ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第9期

Vol.39 No.9

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社 出版

中国期刊方阵 双奖期刊 中华人民共和国新闻出版总署

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第39卷 第9期
2018年9月15日

目 次

洱海流域乡镇尺度上人类活动对净氮输入量的影响

李影[1], 刘宏斌[1], 雷秋良[1*], 胡万里[2], 王洪媛[1], 翟丽梅[1], 任天志[3], 连慧姝[1]

(1. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 农业部面源污染控制重点实验室, 北京 100081; 2. 云南省农业科学院农业环境资源研究所, 昆明 650205; 3. 农业部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要: 人类活动引起的氮素过量输入已经成为引起水体富营养化及其他生态危害的主要原因. 为了研究人类活动对流域氮素的影响, 本文基于洱海流域 16 个乡镇行政单元的统计数据, 考虑流动人口的影响, 利用 NANI 模型估算洱海流域乡镇尺度的人类活动净氮输入量 (net anthropogenic nitrogen inputs, NANI). 结果表明, 2014 年洱海流域 NANI 总量为 29.81×10^3 t, 单位面积输入强度(以氮计)为10 986 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$, 显著高于我国平均水平. 当地旅游人口带入的食品氮输入为 0.26×10^3 t, 占到了流域居民食品氮输入的 8%. 从氮素的输入量的构成来看, 肥料输入是最大的贡献源, 占到了流域净氮输入的 47%, 其次为食品饲料的净氮输入. 在空间分布上, 乡镇单元的 NANI 分布呈现明显区域化特征, 从流域整体上看呈现北高南低的特点. 耕地或人口集中的乡镇 NANI 强度偏高, 洱海流域具有较大的氮素污染风险.

关键词: 洱海流域; 乡镇尺度; 氮素; 净氮输入量(NANI); 人类活动

中图分类号: X52 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2018)09-4189-10 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201712079

Impact of Human Activities on Net Anthropogenic Nitrogen Inputs (NANI) at Township Scale in Erhai Lake Basin

LI Ying[1], LIU Hong-bin[1], LEI Qiu-liang[1*], HU Wan-li[2], WANG Hong-yuan[1], ZHAI Li-mei[1], REN Tian-zhi[3], LIAN Hui-shu[1]

(1. Key Laboratory of Nonpoint Source Pollution Control, Ministry of Agriculture, Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2. Institute of Agricultural Resources & Environment, Yunnan Academy of Agricultural Sciences, Kunming 650205, China; 3. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China)

Abstract: Excessive nitrogen inputs from human activities have become the main cause of water eutrophication and related ecological hazards. In order to study the impact of human activities on nitrogen in the basin, and based on statistical data of administrative units in 16 towns and villages, this study used the NANI model to calculate net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) at township scale in Erhai Lake basin. Results show that the total amount of NANI in Erhai Lake basin was 29.81×10^3 t in 2014, and nitrogen input intensity per unit area was 10 986 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$, significantly higher than the national average. The input of nitrogen from food by the local tourist population was 0.26×10^3 t, accounting for 8% of local food nitrogen input. Nitrogen input from chemical fertilizer is the largest NANI input source, accounting for 47% of net nitrogen input in the basin, followed by net nitrogen input of food and feed. The spatial distribution of NANI at township scale shows evident regionalization, with higher values in the north and lower values in the south of the basin. The intensity of NANI in towns with cropland or population is high. The corresponding risk of nitrogen pollution in Erhai Lake basin is therefore a primary concern, and will remain so in the near future.

Key words: Erhai Lake basin; township scale; nitrogen; net anthropogenic nitrogen inputs (NANI); human activities

目前, 我国水体水质情况不容乐观, 超过 40% 的湖泊已经处于富营养化状态, 水质的恶化, 严重制约了城市的持续发展[1,2]. 越来越多的研究显示, 人类的耕作、养殖、食品贸易等活动引起的养分输出已经成为造成水体富营养化及其他生态危害的主要原因[3~5], 而在不同的地区, 人类活动引起的氮的输入存在明显的空间变异性[6]. 因此, 了解和认识人类活动导致的养分输入特征对于指导流域氮素管理及环境政策制定具有重要意义.

目前主流的研究方法主要分为两种: 机制模型和经验模型. 基于物理原理的机制模型往往结构复杂、参数及数据要求条件较高; 而经验模型利用黑箱式的方法规避了产汇输移过程的复杂性与随机性, 运算简单, 所需参数少, 计算方法具有普适性且能保证进一步分析所需的精度[7]. 为了评估人类活动对流域养分平衡的负面效应, Howarth 等[8]首先提出人类活动净氮输入 (net anthropogenic

收稿日期: 2017-12-11; **修订日期**: 2018-03-12
基金项目: 国家自然科学基金项目(31572208); 公益性行业(农业)科研专项(201303089)
作者简介: 李影(1991 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为环境污染与修复, E-mail: liying9391@126.com
* 通信作者, E-mail: leiqiuliang@caas.cn

nitrogen inputs, NANI)的概念，用来估算流域中由人类活动导致的不同氮源的输入强度. NANI 主要由人类活动导致的主要氮源输入的 4 个类型构成，其结果可以表征区域氮循环受人类活动的影响. 目前，NANI 及其修正方法在美国、欧洲及亚洲地区的不同时空尺度上得到了广泛应用，并且有效地评估了流域人为氮素输入量及其与河流氮素输出之间的关系[9, 10]. 近年来，我国学者先后对大陆地区、淮河流域、滇池流域、椒江流域、鄱阳湖流域、长江流域等地区进行了净氮输入量的研究，并且利用省级及县市级别的统计数据对人类活动造成的氮素输入进行了分析，不仅得到了人类活动净氮输入在时空尺度上的变异，还发现净氮输入与河流无机氮通量存在显著的相关关系[10~14].

NANI 模型作为典型的经验模型，在参数及实测数据缺乏的地区具有较强的实用性及普适性. 然而，以往的研究区域面积较大，且多基于县市级别的数据[11, 15]，考虑到人类活动净氮输入量的计算存在尺度转换上的不确定性，因此在更精细的空间尺度更加准确地计算 NANI，分析其与土地利用、经济、水质等各因素的关系更有意义. 洱海流域作为初级富营养化湖泊的典型代表，了解人类活动对其净氮输入量的影响，对于防治农业面源至关重要. 因此本文以洱海流域为研究区，在乡镇尺度上并考虑流动人口的影响，收集 2014 年乡镇级别的统计数据以及相关参数进行 NANI 估算，识别洱海流域面源污染的重点源和关键区. 本文特别考虑了：①流动人口对于区域氮素循环的影响；②同时采用了更小尺度、更加精细的统计数据进行估算；③对人类、养殖、耕地这 3 个子系统的输入输出进行了核算.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

洱海位于云南省大理白族自治州境内，湖面面积约 250 km^2，正常库容量为 28.87×10^8 m^3，属澜沧江水系. 洱海流域面积为2 565 km^2，是亚热带高原季风气候，干湿季明显，年均温度 15.1℃，年平均降水量为1 048 mm，为典型的山地丘陵地区. 流域内主要的土地利用类型为林草地，占到了流域面积的 68.90%，其次为耕地 25.63%，而建设用地只有 0.44%.

洱海流域地跨大理市和洱源县，包含了 16 个乡镇、167 个村，总人口约 80 万. 流域北部属洱源县的 6 个乡镇，为农业发达地区，城镇化程度只有 33%；南部属大理市的 10 个乡镇，城镇化程度较高达到 68%. 洱海流域 16 个乡镇的耕地占比从 10%~35%，人口密度从(0.16~6)$\times10^4$ 人·km^{-2}. 种植作物主要为水稻、蚕豆、油菜、大麦等高原作物，主要养殖种类为猪、牛、羊、禽类，以分散养殖为主. 洱海流域所在地区是我国著名的历史文化名城，优秀旅游城市，旅游总人次逐年攀升.

洱海水质从 20 世纪 90 年代开始急剧恶化，在 1996 年和 2003 分别暴发了蓝藻和水华，目前年均水质在Ⅱ~Ⅲ类，属于我国初期富营养化湖泊的典型代表. 研究表明，农业面源污染是洱海水质恶化的主要原因，主要污染源为农村生活源、畜禽养殖源和农田种植源[16~18].

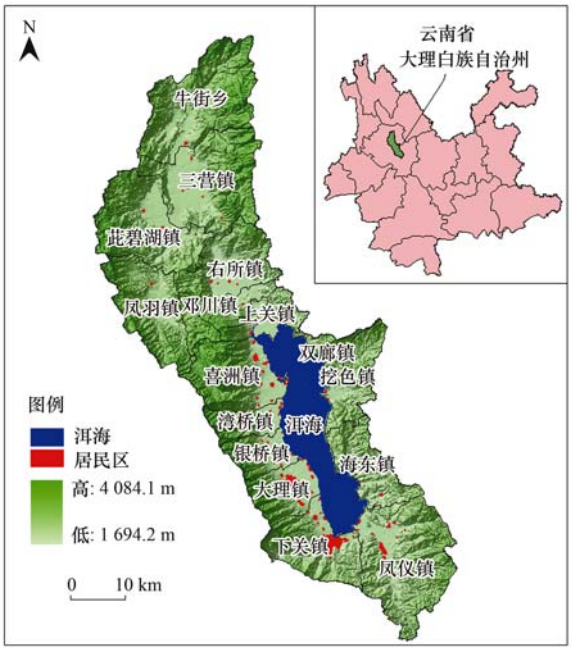

图 1 洱海流域行政区划示意

Fig. 1 Administrative map of Erhai Lake basin

1.2 数据来源

本研究使用的数据如下.

(1)2014 年乡镇人口数量、畜禽养殖量、农产品产量、氮肥施用量，另外还包括了当地的旅游人次及平均停留时间(2.33 d). 数据来源于当地的农业统计年鉴和当地国民经济和社会统计公报.

(2)居民蛋白质摄入量(城镇居民每人 69 g·d^{-1}，农村居民每人 64.6 g·d^{-1})[19]、畜产品可食用部分比例(表 1)[11,20]、畜禽氮素摄入(表 1)[11,21,22]及排泄水平(表 1)[21,23,24]、豆科作物固氮能力[本地区豆科作物主要为大豆和蚕豆，固氮能力分别为 9 600 kg·(km^2·a)$^{-1}$ 和 7 500

kg·(km^2·a)$^{-1}$][25, 26]、农产品含氮量(表2)[27]、氮沉降[1 161.79 kg·(km^2·a)$^{-1}$][28]等数据则通过查阅资料获得.

(3)乡镇的面积根据 GIS 乡镇边界图计算得到.

表1　畜禽的氮素摄入及排泄水平和畜禽产品可食用部分比例

Table 1　Estimated livestock nitrogen intake, excretion rate, and edible proportion of livestock

畜禽种类	氮素摄入水平 /kg·(头·a)$^{-1}$	氮素排泄水平 /kg·(头·a)$^{-1}$	可食用部分比例
奶牛	126.5	78.30	0.795
肉牛/役用牛	109.4	37.99	0.795
猪	9.5	7.21	0.871
家禽	0.188	0.10	0.85
羊	14.45	5.69	0.757

表2　食品中蛋白质的含量

Table 2　Estimated protein content in food of China

名称	蛋白质含量/%
小麦	12.0
蚕豆	25.4
马铃薯	2.0
大麦	10.2
稻谷	9.9
玉米	8.8
大豆	35.1
油菜籽	24.0
向日葵	23.9
蔬菜(以青菜、白菜计)	1.5
瓜类	0.6

1.3　NANI 估算方法

净氮输入量 NANI 主要由 4 部分组成：

$$NANI = N_{im} + N_{fer} + N_{cro} + N_{dep}$$

式中，N_{im}：表示食品/饲料氮输入量，是人类及畜禽氮素摄入量与氮素产量的差值. 统计了当地主要的蚕豆、大麦、小麦、稻谷等农作物以及猪、牛、羊、家禽等畜禽品种，农作物及畜产品在转换为食物的过程中有 10% 的损失[11]. N_{fer}：直接采用统计年鉴中氮肥折纯量数据. 表示化肥氮输入量. 在此有机肥的氮输入看作系统内部循环，不计算在内. N_{cro}：表示作物固氮量. 通过种植面积与单位面积固氮量的乘积进行计算，根据地区种植情况只计算了大豆、蚕豆的固氮量. N_{dep}：表示大气氮沉降量. 由于流域范围较小，整个流域采用一个氮沉降数值.

其中：

$$N_{im} = N_{hc} + N_{lc} - N_{lp} - N_{cp}$$

计算方法如下所示：

$$N_{hc} = \frac{Pop1 \times 69 + Pop2 \times 64.6 \times 365 + Pop3 \times 69 \times 2.33}{6.25 \times 10^6}$$

式中，N_{hc}：人类食品氮消费量. 由流域人口数量以及单位人口的氮摄入量来确定. Pop1：区域城镇人口数量(人)；Pop2：区域农村人口数量(人)；Pop3：区域接待旅游人次(人).

$$N_{lc} = \sum_{i=1}^{n} (AN_i \times ANI_i \times 10^{-3})$$

式中，N_{lc}：畜禽饲料氮消费量. 由流域内各类畜禽的养殖数量以及畜禽的氮素需求量计算得到. AN：区域畜禽养殖数量(头或只)；n：表示区域养殖的畜禽种类数量；i：表示畜禽种类；ANI：氮素摄入水平[kg·(头·a)$^{-1}$].

$$N_{lp} = \sum_{i=1}^{n} AN_i \times (ANI_i - ANO_i) \times r_{edi} \times 10^{-3}$$

式中，N_{lp}：畜禽产品氮产量. 即流域内畜产品总的氮含量. 根据畜禽的数量、氮素需求以及氮素排泄水平来计算. ANO：畜禽氮素排泄水平[kg·(头·a)$^{-1}$]；r_{edi}：畜禽可食用部分比例.

$$N_{cp} = \sum_{j=1}^{m} CP_j \times PC_j$$

式中，N_{cp}：作物氮生产量. 根据作物产量及氮含量来确定. j：作物种类；m：区域作物种类的数量；CP：作物产量(t)；PC：作物产品的含氮量(蛋白质含量除以蛋白质转化系数 6.25).

另外，对于流域氮素流通特征的计算中，还包括了进入大气及自然水体或者污水管网的氮素损失，主要是通过排放系数来进行估算. 进入大气的含氮气体中，其中：来自化肥和有机肥的 NH_3-N 损失，平均排放因子设置为总氮肥施用量的 25%；N_2O-N 损失，排放因子为化肥氮施用量的 0.86% 和有机肥氮施用量的 1%. 畜禽粪便在存储过程中有平均 27% 的氮以 NH_3-N 形式排放，0.5% 的氮以 N_2O-N 的形式排放，5% 的氮以 N_2 的形式排放[29]. 进入自然水体或污水管网的氮素，其中：人类的排泄物中城镇人口的进入污水管网，剩余部分计算同畜禽粪便；流域耕地的年水土流失量为11 420 t·km^{-2}[30].

每个乡镇的净氮输入强度为该乡镇单位面积上

的净氮输入量. 以上各项的计量单位采用 $t \cdot a^{-1}$ 或 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$, 计算方法参照文献[11,31], 由于本流域属于旅游热点地区, 因此在计算过程中考虑了旅游人口对于当地人口净氮输入的影响. 某个乡镇对流域的贡献为该乡镇 NANI 总量占流域 NANI 总量的比例.

1.4 数据处理与统计分析

采用 Microsoft® Excel 进行数据统计与计算. 运用 IBM SPSS Statistics 17.0 对数据进行方差分析和相关性分析. 采用 Excel 2016 与 ArcGIS 10.1 进行处理数据与制图.

2 结果与分析

2.1 洱海流域社会生态系统氮素流通特征

由洱海流域氮素循环(图 2)可以清晰地了解本流域氮素的输入、输出及内部的社会生态系统氮素流通特征. 氮素的输入来源主要为饲料氮的净输入(需求的饲料氮量减去农产品中牧草的含氮量), 占到了总输入量的 65.94%, 其次为化肥氮投入, 占到了总投入量的 31.54%; 总输入的氮素中约有 22.08% 的氮素转化为气态损失, 约有 31.54% 的氮素经过直接排放或者径流、侵蚀等途径进入下水道或者自然水体, 只有约 11.77% 的氮素作为产品输出; 约有 34.61% 的氮素存留在流域 3 个子系统内部, 其中, 养殖子系统留存的氮素占比最大为 19.38%, 其次约有 14.30% 的氮素留存在了土壤中.

2.2 总量特征

基于统计数据和核算方法, 计算得出(表 3) 2014 年洱海流域 16 个乡镇人类活动净氮输入总量为 29.81×10^3 t(不包括洱海), 折合单位面积输入强度为10 986 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$; 洱海流域较全国平均[2009 年我国平均输入强度为 5 013 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$][10]水平高出一倍. 其中三营镇、茈碧湖镇和右所镇为净氮输入总量最多的 3 个乡镇, 对整个流域的贡献超过了 40%. 洱海水面净氮输入总量为 0.29×10^3 t 约占整个流域输入总量的 1%; 流域当地居民的食品输入总量为 3.24×10^6 kg, 当地旅游人口每年带入的食品氮输入为 0.26×10^6 kg, 占到了流域当地居民食品氮输入的 8%, 占到了流域人类活动净氮输入总量的 0.9%.

表 3 2014 年洱海流域各乡镇净氮输入总量及其 4 个组成部分

Table 3 Total net nitrogen input and its components in townships of Erhai Lake basin in 2014

位置	食品/饲料输入 $\times 10^3$/t	化肥氮输入 $\times 10^3$/t	作物固氮 $\times 10^3$/t	氮沉降 $\times 10^3$/t	NANI 总量 $\times 10^3$/t	对整个流域的贡献率/%
下关镇	0.79	0.43	0.02	0.22	1.45	4.88
大理镇	0.12	1.01	0.01	0.11	1.26	4.22
凤仪镇	0.33	0.74	0.05	0.35	1.48	4.97
喜洲镇	0.64	0.94	0.06	0.20	1.84	6.18
海东镇	0.13	0.85	0.02	0.14	1.14	3.81
挖色镇	0.09	0.32	0.02	0.14	0.56	1.88
湾桥镇	0.22	0.38	0.04	0.07	0.71	2.38
银桥镇	0.07	0.53	0.05	0.08	0.74	2.47
双廊镇	0.68	0.48	0.01	0.21	1.39	4.66
上关镇	1.31	0.28	0.06	0.12	1.78	5.96
茈碧湖镇	1.51	2.04	0.12	0.32	4.00	13.42
邓川镇	0.67	0.51	0.02	0.07	1.27	4.26
右所镇	1.87	1.42	0.07	0.30	3.67	12.30
三营镇	1.86	2.33	0.16	0.29	4.65	15.59
凤羽镇	0.67	1.38	0.03	0.21	2.29	7.68
牛街乡	0.78	0.42	0.08	0.30	1.59	5.33
整个流域	11.75	14.07	0.83	3.15	29.81	100

从洱海流域各个乡镇单元 NANI 强度及其 4 个输入源在数值上的范围差距以及各项的标准差的差异(表 4), 均显示出洱海流域的氮源输入具有高度的空间异质性. 其中 NANI 的 4 个组成部分中, 除去氮沉降流域采用统一值外, 作物固氮的标准差及数据范围最小; 食品/饲料的净氮输入范围差和标准差最大为 11 876 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$ 和 3 592 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$, 说明在 4 个组成部分中食品/饲料的净氮输入在空间上的差异性最大.

2.3 空间分布特征

洱海流域人类活动净氮输入强度及其组成部分的空间分布存在明显的空间差异(图 3 和图 4), NANI 的高值出现在邓川镇、三营镇和右所镇, 其中邓川镇的 NANI 最高, 达到了 21 074

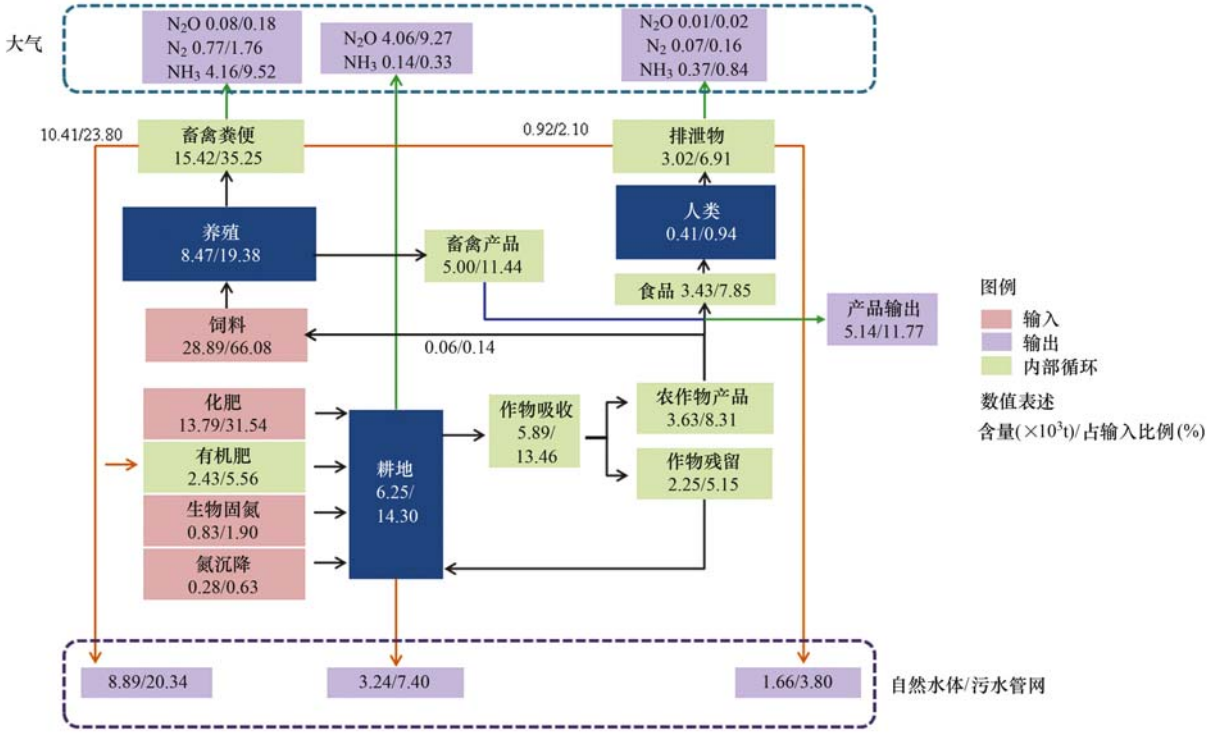

图 2　洱海流域氮素循环

Fig. 2　Nitrogen cycle of Erhai Lake basin

kg·(km²·a)⁻¹；最低出现在挖色镇，为 4 633 kg·(km²·a)⁻¹. N_{im} 的高值分布较为集中，出现在三营镇、右所镇、邓川镇和上关镇，最高的为上关镇[12 378 kg·(km²·a)⁻¹]，最低的为挖色镇[502 kg·(km²·a)⁻¹]. N_{im}[图 4(a)]的空间分布可能与乡镇的发展程度有关；N_{fer}[图 4(b)]的高值较为分散，出现在三营镇、邓川镇和大理镇，最高为大理镇 10 778 kg·(km²·a)⁻¹；低值出现在牛街乡，为1 607 kg·(km²·a)⁻¹，这是由各乡镇的施肥习惯所决定. N_{cro}[图 4(c)]的分布与各乡镇的种植结构关系密切，最高值出现在银桥镇，为 714 kg·(km²·a)⁻¹；最低出现在双廊镇，为 62 kg·(km²·a)⁻¹.

表 4　洱海流域 NANI 强度统计特征值/kg·(km²·a)⁻¹

Table 4　Statistical characteristics of township scale net anthropogenic nitrogen input in Erhai Lake basin/kg·(km²·a)⁻¹

输入项	范围	平均值/中值	标准差
氮肥施用	1 607 ~ 10 778	5 565/5 719	2 866
作物固氮	62 ~ 714	324/300	209
氮沉降	1 162	1 162/1 162	—
食品/饲料净氮输入	502 ~ 12 378	4 313/3 545	3 592
NANI	4 633 ~ 21 074	11 470/10 897	4 801

除了邓川镇、右所镇、牛街乡等 6 个乡镇最大的输入源为食品/饲料输入外，其余乡镇的最大输入源均为施用的化肥(图 3). 从整个流域氮素输入量的构成(图 3)来看，化肥氮的输入是最大的贡献源，占到了净氮输入的 47%，其次为食品饲料的净氮输入. 因此，施用的化肥是洱海流域氮素的主要输入源.

整体上来看(图 3)，洱海流域净氮输入强度存在明显的南北区域差异，北部在各组成(图 4)上都要高于南部，这与其他学者研究得出洱海流域北部为洱海的主要污染区的结果一致[32]，这可能是由于洱海流域南北城镇化发展不均衡造成的，洱海流域北部主要以农业为主城镇化水平只有 33%，而南部却高达 68%. 从局部来看，洱海流域净氮输入的关键乡镇为三营镇、上关镇和邓川镇. 此结果与陈纬栋得到的三营镇和上关镇是洱海流域农业面源

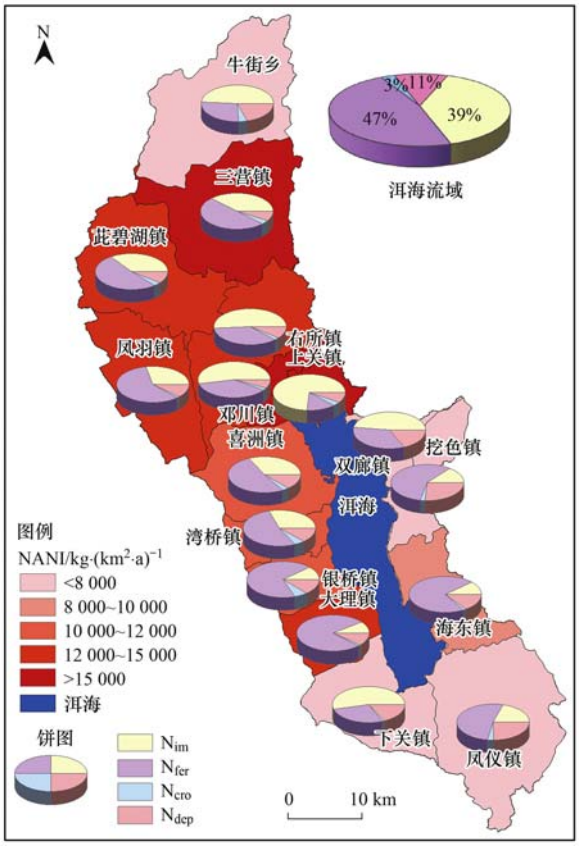

图 3 洱海流域 16 个乡镇的 NANI 的空间分布及其 4 个组成部分所占比例

Fig. 3 Spatial distribution of NANI in Erhai Lake basin and the proportion of four components in 16 townships

污染的关键区的分析结果相一致[33].

2.4 结构特征

从 NANI 与其输入源的相关关系(图 5)看, NANI 与食品/饲料的氮输入的相关性最强[图 5(a)], R^2 达到 0.6397($P<0.01$), 仅此项就可解释 NANI 变化的 63.97%, 表明人口的食品消费对洱海流域氮通量有巨大影响. 其次, 肥料的施用决定了净氮输入变化的 42.21%[图 5(b)], 因此控制施肥对于削减洱海流域人类活动造成的氮输入具有重要意义. 相对而言, 植物固氮与 NANI 的线性相关系数较低[图 5(c)], 这与它本身对 NANI 的贡献较小有关.

2.5 人类活动与 NANI 的关系

为进一步分析人类活动对 NANI 空间分布的影响, 本文分析了各乡镇居民地比例、耕地施肥强度、耕地面积占比与人口密度对 NANI 分布格局的影响. 研究发现, 人类活动强度越大, NANI 越大. NANI 与总人口密度关系不显著, 但与城镇人口密度显著相关[图 6(a)和图 6(b)]. 同时, 由图 6(c)和图 6(d)可以看出人类的耕作活动对净氮输入强度的影响显著. 上文提到施肥决定了净氮输入强度变化的 42.21%, 但是耕地上的施肥强度与净氮输入强度之间没有显著的相关关系[图 6(e)], 所以相较于耕地的施肥强度, 施肥面积是更主要的决定因素.

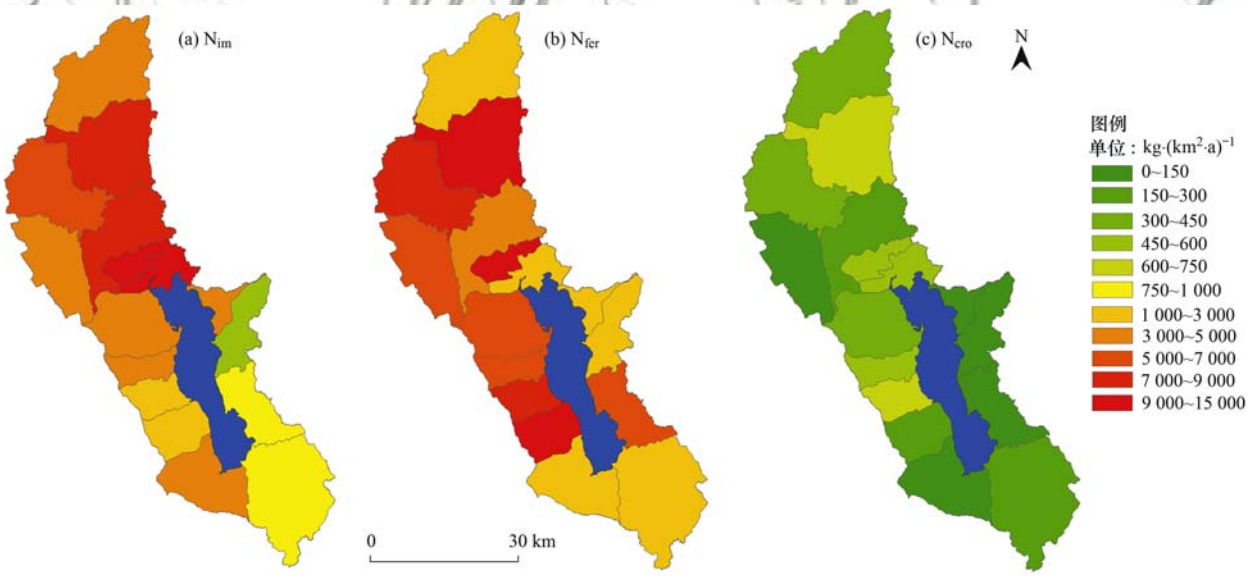

图 4 洱海流域 16 个乡镇的 NANI 各组成部分的空间分布

Fig. 4 Spatial distribution of NANI components in the 16 townships of Erhai Lake basin

3 讨论

与我国的其它区域相同, 氮肥输入和食品的输入是两个主要的输入源, 但洱海流域的人为氮素输入强度属于偏高水平. 例如, 在 2009 年我国各省的人类活动净氮输入强度为 870 ~ 24 896 kg·(km²·a)⁻¹[10]; 洱海流域 NANI 高于长江流域 6 734.5 ~ 9 618.7 kg·(km²·a)⁻¹[13]、滇池流域

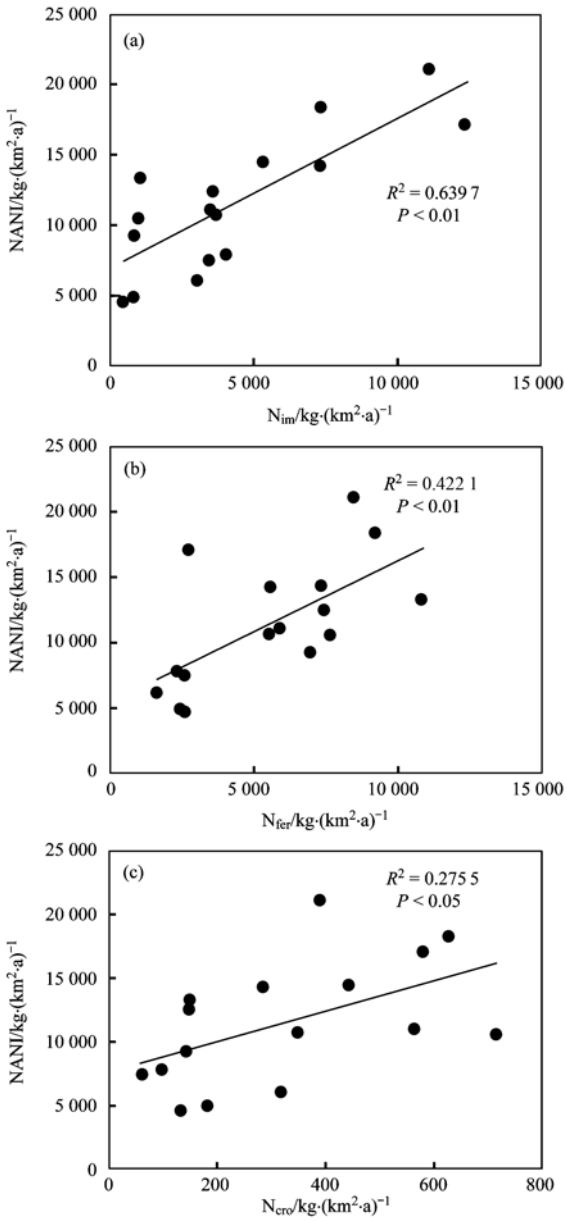

图 5　洱海流域 16 个乡镇的 NANI 及其构成的相关关系

Fig. 5　Correlation of NANI and its components in the 16 townships of Erhai Lake basin

12 600 kg·(km²·a)⁻¹[34]及鄱阳湖流域年均人为氮输入量为6 913 kg·(km²·a)⁻¹[12]，低于淮河流域[2010 年 NANI 为26 415 kg·(km²·a)⁻¹][14].

此外，洱海流域 NANI 强度也高于世界其他地区. 如在美国，人为氮的输入强度为 560 ~ 4 900 kg·(km²·a)⁻¹[35, 36]，欧洲环波罗的海区域为 300 ~ 8 800 kg·(km²·a)⁻¹[37]，印度全国平均为 4 616 kg·(km²·a)⁻¹[38]，都远远低于洱海流域.

当前的研究表明，人类活动的净氮输入一部分暂时滞留在流域系统中，一部分会直接输出到水体中[39]，与河流营养输出相关关系显著[35, 36, 39~41].

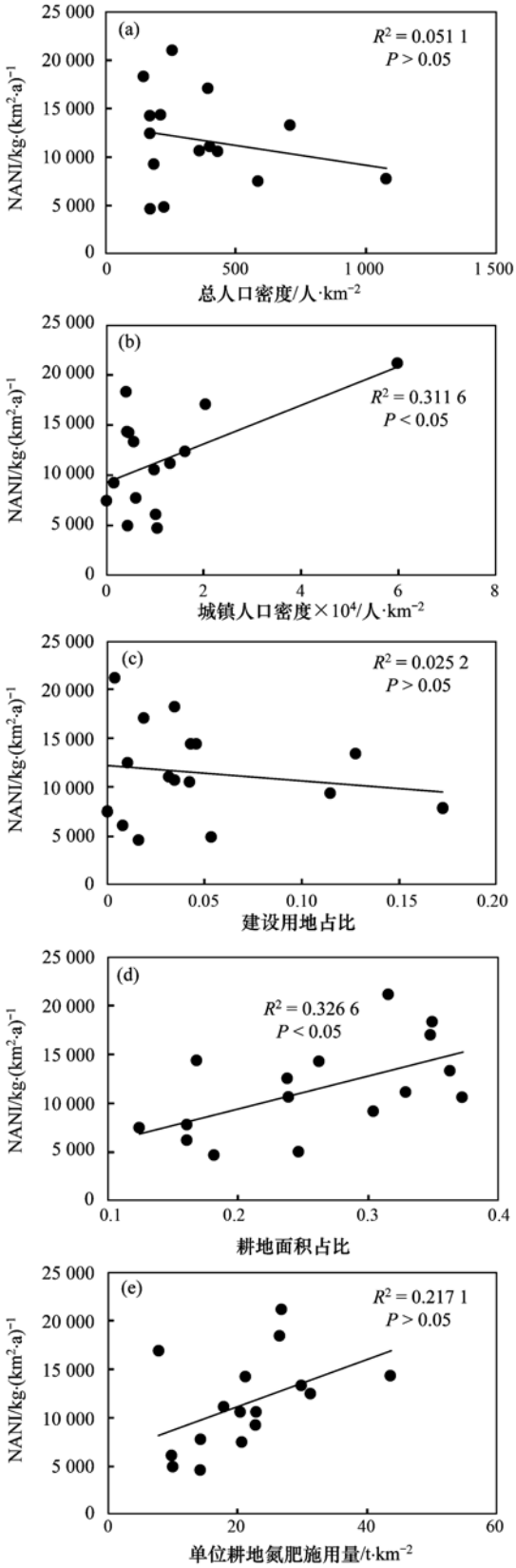

图 6　洱海流域 NANI 与人类活动的关系

Fig. 6　Correlation of NANI and human activities in Erhai Lake basin

人类活动导致的区域营养输入中约有 15% ~30% 的氮最终进入水体[41]. 洱海流域较高的氮输入间

接反映出该地区具有较大的氮素污染风险.

张汪寿等[15]在对已有的 NANI 研究进行总结分析发现:化肥施用是最主要的氮素输入源,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%. 食品/饲料氮净输入量为负值说明区域的食品和饲料以出口为主. 而在洱海流域氮肥的施用占到了 47%,也是主要的输入源,而食品/饲料的净氮输入占到了 39%,成为该地区的第二大输入源,主要是因为洱海流域的养殖业发达且多为分散养殖.

人类活动净氮输入(NANI)模型可以快速评估区域氮源通量. 然而,目前人类活动净氮输入模型的概念、内容和计算方法仍存在较大不确定性,核算结果的可靠性也与数据准确度有很大关系[14, 31, 41]. 在本研究中当地旅游人口食品氮素输入占到了流域本土居民的 8%,占到了流域人类活动净氮输入总量的 0.9%,对于更大尺度的研究流动人口的影响可能更大. 因此,应该采用更精细、更全面的数据进行分析,将会进一步提高估算结果的可靠性.

4 结论

(1) 2014 年洱海流域人类活动净氮输入量为 29.81×10^3 t,折合单位面积输入强度为 10 986 $kg \cdot (km^2 \cdot a)^{-1}$,当地旅游人口每年带入的食品氮输入为 0.26×10^3 t,占到了流域本土居民食品氮输入的 8%,占到了流域人类活动净氮输入总量的 0.9%.

(2) 洱海流域氮素转化为产品的效率不高,只有约 11.77% 的氮素作为产品输出,约有 53.62% 的氮素通过气体或径流、侵蚀等方式损失,约有 34.61% 的氮素存留在系统内部.

(3) 从洱海流域整体上看,各乡镇单元的 NANI 强度呈现北高南低的特点. 农业发达地区成为 NANI 高值区. 氮肥施用占输入总量的 47%,其次是食品/饲料输入. 化肥的施用是控制洱海流域人类活动氮通量的最重要因子,并且耕地的种植面积和施肥的总量相较于施肥强度是更主要的决定因素.

(4) 不同乡镇单元的重点氮素输入源存在差异,有 62.5%(10 个)的乡镇单元以氮肥施用为最大氮素输入项,其余 37.5%(6 个)的乡镇单元以食品/饲料输入为主.

参考文献:

[1] 环境保护部. 2016 中国环境状况公报[EB/OL]. http://www.zhb.gov.cn/hjzl/zghjzkgb/lnzghjzkgb/, 2017-06-05.

[2] 赵永宏, 邓祥征, 战金艳, 等. 我国湖泊富营养化防治与控制策略研究进展[J]. 环境科学与技术, 2010, **33**(3): 92-98.
Zhao Y H, Deng X Z, Zhan J Y, *et al*. Progress on preventing and controlling strategies of lake eutrophication in China[J]. Environmental Science & Technology, 2010, **33**(3): 92-98.

[3] Howarth R, Chan F, Conley D J, *et al*. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2011, **9**(1): 18-26.

[4] Howarth R W. Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally[J]. Harmful Algae, 2008, **8**(1): 14-20.

[5] Howarth R W, Anderson D, Church T, *et al*. Clean coastal waters: understanding and reducing the effects of nutrient pollution[M]. Washington, D. C.: National Academy Press, 2000.

[6] Bricker S B, Longstaf B, Dennison W, *et al*. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: a decade of change[J]. Harmful Algae, 2008, **8**(1): 21-32.

[7] 李丽华, 李强坤. 农业非点源污染研究进展和趋势[J]. 农业资源与环境学报, 2014, **31**(1): 13-22.
Li L H, Li Q K. The progress and trends of agricultural non-point source pollution research[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2014, **31**(1): 13-22.

[8] Howarth R W, 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[J]. Biogeochemistry, 1996, **35**(1): 75-139.

[9] Mclsaac G F, David M B, Gertner G Z, *et al*. Relating net nitrogen input in the Mississippi River basin to nitrate flux in the lower Mississippi River: a comparison of approaches[J]. Journal of Environmental Quality, 2002, **31**(5): 1610-1622.

[10] Han Y G, Fan Y T, Yang P L, *et al*. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) index application in Mainland China[J]. Geoderma, 2014, **213**: 87-94.

[11] 高伟, 郭怀成, 后希康. 中国大陆市域人类活动净氮输入量(NANI)评估[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2014, **50**(5): 951-959.
Gao W, Guo H C, Hou X K. Evaluating city-scale net anthropogenic nitrogen input (NANI) in Mainland China[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2014, **50**(5): 951-959.

[12] 高伟, 高波, 严长安, 等. 鄱阳湖流域人为氮磷输入演变及湖泊水环境响应[J]. 环境科学学报, 2016, **36**(9): 3137-3145.
Gao W, Gao B, Yan C A, *et al*. Evolution of anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs to Lake Poyang Basin and its' effect on water quality of lake[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, **36**(9): 3137-3145.

[13] Chen F, Hou L J, 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: Biogeosciences, 2016, **121**(2): 451-465.

[14] 张汪寿，苏静君，杜新忠，等. 1990—2010 年淮河流域人类活动净氮输入[J]. 应用生态学报，2015，**26**(6)：1831-1839.
Zhang W S, Su J J, Du X Z, *et al*. Net anthropogenic nitrogen input to Huaihe River Basin, China during 1990-2010[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, **26**(6): 1831-1839.

[15] 张汪寿，李叙勇，杜新忠，等. 流域人类活动净氮输入量的估算、不确定性及影响因素[J]. 生态学报，2014，**34**(24)：7454-7464.
Zhang W S, Li X Y, Du X Z, *et al*. Accounting methods, uncertainties and influential factors of net anthropogenic nitrogen input (NANI)[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, **34**(24): 7454-7464.

[16] 李凤香. 洱海面源污染治理现状及对策[J]. 环境科学导刊，2008，**27**(S1)：82-84.
Li F X. Present situation of treatment of non-point source pollution and countermeasures in Erhai Lake[J]. Environmental Science Survey, 2008, **27**(S1): 82-84.

[17] 杨晓雪. 洱海总磷、总氮污染现状分析[J]. 云南环境科学，2006，**25**(S1)：113-115，112.
Yang X X. Analysis on total phosphorus and total nitrogen pollution in Erhai Lake[J]. Yunnan Environmental Science, 2006, **25**(S1): 113-115, 112.

[18] 黄凯. 洱源农村畜禽粪便氮磷流失规律及控制方案研究[D]. 昆明：昆明理工大学，2011.
Huang K. Research on the laws of nitrogen and phosphorus loss and control scheme in Eryuan rural[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2011.

[19] 翟凤英，何宇娜，王志宏，等. 中国城乡居民膳食营养素摄入状况及变化趋势[J]. 营养学报，2005，**27**(3)：181-184.
Zhai F Y, He Y N, Wang Z H, *et al*. The status and trends of dietary nutrients intake of Chinese population[J]. Acta Nutrimenta Sinica, 2005, **27**(3): 181-184.

[20] 刘晓利，许俊香，王方浩，等. 畜牧系统中氮素平衡计算参数的探讨[J]. 应用生态学报，2006，**17**(3)：417-423.
Liu X L, Xu J X, Wang F H, *et al*. Estimation parameters of nitrogen balance in stock farming system of China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2006, **17**(3): 417-423.

[21] 肖林财，沈维力. 蛋白质对鸡的营养作用及其需要量[J]. 养殖技术顾问，2014，(1)：57.

[22] 陈天宝，万昭军，付茂忠，等. 基于氮素循环的耕地畜禽承载能力评估模型建立与应用[J]. 农业工程学报，2012，**28**(2)：191-195.
Chen T B, Wan Z J, Fu M Z, *et al*. Modeling and application of livestock supporting capacity estimation of cropland based on nitrogen cycling in southwest China[J]. Transactions of the CSAE, 2012, **28**(2): 191-195.

[23] 董红敏，朱志平，黄宏坤，等. 畜禽养殖业产污系数和排污系数计算方法[J]. 农业工程学报，2011，**27**(1)：303-308.
Dong H M, Zhu Z P, Huang H K, *et al*. Pollutant generation coefficient and discharge coefficient in animal production[J]. Transactions of the CSAE, 2011, **27**(1): 303-308.

[24] 王方浩，马文奇，窦争霞，等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. 中国环境科学，2006，**26**(5)：614-617.
Wang F H, Ma W Q, Dou Z X, *et al*. The estimation of the production amount of animal manure and its environmental effect in China[J]. China Environmental Science, 2006, **26**(5): 614-617.

[25] 汤丽琳，夏先林，陈超，等. 几种常见牧草叶蛋白营养物质含量研究[J]. 云南畜牧兽医，2002，(1)：7-8.
Tang L L, Xia X L, Chen C, *et al*. Study on the contet of nutritire matter about foliar-protein in the several kinds of common herbage[J]. Yunnan Journal of Animal Science and Veterinary Medicine, 2002, (1): 7-8.

[26] 关大伟，李力，岳现录，等. 我国大豆的生物固氮潜力研究[J]. 植物营养与肥料学报，2014，**20**(6)：1497-1504.
Guan D W, Li L, Yue X L, *et al*. Study on potential of biological nitrogen fixation of soybean in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, **20**(6): 1497-1504.

[27] 杨月欣，王光亚，潘兴昌. 中国食物成分表[M]. (第二版). 北京：北京大学医学出版社，2009.

[28] 许稳. 中国大气活性氮干湿沉降与大气污染减排效应研究[D]. 北京：中国农业大学，2016.
Xu W. Studies on dry and wet deposition of atmospheric reactive nitrogen and air pollution control effects in China[D]. Beijing: China Agricultural University, 2016.

[29] Ma L, Ma W Q, Velthof G L, *et al*. Modeling nutrient flows in the food chain of China[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, **39**(4): 1279-1289.

[30] 付斌. 不同农作处理对坡耕地水土流失和养分流失的影响研究——以云南红壤为例[D]. 重庆：西南大学，2009.
Fu B. Research on soil erosion and nutrient loss under different farming measures from slope field—taking Yunnan red soil for example[D]. Chongqing: Southwest University, 2009.

[31] Hong B, Swaney D P, Howarth R W. Estimating net anthropogenic nitrogen inputs to U.S. watersheds: comparison of methodologies[J]. Environmental Science & Technology, 2013, **47**(10): 5199-5207.

[32] Shang X, Wang X Z, Zhang D L, *et al*. An improved SWAT-based computational framework for identifying critical source areas for agricultural pollution at the lake basin scale[J]. Ecological Modelling, 2012, **226**: 1-10.

[33] 陈纬栋. 洱海流域农业面源污染负荷模型计算研究[D]. 上海：上海交通大学，2011.
Chen W D. Research on modelling agricultural diffuse source pollution load of lake Erhai basin[D]. Shanghai: Shanghai Jiao Tong University, 2011.

[34] Gao W, Howarth R W, Swaney D P, *et al*. Enhanced N input to Lake Dianchi Basin from 1980 to 2010: drivers and consequences[J]. Science of the Total Environment, 2015, **505**: 376-384.

[35] Howarth R W, Swaney D P, Boyer E W, *et al*. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States[J]. Biogeochemistry, 2006, **79**(1-2): 163-186.

[36] Schaefer S C, Alber M. Temporal and spatial trends in nitrogen and phosphorus inputs to the watershed of the Altamaha River, Georgia, USA[J]. Biogeochemistry, 2007, **86**(3): 231-249.

[37] Billen G, Silvestre M, Grizzetti B, *et al*. Nitrogen flows from European regional watersheds to coastal marine waters[A]. In: Sutton M A, Howard C M, Erisman J W, *et al* (Eds.). The European Nitrogen Assessment: Sources, effects and policy perspectives[M]. London: Cambridge University Press, 2011. 271-297.

[38] Swaney D P, Hong B, Selvam A P, *et al*. Net anthropogenic

nitrogen inputs and nitrogen fluxes from Indian watersheds: an initial assessment[J]. Journal of Marine Systems, 2015, **141**: 45-58.

[39] Hong B, Swaney D P, Mörth C M, *et al*. 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[J]. Ecological Modelling, 2012, **227**: 117-135.

[40] Howarth R, Swaney D, Billen G, *et al*. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate[J]. Frontiers in Ecology and the Environment, 2012, **10**(1): 37-43.

[41] Swaney D P, Hong B, Ti C P, *et al*. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: a brief overview [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2012, **4**(2): 203-211.

HUANJING KEXUE Vol. 39 No. 9
Environmental Science (monthly) Sep. 15, 2018

CONTENTS