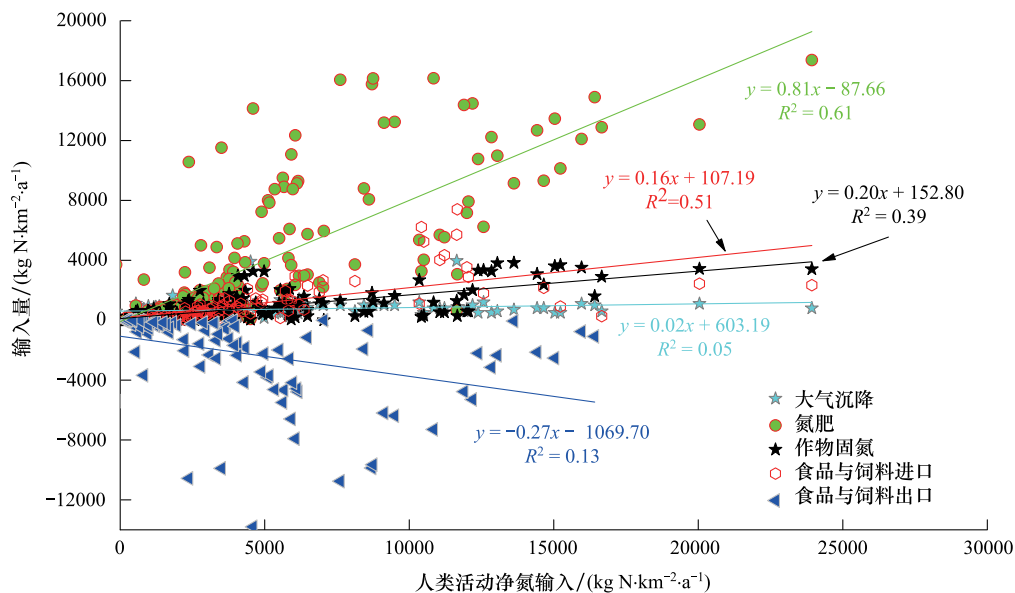


图3 各输入项与人类活动净氮输入的相关关系(数据来源同图2)

Fig.3 Relationships between each NANI input component and the total NANI

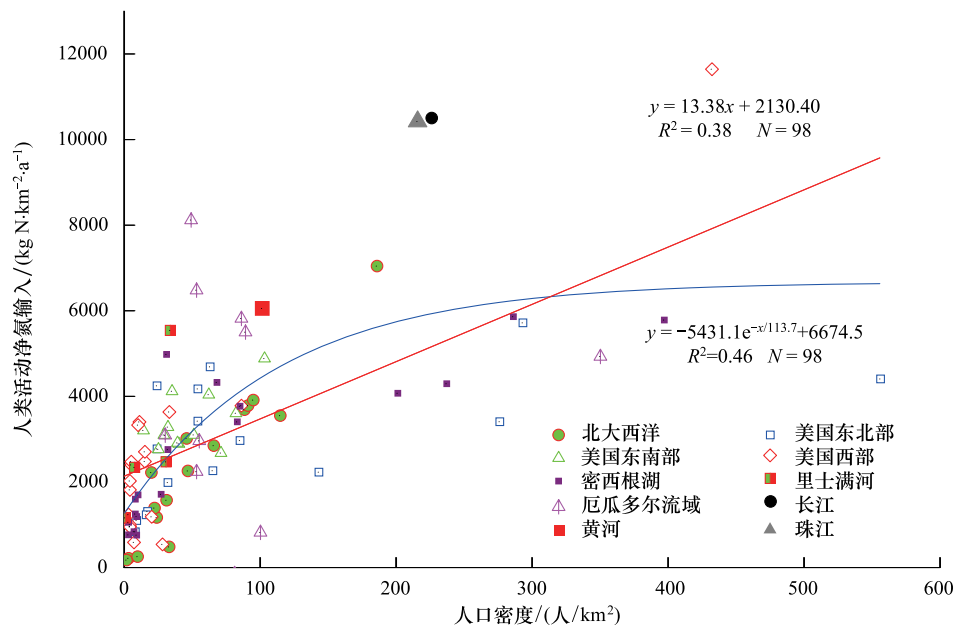


图4 人口密度与人类活动净氮输入的相关关系

Fig.4 The relationship between population density and NANI

当采用指数的方法进行拟合发现相关系数更高,能够解释46%的变异。说明在低人口密度时,NANI随着人口密度增长是线性增加的,当达到一定的阈值时,人口密度的影响将变得次要,而其他的因素变为主导作用。

为了提取出人口密度的阈值,采用逐步回归分析的方法。将人口密度从小大到大进行排序,考察不同人口密度水平的决定系数,进而找寻决定系数

的突变值。可以发现,当人口密度低于100人/km²时,决定系数 R^2 是线性递增的。说明人口密度的增长,其解释NANI的变异能力变强。当人口密度大于100人/km²时, R^2 趋于稳定的,基本上在0.4—0.5左右浮动,说明随着人口密度的增大,其解释NANI的变异能力趋于稳定。但是,由于目前在高人口密度的流域开展不多,因此其具体的内在关系及影响幅度,有待于进一步考证。

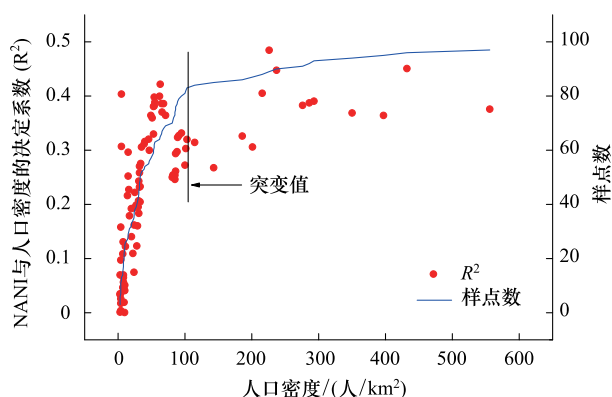


图5 人口密度与人类活动净氮输入逐步回归分析

Fig.5 Results of a stepwise analysis to determine the existence, if any, of a threshold influence on the relationship between NANI and population density

2.2.3 土地利用组成的影响

土地利用组成对流域氮素的输入有很大的影响^[65],在以耕地为主的流域 NANI 要明显高于以森林为主的流域,而在农业和居民地混合组成的流域 NANI 为最高^[16]。从文献数据分析得:人类活动净氮输入与耕地面积是正相关的(图 6),即随着耕地面积比例的增大,NANI 是趋向于线性上升的,而 NANI 与森林面积是呈反比的(图 7)。很多研究也直接或间接证实了该结论^[13, 32]。

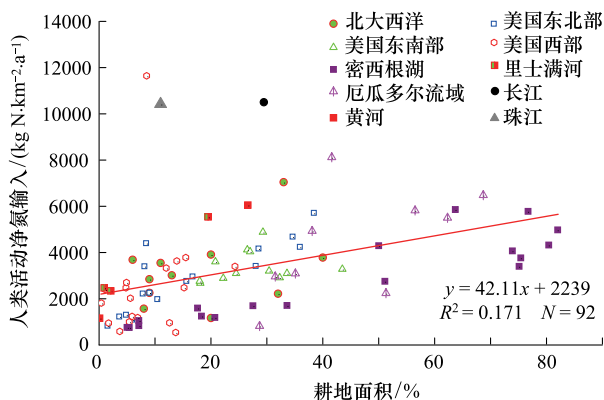


图6 NANI与耕地面积比的关系

Fig.6 The relationship between NANI and the ratio of arable land

3 结语

本文通过对人类活动净氮输入的估算方法、不确定性及影响因素的探讨,并得出以下结论:

在估算 NANI 时,主要有 4 个因素对最后的结果影响较大:内涵分歧、数据来源、尺度转换、估算方法的分歧,在估算 NANI 时,应了解不确定性的来源,从

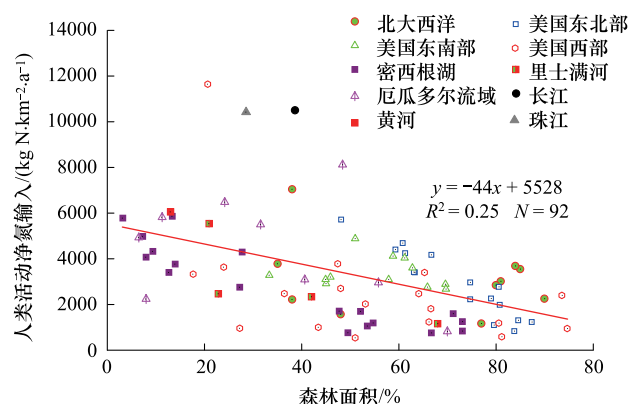


图7 NANI与森林面积比的关系

Fig.7 The relationship between NANI and the ratio of forest land

而科学准确地评价流域内人类活动的氮输入状况;

影响 NANI 的主要因素包括:各输入项的影响、人口密度、土地利用组成。对当前的研究结果而言,化肥施用是最主要的氮素输入来源,占人类活动净氮输入总量的 79.0%,其次为作物固氮作用,占 17.6%,食品/饲料氮净输入量占 14.5%,大气沉降占 15.7%;NANI 随着人口密度的增大而增大,当人口密度高于 100 人/km²,人口密度对 NANI 的影响趋于稳定,其他因素起主导作用;NANI 与流域内土地利用相关,其中与森林面积比例成负相关,而与耕地面积比例成正相关。

我国社会经济发展加快,人口迅速扩充,出现了越来越突出的水环境问题,加强营养元素的研究和控制十分迫切。在环保投资有限的情况下,在流域尺度诊断流域生态环境问题,从宏观角度提出总体目标和改进方案,对于整个流域的水环境改善具有重要的理论意义和实践指导意义,而目前这方面的研究和实践工作都十分薄弱。大量研究结果也已经证实,NANI 应用于模拟和预测水体氮通量、流域养分管理等是在理论和实践上是可行,虽然该方法在内涵、数据来源、尺度转换以及估算方法等方面有待于进一步探索和完善,但其综合考察影响氮素输入的主要过程,反映人类活动对流域生态系统的影响,并据此指导养分管理的思想,是值得借鉴的。今后,我国应在国外相关研究的基础上,针对我国各流域的气候、生产生活等特点,在输入参数的完善和方法模型的改进与验证上进行重点研究。此外还需要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做足大量细致深入

的工作,使之在宏观上能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,微观上可解决实际问题,从而增强该方法的实际应用效果。

References:

- [1] Smil V. Nitrogen and food production: proteins for human diets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 126-131.
- [2] Han H, Allan J D, Scavia D. Influence of climate and human activities on the relationship between watershed nitrogen input and river export. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(6): 1916-1922.
- [3] Jordan T E, Weller D E. Human contributions to terrestrial nitrogen flux. *BioScience*, 1996, 46(9): 655-664.
- [4] Galloway J N, Howarth R W, Michaels A F, Nixon S W, Prospero J M, Dentener F J. Nitrogen and phosphorus budgets of the North Atlantic Ocean and its watershed. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 3-25.
- [5] Galloway J N, Cowling E B, Seitzinger S P, Socolow R H. Reactive nitrogen: Too much of a good thing? *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 60-63.
- [6] Zhang W L, Tian Z X, Li N, Li X Q. Investigation of nitrate pollution in ground water due to nitrogen fertilization in agriculture in North China. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1995, 1(2): 80-87.
- [7] Ouyang X J, Zhou G Y, Huang Z L, Huang M H. Analysis on runoff water quality in Dinghushan Biosphere Reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(9): 1373-1379.
- [8] Zhang P J, Li L Q, Pan G X, Zhang J W. Influence of long-term fertilizer management on topsoil microbial biomass and genetic diversity of a paddy soil from the Tai Lake region, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(12): 2818-2824.
- [9] Zheng J F, Zhang P J, Pan G X, Li L H, Zhang X H. Effect of long-term different fertilization on methane oxidation potential and diversity of methanotrophs of paddy soil. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(10): 4864-4872.
- [10] Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 1999, 100(1-3): 179-196.
- [11] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2002, 31(2): 64-71.
- [12] Howarth R W, Billen G, Swaney D, Townsend A, Jaworski N, Lajtha K, Downing J, Elmgren R, Caraco N, Jordan T, Berendse F, Freney J, Kudeyarov V, Murdoch P, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 75-139.
- [13] Boyer E W, Goodale C L, Jaworski N A, Howarth R W. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern U.S.A. *Biogeochemistry*, 2002, 57-58(1): 137-169.
- [14] David M B, Gentry L E. Anthropogenic inputs of nitrogen and phosphorus and riverine export for Illinois, USA. *Journal of Environmental Quality*, 2000, 29(2): 494-508.
- [15] McIsaac G F, Hu X T. Net N input and riverine N export from Illinois agricultural watersheds with and without extensive tile drainage. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 253-273.
- [16] Han H, Allan J D. Estimation of nitrogen inputs to catchments: comparison of methods and consequences for riverine export prediction. *Biogeochemistry*, 2008, 91(2-3): 177-199.
- [17] Hong B, Swaney D P, Mörtz C M, Smedberg E, Hägg H E, Humborg C, Howarth R W, Bouraoui F. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling*, 2012, 227: 117-135.
- [18] McIsaac G F, David M B, Gertner G Z, Goolsby D A. Relating net nitrogen input in the Mississippi river basin to nitrate flux in the lower Mississippi river. *Journal of Environmental Quality*, 2002, 31(5): 1610-1622.
- [19] McIsaac G F, David M B, Gertner G Z, Goolsby D A. Eutrophication: Nitrate flux in the Mississippi River. *Nature*, 2001, 414(6860): 166-167.
- [20] Howarth R W, Swaney D P, Boyer E W, Marino R, Jaworski N, Goodale C. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. *Biogeochemistry*, 2006, 79(1-2): 163-186.
- [21] Han Y G, Li X Y, Nan Z. Net anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region. *Environmental Science and Pollution Research*, 2011, 18(3): 485-496.
- [22] Han Y G, Li X Y, Nan Z, Li B. Net anthropogenic nitrogen accumulation in the Beijing metropolitan region in 2003 to 2007. *Environmental Science*, 2011, 32(6): 1537-1545.
- [23] Swaney D P, Hong B, Ti C P, Howarth R W, Humborg C. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4(2): 203-211.
- [24] Pu P M, Li Z K, Wang G X. Controlling eutrophication by enhancing purification capacity in lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(10): 2757-2763.
- [25] Hong B, Swaney D P, Howarth R W. A toolbox for calculating net anthropogenic nitrogen inputs (NANI). *Environmental Modelling & Software*, 2011, 26(5): 623-633.
- [26] Howarth R, Chan F, Conley D J, Garnier J, Doney S C, Marino R, Billen G. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and

- hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 9(1): 18-26.
- [27] Committee on the Causes and Management of Eutrophication, Ocean Studies Board, Water Science and Technology Board, National Research Council. *Clean Coastal Waters: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. Washington: National Academies Press, 2000.
- [28] Liu C, Kroeze C, Hoekstra A Y, Gerbens-Leenes W. Past and future trends in grey water footprints of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to major world rivers. *Ecological Indicators*, 2012, 18: 42-49.
- [29] Burns R C, Hardy R W F. *Nitrogen Fixation in Bacteria and Higher Plants*. New York: Springer Verlag, 1975.
- [30] Dou X T. *Biological Nitrogen Fixation*. Beijing: Agriculture Press, 1989.
- [31] Han H, Allan J D. Uneven rise in N inputs to the Lake Michigan Basin over the 20th century corresponds to agricultural and societal transitions. *Biogeochemistry*, 2012, 109(1-3): 175-187.
- [32] Rock L, Mayer B. Nitrogen budget for the Oldman River Basin, southern Alberta, Canada. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 75(1-3): 147-162.
- [33] Ti C P, Pan J J, Xia Y Q, Yan X Y. A nitrogen budget of mainland China with spatial and temporal variation. *Biogeochemistry*, 2011, 108(1-3): 381-394.
- [34] Jones D B. Factors for Converting Percentages of Nitrogen in Foods and Feeds into Percentages of Proteins. Washington: US Department of Agriculture, 1931.
- [35] Feng Z M, Shi D F. Chinese food consumption and nourishment in the latest 20 years. *Resources Science*, 2006, 28(1): 1-8.
- [36] Zhai F Y, He Y N, Wang Z H, Yu W T, Hu Y S, Yang X G. The status and trends of dietary nutrients intake of Chinese population. *Acta Nutrimenta Sinica*, 2005, 27(3): 181-184.
- [37] Wei J, Ma L, Ma W Q, Li J H, Zhao L. The influence of urbanization on nitrogen flow and recycling utilization in food consumption system of China. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(3): 1016-1025.
- [38] Hayakawa A, Woli K P, Shimizu M, Nomaru K, Kuramochi K, Hatano R. Nitrogen budget and relationships with riverine nitrogen exports of a dairy cattle farming catchment in eastern Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2009, 55(6): 800-819.
- [39] Kimura S D, Yan X Y, Hatano R, Hayakawa A, Kohyama K, Ti C P, Deng M H, Hojito M, Itahashi S, Kuramochi K, Cai Z C, Saito M. Influence of agricultural activity on nitrogen budget in Chinese and Japanese watersheds. *Pedosphere*, 2012, 22(2): 137-151.
- [40] Schaefer S, Alber M. Temperature controls a latitudinal gradient in the proportion of watershed nitrogen exported to coastal ecosystems. *Biogeochemistry*, 2007, 85(3): 333-346.
- [41] Schaefer S, Hollibaugh J, Alber M. Watershed nitrogen input and riverine export on the west coast of the US. *Biogeochemistry*, 2009, 93(3): 219-233.
- [42] Schaefer S C, Alber M. Temporal and spatial trends in nitrogen and phosphorus inputs to the watershed of the Altamaha River, Georgia, USA. *Biogeochemistry*, 2007, 86(3): 231-249.
- [43] Bosch N S, Allan J D. The influence of impoundments on nutrient budgets in two catchments of Southeastern Michigan. *Biogeochemistry*, 2008, 87(3): 325-338.
- [44] Han C, Xu S. The Nitrogen Budget of DRW in the Northeastern China // *Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2009: Great Rivers*. Reston: ASCE, 2009.
- [45] Van Horn H. Factors affecting manure quantity, quality, and use // *Proceedings of the Proceedings of the Mid-south Ruminant Nutrition Conference*, Dallas-Ft Worth. Texas: Texas Animal Nutrition Council, 1998.
- [46] Filoso S, Martinelli L, Howarth R, Boyer E, Dentener F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil // Martinelli L, Howarth R, eds. *Nitrogen Cycling in the Americas: Natural and Anthropogenic Influences and Controls*. Netherlands: Springer Netherlands, 2006: 61-89.
- [47] Carey A E, Lyons W B, Bonzongo J C, Lehrter J C. Nitrogen budget in the Upper Mississippi River watershed. *Environmental & Engineering Geoscience*, 2001, 7(3): 251-265.
- [48] Smil V. Nitrogen in crop production: An account of global flows. *Global Biogeochemical Cycles*, 1999, 13(2): 647-662.
- [49] Borbor-Cordova M J, Boyer E W, McDowell W H, Hall C A. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador. *Biogeochemistry*, 2006, 79(1-2): 135-161.
- [50] Howarth R, Swaney D, Billen G, Garnier J, Hong B, Humborg C, Johnes P, Mörth C M, Marino R. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2011, 10(1): 37-43.
- [51] Howarth R W. An assessment of human influences on fluxes of nitrogen from the terrestrial landscape to the estuaries and continental shelves of the North Atlantic Ocean. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52(2-3): 213-223.
- [52] Fangmeier A, Hadwiger-Fangmeier A, Van Der Eerden L, Jäger H J. Effects of atmospheric ammonia on vegetation-a review. *Environmental Pollution*, 1994, 86(1): 43-82.
- [53] Prospero J M, Barrett K, Church T, Dentener F, Duce R A, Galloway J N, Levy H II, Moody J, Quinn P. Atmospheric deposition of nutrients to the North Atlantic Basin. *Biogeochemistry*, 1996, 35(1): 27-73.
- [54] Schlesinger W H, Hartley A E. A global budget for atmospheric NH_3 . *Biogeochemistry*, 1992, 15(3): 191-211.
- [55] Dentener F J, Crutzen P J. A three-dimensional model of the global ammonia cycle. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1994,

19(4): 331-369.

- [56] Galperin M V, Sofiev M A. The long-range transport of ammonia and ammonium in the Northern Hemisphere. *Atmospheric Environment*, 1998, 32(3): 373-380.
- [57] Neff J C, Holland E A, Dentener F J, McDowell W H, Russell K M. The origin, composition and rates of organic nitrogen deposition: A missing piece of the nitrogen cycle? *Biogeochemistry*, 2002, 57-58(1): 99-136.
- [58] Burkart M R, James D E. Agricultural-nitrogen contribution to hypoxia in the Gulf of Mexico. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 28(3): 850-859.
- [59] David M B, Gentry L E, Kovacic D A, Smith K M. Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26(4): 1038-1048.
- [60] Barry D A J, Goorahoo D, Goss M J. Estimation of nitrate concentrations in groundwater using a whole farm nitrogen budget. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22(4): 767-775.
- [61] Chu Q Q, Li L J, Ma H B. Future grain trade measures on food security in China. *Review of China Agricultural Science and Technology*, 2006, 8(2): 36-41.
- [62] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, Boyer E W, Howarth R W, Seitzinger S P, Asner G P, Cleveland C C, Green P A, Holland E A, Karl D M, Michaels A F, Porter J H, Townsend A R, Vöosmarty C J. Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry*, 2004, 70(2): 153-226.
- [63] Mckee L J, Eyre B D. Nitrogen and phosphorus budgets for the sub-tropical Richmond River catchment, Australia. *Biogeochemistry*, 2000, 50(3): 207-239.
- [64] Xing G X, Zhu Z L. Regional nitrogen budgets for China and its major watersheds. *Biogeochemistry*, 2002, 57-58(1): 405-427.
- [65] Han Z, Luo Y Z, Wang Z G, Randy A D, Zhuan M H. Impact of land use on input and export of nitrogen of watersheds: a case study in San Joaquin Valley, CA. *Process in Geography*, 2010,

29(9): 1081-1086.

参考文献:

- [6] 张维理, 田哲旭, 张宁, 李晓齐. 我国北方农用氮肥造成地下水硝酸盐污染的调查. *植物营养与肥料学报*, 1995, 1(2): 80-87.
- [7] 欧阳学军, 周国逸, 黄忠良, 黄梦虹. 鼎湖山森林地表水水质状况分析. *生态学报*, 2002, 22(9): 1373-1379.
- [8] 张平究, 李恋卿, 潘根兴, 张俊伟. 长期不同施肥下太湖地区黄泥土表土微生物碳氮量及基因多样性变化. *生态学报*, 2004, 24(12): 2818-2824.
- [9] 郑聚锋, 张平究, 潘根兴, 李恋卿, 张旭辉. 长期不同施肥下水稻土甲烷氧化能力及甲烷氧化菌多样性的变化. *生态学报*, 2008, 28(10): 4864-4872.
- [22] 韩玉国, 李叙勇, 南哲, 李波. 北京地区 2003—2007 年人类活动氮累积状况研究. *环境科学*, 2011, 32(6): 1537-1545.
- [24] 濮培民, 李正魁, 王国祥. 提高水体净化能力控制湖泊富营养化. *生态学报*, 2005, 25(10): 2757-2763.
- [30] 窦新田. 生物固氮. 北京: 农业出版社, 1989.
- [35] 封志明, 史登峰. 近 20 年来中国食物消费变化与膳食营养状况评价. *资源科学*, 2006, 28(1): 1-8.
- [36] 翟凤英, 何宇娜, 王志宏, 于文涛, 胡以松, 杨晓光. 中国城乡居民膳食营养素摄入状况及变化趋势. *营养学报*, 2005, 27(3): 181-184.
- [37] 魏静, 马林, 路光, 马文奇, 李建辉, 赵路. 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.
- [61] 褚庆全, 李立军, 马红波. 实现未来我国粮食安全的粮食贸易对策. *中国农业科技导报*, 2006, 8(2): 36-41.
- [65] 韩震, 罗炳辅, 王中根. 土地利用方式对流域氮输入输出关系的影响——以加州 San Joaquin 流域为例. *地理科学进展*, 2010, 29(9): 1081-1086.