

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2020.05.018

王巧佳, 韩睿明, 蔡祖聪, 等. 小兴安岭典型农田生产-畜禽养殖系统氮素流动特征. 土壤, 2020, 52(5): 1001–1010.

小兴安岭典型农田生产-畜禽养殖系统氮素流动特征^①

王巧佳¹, 韩睿明^{2*}, 蔡祖聪^{1,3}, 黄 黄¹, 刘金娥², 许 安², 叶晓枫²

(1 南京师范大学地理科学学院, 南京 210023; 2 南京师范大学环境学院, 南京 210023; 3 江苏省物质循环与污染控制重点实验室, 南京 210023)

摘 要: 为了解小兴安岭地区农田生产-畜禽养殖系统氮素投入与利用情况, 以伊春市带岭区为研究区域, 采用物质流分析方法, 分析了 2007—2015 年该区氮素输入、迁移、转化和输出过程, 核算了该地区农田生产与畜禽养殖氮素流动通量、流动效率及环境负荷。结果表明: 2007—2015 年带岭区农田生产系统与畜禽养殖系统单位面积氮素流动通量均呈上升趋势, 且在 2007—2012 年上升幅度较大; 畜禽养殖数量、农作物种植结构是影响带岭区氮素流动通量的重要因素; 农田生产系统氮素利用率平均为 64%, 作物能较有效利用氮素; 畜禽养殖系统氮素利用率约为 19%, 存在着较大提升空间; 带岭区环境氮负荷呈现逐年增加趋势, 畜禽养殖数量增加过快, 粪尿氮素损失是环境氮负荷增加的主要原因。建议加强畜禽养殖科学管理, 合理控制养殖规模, 提高粪尿利用率, 同时尽可能减少化肥氮投入, 促进农田生产-畜禽养殖系统向高效、可持续方向发展。

关键词: 带岭区; 农田生产; 畜禽养殖; 氮素梯级流动; 环境负荷

中图分类号: X171.1 **文献标志码:** A

Characteristics of Nitrogen Flow in Typical Crop Production-Livestock Breeding System in Xiaoxing'an Mountains

WANG Qiaojia¹, HAN Ruiming^{2*}, CAI Zucong^{1,3}, HUANG Huang¹, LIU Jin'e², XU An², YE Xiaofeng²

(1 School of Geography, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 2 School of Environment, Nanjing Normal University, Nanjing 210023, China; 3 Jiangsu Key Laboratory of Material Circulation and Pollution Control, Nanjing 210023, China)

Abstract: To understand the input and utilization of nitrogen in crop production-livestock breeding system in the area of Xiaoxing'an Mountains of northeast China, Dailing District of Yichun City was selected as the study area. The material flow analysis method was used to decipher the processes of nitrogen input, migration, transformation and output, nitrogen flux, production efficiency and environmental load in crop production-livestock breeding system were calculated. The results showed that from 2007 to 2015, nitrogen flux per unit area of the crop production system and the livestock breeding system tended to increase, which was more obvious from 2007 to 2012. The quantity of livestock breeding and cultivation structure of crops were important factors affecting nitrogen flux. The average nitrogen utilization rate of crop production system was 64%, indicating that crops could effectively use nitrogen. The nitrogen utilization rate of livestock breeding system was only about 19%, which remained large space to promote. The environmental nitrogen load increased year by year, which was attributed to nitrogen loss of manure and urine resulted from the rapid increasing number of livestock breeding. To reduce the environmental nitrogen load for the efficient and sustainable development of the crop production and livestock breeding systems, it is necessary to strengthen the management of livestock breeding, reasonably control the number of livestock and poultry, improve the utilization of manure and urine, meanwhile reduce the input of fertilizer-sourced nitrogen.

Key words: Dailing district; Crop production; Livestock breeding; Nitrogen cascade; Environmental load

人为源活性氮排放量的增加, 导致水体富营养化、温室效应等全球生态环境问题日益加剧。研究认

①基金项目: 国家重大科学研究计划项目(2014CB953801)资助。

* 通讯作者(ruiming.han@njnu.edu.cn)

作者简介: 王巧佳(1993—), 女, 甘肃兰州人, 硕士研究生, 研究方向为生物地球化学。E-mail: wqj86400@qq.com

为,农业氮肥是最大的人为活性氮来源,协调好活性氮在农业生产和生态环境保护中的作用是世界各国共同面临的严峻挑战^[1-2]。Galloway 和 Cowling^[3]研究表明,氮肥进入作物生产系统,通过梯级流动,仅有 14% 的氮素以植物食品氮的形式进入人体;若农作物产品氮以饲料形式进入畜禽养殖系统,最终只有 4% 的氮素以动物食品氮的形式进入人体,即大部分氮素流失进入环境。我国以占世界 7% 的耕地,保障了世界 20% 人口的粮食供应,为此每年施用了全世界近 1/3 的氮肥,成为全球活性氮制造量和氮肥消费量最大的国家^[4-6]。有研究指出,过去 40 a 我国化肥施用量的增速远远超过粮食产量的增速,而氮肥利用效率却相对较低,与世界平均水平相比低 10% 左右^[7]。巨晓棠和谷保静^[8]进一步指出我国农田氮肥施用的主要问题是施肥过程中和施肥后的严重损失。另一方面,我国畜禽粪尿氮素总体呈“快速增加(1978—2005 年)—保持稳定(2006—2016 年)”的变化态势。2002 年我国畜禽粪便产生氮总量为 1 680 万 t,相当于当年全国化肥投入氮素总量(2 506 万 t)的 66%,若按 50% 的粪尿氮养分环境容量(85 kg/hm²)计算,全国可增加粪尿氮养分还田量为 2 520.21 万 t,其中黑龙江省畜禽粪尿还田潜力最大^[9-10]。

如何提高农田生产和畜禽养殖过程的氮素利用率、减少农业活性氮排放是现阶段我国农业生产亟待解决的问题。目前我国不同地区、不同施氮水平的农业生产系统氮素利用率存在较大差异^[11],为便于对地区农业氮素利用情况进行比较研究,进一步补充我国农业氮素利用效率基础数据库,本文以位于东北小兴安岭南麓的伊春市带岭区作为研究区域,该区域自然资源丰富,植被群落类型复杂多样,耕种面积、农业人口、种植结构、种植模式相对稳定,经济发展水平较低,工业污染少,能够更好地反映农业生产系统氮素投入与利用情况。研究带岭区活性氮梯级流动通量及利用效率,有利于揭示东北小兴安岭地区农田-畜禽系统氮素利用现状,为提高氮素在各个流动环节中的利用率提供依据,同时为其他地区农业生产氮素利用研究提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

带岭区(46°50'~47°21' N, 128°37'~129°18' E)位于小兴安岭南麓,为黑龙江省伊春市下辖区,也是黑龙江省森林工业总局直属实验局,地处低山丘陵带

(图 1),植被类型丰富,属于中温带,大陆性季风气候,全年平均气温 1.4℃,无霜期 115 d 左右^[12]。受西伯利亚冷空气和太平洋季风的双重影响,夏季湿润而温暖,冬季漫长且寒冷干燥。该区域土壤呈中性偏酸性, pH 多为 6.0 ± 0.5,土壤有机质含量较高,有机碳含量在 30~50 g/kg,不同土地利用类型有机质含量差异较大,土壤每年 11 月中旬封冻,翌年 4 月中旬解冻。带岭区占地面积 1 042 km²,农作物总播种面积约 13.4 km²,种植结构较为单一,主要农作物为玉米、大豆和少量蔬菜,部分玉米作为本地养殖业饲料,大豆外销;畜禽养殖维持一定规模,主要畜禽养殖种类有猪、牛、鸡、鸭和鹅。

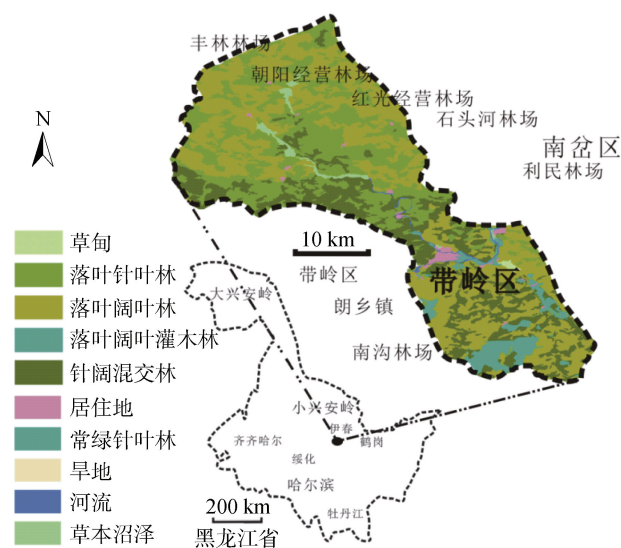


图 1 研究区域地理位置

Fig. 1 Location of study area

1.2 研究方法

1.2.1 研究系统边界 本文以农田生产系统和畜禽养殖系统为研究对象,探究氮素梯级流动通量、效率及环境负荷。研究系统边界如图 2 所示,农田生态系统氮素输入项为化肥、种子、秸秆、生物固氮、粪尿肥、干湿沉降以及灌溉水,输出项为籽粒、秸秆和进入环境的氮素。其中籽粒输出项又细分为作口粮、作饲料和其他,秸秆输出项细分为还田、作饲料、作燃料以及田间焚烧。籽粒作口粮部分氮素可分为食品、肥料、饲料以及其他。畜禽养殖系统氮素输入项为农田生产系统产出的饲料粮、秸秆作饲料、口粮作饲料、畜禽养殖产生的畜禽骨和副产物作饲料、家庭生活产生的厨余垃圾作饲料以及进口饲料(不属于研究区域生产的饲料)。畜禽养殖系统氮素输出项为蛋、奶、肉、骨作食品,骨和副产品作饲料以及进入环境的氮素。

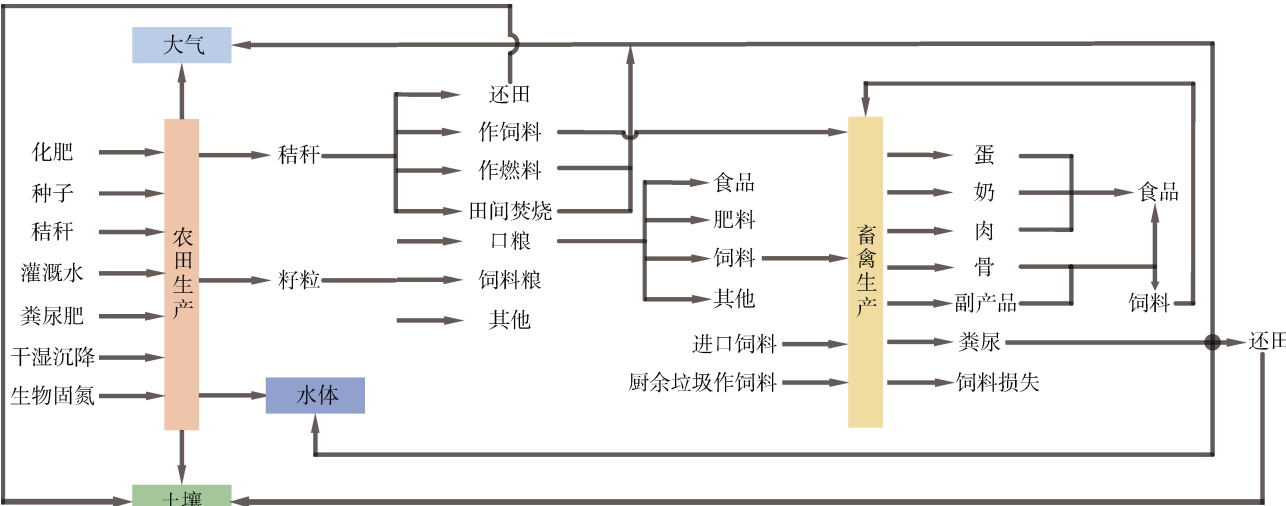


图 2 研究系统边界
Fig. 2 Boundary of study system

1.2.2 氮素流动项目参数来源 氮素流动相关研究表明，建立“农田生产-畜禽养殖”系统模型，定量估算氮素的环境负荷，对解决氮素流失和环境污染问题具有重要指导价值^[13-16]。本研究将氮素流动系统边界定义为“农田生产-畜禽养殖”系统。基本信息资料来自 2008—2016 年《伊春统计年鉴》，以及第一次全国污染源普查数据。2014 年、2015 年对研究区域进行农户入户调查，验证数据准确性。收集以下资料：①农作物播种面积、种类及产量；②化肥施用量；③籽粒产量、籽粒分别作口粮、饲料比例及其他去向；

④秸秆还田、作燃料、作饲料、田间焚烧比例；⑤牲畜和禽类的种类、产量；⑥城镇人口与乡村人口数量。建立氮素梯级流动系统涉及参数包括：秸秆籽粒比、秸秆含氮量、不同农田固氮速率、干湿沉降速率、灌溉水含氮量、化肥径流损失率、化肥淋溶损失率、有机肥径流损失率、有机肥淋溶损失率、化肥氨挥发率、化肥反硝化率、有机肥氨挥发率、有机肥反硝化率、各畜禽肉和骨及副产物所占比例与含氮量、各畜禽粪便与尿液含氮量。详细参数情况见表 1 农田生产系统部分参数以及表 2 畜禽养殖系统部分参数。

表 1 农田生产子系统部分参数^[17-35]
Table 1 Parameters of crop production system

参数名称	单位	数值			参数名称	单位	数值		
		玉米	大豆	蔬菜			玉米	大豆	蔬菜
籽粒氮含量	%	1.38	5.50	0.22	生物固氮速率	N, kg/(hm ² ·a)	15.00	45.00	15.00
秸秆籽粒比	—	1.60	1.00	0.10	氨挥发/化肥施氮量	%	24.70	15.00	15.00
秸秆氮含量	%	0.92	1.81	0.25	氨挥发/有机肥施氮量	%	20.00	20.00	20.00
籽粒氮作口粮	%	7.00	100.00	5.00	反硝化(N ₂)/化肥施氮量	%	17.00	17.00	24.00
籽粒氮作饲料	%	74.00	0.00	30.00	反硝化(N ₂)/有机肥施氮量	%	20.00	20.00	20.00
籽粒氮其他去向	%	19.00	0.00	65.00	反硝化(N ₂ O)/施氮量	%	1.30	1.30	1.30
口粮氮作食品	%	25.00	23.00	60.00	径流损失/化肥施氮量	%	7.00	7.00	1.10
口粮氮作肥料	%	0.00	20.00	0.00	径流损失/有机肥施氮量	%	20.00	20.00	20.00
口粮氮作饲料	%	73.00	55.00	38.00	淋溶损失/化肥施氮量	%	12.10	7.40	30.00
口粮氮其他去向	%	2.00	2.00	2.00	淋溶损失/有机肥施氮量	%	5.00	5.00	5.00
秸秆氮还田	%	32.00	17.00	90.00	大气氮沉降速率	N, kg/(hm ² ·a)		12.93	
秸秆氮作饲料	%	27.00	34.00	10.00	灌溉水含氮量	N, kg/(hm ² ·a)		6.60	
秸秆氮作燃料	%	30.00	44.00	0.00					
秸秆氮田间焚烧	%	11.00	5.00	0.00					

表 2 畜禽养殖子系统参数^[9, 19, 20, 23-24, 36]
Table 2 Parameters of livestock breeding system

参数名称	单位	数值				
		猪	奶牛	羊	家禽	牛
个体质量	kg	100.00	477.00	45.40	2.02	462.00
肉比例	%	60.00	—	55.00	65.00	45.00
肉含氮量	%	2.80	—	3.30	3.40	3.10
骨比例	%	13.00	—	24.00	20.00	20.00
骨含氮量	%	1.90	—	1.90	2.60	1.80
副产品比例	%	27.00	—	21.00	15.00	35.00
副产品含氮量	%	2.20	—	2.20	1.50	2.20
蛋含氮量	%	—	—	—	2.10	—
奶含氮量	%	—	0.50	—	—	—
粪便氮排泄量	N, kg/(头·a)	7.58	29.34	4.81	0.37	29.34
尿液氮排泄量	N, kg/(头·a)	3.93	19.45	0.94	—	19.45
粪尿还田比例	%	18.00	27.00	11.50	11.00	27.00
粪尿挥发比例	%	22.90	17.90	26.20	25.40	17.90
粪尿进入水体比例	%	44.60	29.1	52.10	55.80	29.10

1.2.3 氮素流动项目算法 活性氮梯级流动的项目算法主要包括 3 种：①氮素含量乘数量；②单位面积氮素含量乘面积；③氮素流动比例法。各子系统氮素流动项目的具体算法详见表 3～表 6。计算单位面积氮素流动通量时，以带岭区行政面积作为分母，行政面积包含耕地、林地及建设用地等面积。

表 3 农田生产子系统氮输入项算法
Table 3 Formula of nitrogen input in crop production subsystem

氮输入项	计算公式
化肥	作物施氮水平×作物种植面积
种子	播种面积×种子播种量×种子氮含量
秸秆还田	籽粒产量×秸秆籽粒比×秸秆氮素含量×秸秆还田率
生物固氮	豆科种植面积×豆科固氮速率+非豆科种植面积×非豆科固氮速率
畜禽粪尿	畜禽存/出栏数×粪尿排泄量×粪尿氮素含量×还田率
人粪尿	人口数×粪尿氮素排泄量×还田率
大气沉降	耕地面积×大气氮沉降速率
灌溉水	灌溉面积×灌溉水氮素含量

表 4 农田生产子系统氮输出项算法
Table 4 Formula of nitrogen output in crop production subsystem

氮输出项	计算公式
籽粒	籽粒产量×籽粒氮素含量
秸秆	籽粒产量×秸秆籽粒比×秸秆氮素含量
化肥/有机肥氮挥发	化肥/有机肥施氮量×化肥/有机肥氮挥发损失率
化肥/有机肥反硝化	化肥/有机肥施氮量×化肥/有机肥反硝化损失率
化肥/有机肥径流损失	化肥/有机肥施氮量×化肥/有机肥径流损失率
化肥/有机肥淋溶损失	化肥/有机肥施氮量×化肥/有机肥淋溶损失率
盈余于土壤的氮素	农田生产子系统氮素输入-籽粒氮输出-秸秆氮输出-进入大气氮-进入水体氮

表 5 畜禽养殖子系统氮输入项算法
Table 5 Formula of nitrogen input in livestock breeding subsystem

氮输入项	计算公式
饲料粮	籽粒产量×籽粒氮含量×饲用比例
秸秆饲料	籽粒产量×秸秆籽粒比×秸秆氮含量×饲用比例
口粮饲料	籽粒产量×籽粒氮含量×籽粒作口粮比例×饲用比例
厨余垃圾作饲料	人均厨余垃圾产生量×人口数×厨余垃圾氮含量×厨余垃圾作饲料比例
畜禽副产物作饲料	畜禽副产物产量×畜禽副产物氮含量×畜禽副产物作饲料比例
骨作饲料	畜禽骨产量×骨氮含量×骨作饲料比例

表 6 畜禽养殖子系统氮输出项算法
Table 6 Formula of nitrogen output in livestock breeding subsystem

氮输出项	计算公式
蛋、奶	蛋、奶产量×氮含量
肉	畜禽存/出栏数×活体重×肉所占比例×肉氮含量
骨	畜禽存/出栏数×活体重×骨所占比例×骨氮含量
畜禽副产品	畜禽存/出栏数×活体重×副产品所占比例×副产品氮含量
畜禽粪尿作肥料	畜禽存/出栏数×粪尿排泄量×粪尿氮含量×还田比例
畜禽粪尿进入大气	畜禽存/出栏数×粪尿排泄量×粪尿氮含量×挥发比例
畜禽粪尿进入水体	畜禽存/出栏数×粪尿排泄量×粪尿氮含量×进入水体比例

1.2.4 氮素流动效率指标 氮素利用率是衡量氮素流动效率的重要指标。氮素利用率指氮素在系统中的利用效率，即氮素产品输出与输入的比率^[37]。农业生产系统氮素利用率是指植物食品氮生产量与农田生产系统氮投入量的百分比，即农田生产系统籽粒输出项中进入食品的氮素与化肥、粪尿肥、生物固氮、干湿沉降等氮素输入总和之比。畜禽养殖系统氮素利用率是指动物食品氮生产量与畜禽养殖系统氮投入量的百分比，即畜禽养殖系统输出的蛋、奶、肉及作为食品的骨和副产品所含氮素与各类饲料氮素输入总和之比。

2 结果与讨论

2.1 农田种植结构与畜禽养殖数量变化

带岭区城镇化水平较低,农田以粮食作物种植为主。2007—2015 年带岭区农田种植结构和畜禽养殖数量变化如图 3 所示。农作物种植结构发生变化,表现为大豆种植面积快速上升,取代了大部分蔬菜种植面积。2009 年以后,大豆种植面积有所下降,而玉米、蔬菜等面积呈缓慢上升趋势。畜禽养殖数量的增加在整个研究期内表现得尤为明显,2007—2015 年家禽养殖数量增长了 2.7 倍,猪的养殖数量增长了

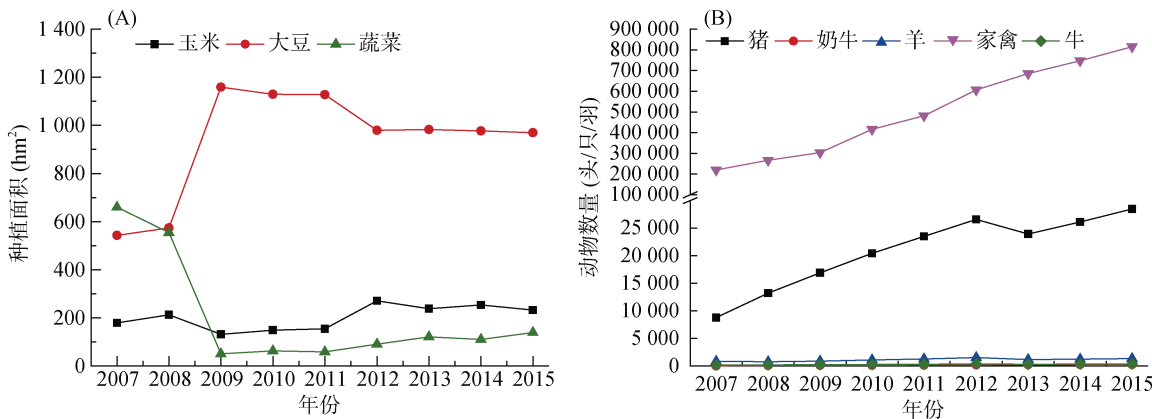


图 3 农田种植结构(A)和畜禽养殖数量(B)变化
Fig. 3 Changes in farmland cultivation structure(A)and livestock breeding number(B)

2.24 倍,反刍动物肉牛和肉羊的养殖数量分别增长了 84% 和 59%。大豆种植面积的增加主要受外销需求的影响,而畜禽养殖规模则受当地市场和经济效益的影响,反映了研究区城镇化水平的提高及居民膳食结构的变化。

2.2 单位面积氮素流动通量

2007—2015 年,研究区农田生产系统单位面积氮素(以纯氮计,下同)输入量总体呈上升趋势(图 4A)。粪尿肥氮输入量快速增加,研究期间增加了 1.46 倍,化肥氮输入在 2007—2011 年间呈波动上升趋势,2011 年后则趋于稳定。自 2012 年起,粪尿肥单位面积氮素输入量超过化肥氮输入,成为农田生产系统氮素输入的最大来源。分析其原因,2007—2015 年期间带岭区畜禽养殖数量增加较快,导致粪尿肥氮输出大量增加。2008—2009 年,研究区域主要作物种植面积有所调整,大豆种植面积增加近 1 倍,生物固氮有较大提升,由 0.36 kg/hm^2 上升至 0.53 kg/hm^2 。2014—2015 年研究区年末耕地面积发生较大变化,2007—2014 年期间带岭区耕地面积保持在 $1\,342 \text{ hm}^2$,2015 年则上升为 $2\,038 \text{ hm}^2$,导致干湿沉降氮输入量和灌溉水氮输入量明显增加。因大豆产量增加,大豆秸秆含氮量高,通过还田输入农田生产系统的秸秆氮含量略有上升,由 2009 年的 0.08 kg/hm^2 上升至 2012 年的 0.15 kg/hm^2 。种子氮输入在 2008—2009 年有小幅上升,从 0.02 kg/hm^2 上升至 0.04 kg/hm^2 ,之后保持稳定。农田生产系统单位面积氮素输出量总体呈上升趋势,如图 4B 所示,其中籽粒氮输出涨幅较大,2008—2011 年由 0.81 kg/hm^2 上升至 1.46 kg/hm^2 。自 2012 年以来,籽粒氮输出较为稳定,化肥氮输入基本持平,粪尿肥氮增多,粪尿肥氮挥发和反硝化率均大于化肥,所以进入大气和水体的氮素有所增多。需要关注的是,2009 年之后盈余于土壤中的氮素为负值,说明土壤

出现氮亏缺,造成该现象的原因可能是农作物产量提高,对氮素需求量增大,更多的土壤氮素进入籽粒与秸秆中。其中,2009—2010 年带岭区氮肥输入氮减少约 10 t ,粪尿肥输入氮增加约 13 t ,各类农作物亩产均增加,籽粒和秸秆输出氮合计约增多 38 t ,土壤氮素盈余同比减少约 38 t 。Springob 和 Kirchmann^[38]研究表明,土壤有机氮矿化速率主要受土壤稳定有机物氮素释放影响而非土壤全氮,且与土壤碳氮比呈负指数关系($n=23$, $R^2=0.88$)。粪尿肥增加引起土壤全氮、土壤稳定有机物氮占土壤全氮比例及土壤碳氮比变化,可能对带岭区 2009 年以后土壤氮亏缺的发生有一定贡献。

2007—2015 年,研究区畜禽养殖系统单位面积氮素输入量,如图 5 所示,呈上升趋势,由 2.61 kg/hm^2 上升至 8.71 kg/hm^2 。畜禽养殖系统所需的氮素以饲料的形式输入,畜禽养殖数量的增加导致饲料需求量逐年增加,本地农田生产系统、畜禽养殖系统和家庭消费系统所产生的饲料无法满足畜禽养殖需求,因此需要投入大量进口饲料(从系统外部购买的饲料)。进口饲料氮投入是畜禽养殖系统单位面积氮素的主要来源,约占畜禽养殖系统氮投入的 79%~87%,其次是口粮作饲料部分,约占畜禽养殖系统氮投入的 7%~12%。2008—2011 年,由于农作物种植种类结构调整,以及大豆产量提升,口粮作饲料部分氮投入明显增多,降低了部分农田生产系统直接生产的饲料粮氮投入。

畜禽养殖系统单位面积氮素输出以畜禽粪尿输出为主,占总畜禽养殖系统氮素输出量的 74% 左右,如图 5 所示,研究期间畜禽产品(肉、蛋、奶)及其副产品氮素输出均呈上升趋势。随着养殖数量的增加,畜禽粪尿氮素输出量由 2007 年的 1.91 kg/hm^2 上升至 2015 年的 6.45 kg/hm^2 ,增加了 2.38 倍,这部分畜禽

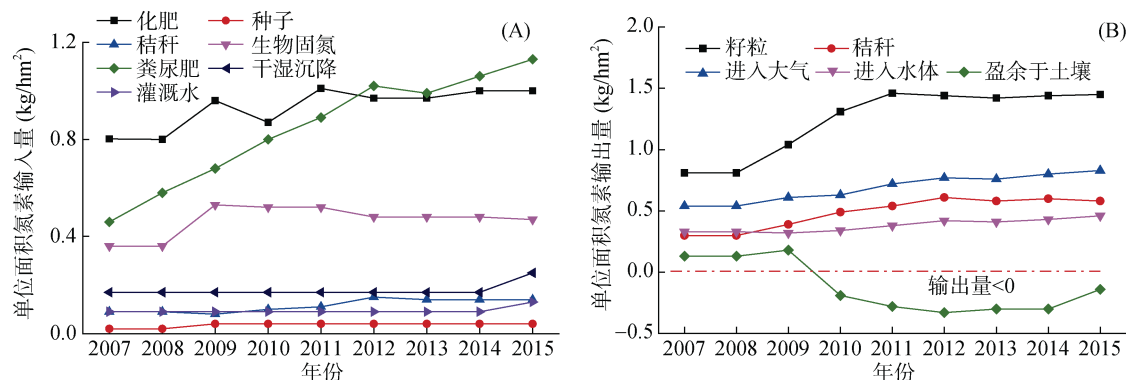


图 4 农田生产系统单位面积氮素输入量(A)和输出量(B)

Fig.4 Nitrogen input(A)and output(B)per unit area in crop production system

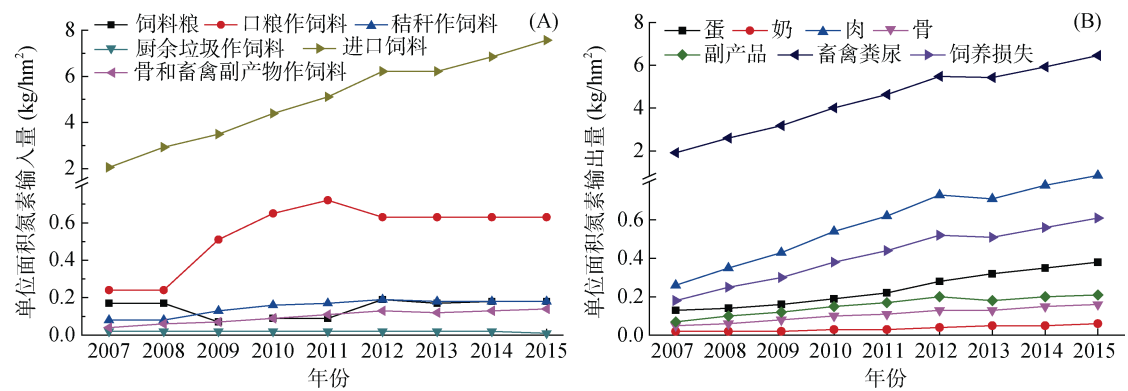


图 5 畜禽生产系统单位面积氮素输入量(A)和输出量(B)
Fig.5 Nitrogen input(A)and output(B)per unit area in livestock breeding system

粪尿氮素输出有 48% 进入水体, 24% 进入大气, 仅有 16% 还田进入土壤, 极易造成畜禽养殖污染。因此,带岭区一方面要适当控制畜禽养殖规模的增长速度, 另一方面要加强对畜禽粪尿污染问题的防治, 在合理处置畜禽养殖废弃物污染的基础上, 提高畜禽产品产量。

带岭区单位面积氮素流动通量的变化主要受化肥氮投入、农作物种植结构以及畜禽养殖规模的影响, 氮素流动通量的增加反映了带岭区农业生产环境氮负荷较大, 农田生产系统和畜禽养殖系统氮素流失的风险加大。

2.3 氮素流动利用效率

2007—2015 年, 带岭区农田生产系统与畜禽养殖系统氮素利用率如图 6 所示。研究期内, 带岭区农田生产系统氮素利用率呈先快速上升而后缓慢下降的趋势, 变化范围在 52.5%~70.8%。2008—2010 年农田生产系统氮素利用率上升明显, 尤其是 2010 年氮素利用率增幅达 24%, 说明在 2011 年之前, 单位面积氮素输入的增加对农作物氮素利用率的提高有着积极的作用, 大豆等农作物种植面积的增加提高了作物的氮素利用率。2011 年后单位面积氮素输入继续增加, 但农田生产系统氮素利用率却缓慢下降, 说明氮素过量投入在一定程度上限制了氮肥的高效利用。国际上一般推荐氮素利用率的参考值在 50%~90%, 该范围内系统氮素得到较充分利用, 也不会造成土壤氮素损失^[39]。在不考虑豆科作物生物固氮和粪尿肥施用的情况下, 我国氮素利用率平均为 47%, 世界均值为 68%。总体来看, 带岭区农田生产系统氮素利用率保持在较高的水平, 作物能较为有效地利用氮素, 建议根据具体土壤性质实行农作物轮作, 并在根区施肥过程中确定最佳施肥距离和深度, 以进一步提高氮素利用率^[40-41]。

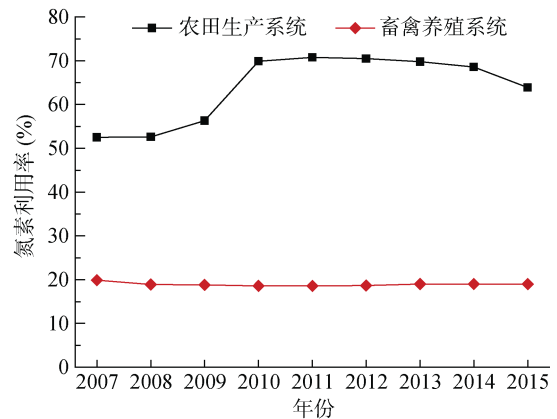


图 6 农田生产-畜禽养殖系统氮素利用率
Fig. 6 Nitrogen utilization rates in crop production and livestock breeding systems

畜禽养殖系统的氮素利用率一般都低于农田生产系统。带岭区畜禽养殖系统氮素利用率稳定在 19% 左右。一般认为, 氮素利用率<50%, 系统的氮素利用率存在着较大提升空间, 但由于畜禽粪尿在畜禽养殖系统氮素输出中占据很大比例且很难回收再利用, 所以提升畜禽养殖系统氮素利用率难度较大。与我国其他地区相比, 带岭区畜禽养殖系统氮素利用率处于中等水平(表 7)。因此, 提高畜禽养殖系统的氮素利用率一方面需要控制畜禽养殖数量, 减少饲养损失,

表 7 我国不同地区畜禽养殖系统氮素利用率对比
Table 7 Comparison of nitrogen utilization rates in livestock breeding systems in different regions in China

研究区域	畜禽养殖系统氮素利用率(%)	参考文献
带岭	18.6~19.9	本文
长春地区	13.2~14.5	[42]
黄淮海地区	28.0~29.3	[43]
石家庄	14~30	[44]
南京	11.14	[45]
太湖流域	8.1~11.4	[15]

另一方面提倡畜禽粪尿肥氮素的循环利用,加强畜禽养殖管理,注意防治畜禽养殖污染,提高氮素的回收利用率。

2.4 氮素流动环境负荷

盈余于土壤中的氮素能够作为养分提供给作物重新利用,因此进入到大气、水体中的氮负荷是环境氮负荷的主要来源。由于带岭区农田-畜禽系统外部输入氮的持续增加,进入大气、水体的环境氮负荷随之快速增大。如图 7 所示,除 2013 年外,研究区环境氮负荷逐年增加且增速明显,由 2007 年的 406 t 增加到 2015 年的 847 t,其中进入水体和大气的氮负荷分别约占环境氮负荷的 56.5% 和 43.5%。2007—2012 年期间,进入水体的氮负荷迅速增加,年增长率超过 10%,进入大气氮负荷年增长率则达到 12% 以上;2012 年后尽管环境氮负荷增长速度有所减缓,进入水体和大气的氮负荷年增长率降为 6% 左右,但环境氮负荷仍持续增长。水体氮负荷快速增大主要由带岭区近 10 a 来畜禽数量增长迅速,畜禽粪尿输出的大量增加造成。研究表明,带岭区畜禽养殖数量和规模的扩大给当地农业生产环境带来了较大的影响,环境氮负荷的快速上升,使带岭区空气中活性氮含量增加,水体富营养化风险加剧,不利于带岭区农业的可持续发展。因此,合理控制畜禽养殖规模,提高畜禽粪尿的利用率,对减轻带岭区农业生产环境污染负荷具有重要意义。

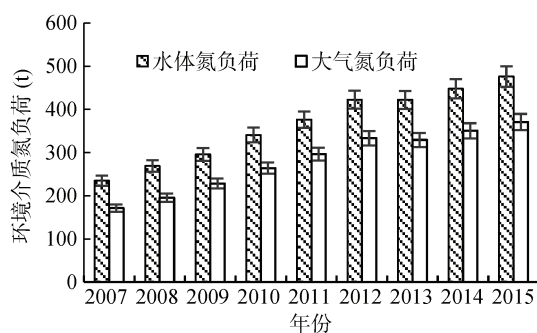


图 7 环境氮负荷量年度变化

Fig. 7 Annual change of environmental nitrogen load

目前带岭区畜禽粪尿还田量占粪尿产生量的 18% 左右,施入农田的畜禽粪尿含氮量在 $22 \sim 50 \text{ kg/hm}^2$ 。根据欧盟硝酸盐法令的标准,施入农田的畜禽粪尿含氮量不得超过 170 kg/hm^2 ^[46],带岭区畜禽粪尿还田量仍有较大提升空间,需进一步加强对畜禽养殖的管理,提高畜禽粪尿的还田率,减少粪尿肥回收和利用过程中的环境损失,以降低环境氮负荷。农田生产系统在生产过程中应改善农作物氮供给和氮需求的平

衡,同时提高作物对氮素的利用率。已有研究表明,推行根区施肥,减少肥料向环境的迁移损失是提高肥料利用率的重要举措^[47],其次有机无机肥料配合施用能够显著提高氮的当季利用率^[48]。带岭区农田生产系统应在提高畜禽粪尿还田量的同时,降低化肥氮的输入,维持氮素供需平衡,配合施用有机无机肥料,提高作物氮素利用率,以减轻环境氮负荷。

3 结论

1)2007—2015 年,带岭区农田生产系统与畜禽养殖系统单位面积氮素流动通量均呈上升趋势,且在 2007—2012 年上升趋势幅度较大。畜禽养殖数量、农作物种植结构是影响氮素流动通量的重要因素。带岭区畜禽养殖系统依靠大量的氮投入(进口饲料)来提高畜禽产品产量,同时也造成了较为严重的氮素流失问题。

2)带岭区农田生产系统氮素利用率平均为 64%,氮素利用率较高,作物能较有效利用氮素。2010 年之前氮素利用率随着农田生产系统氮输入以及大豆种植面积的增加而提高,但 2011 年以来由于氮肥的过量输入,氮素利用率有所下降;畜禽养殖系统氮素利用率在 19% 左右,存在着较大提升空间,需要加强对畜禽粪尿氮素的回收再利用,以提高氮素利用率。

3)带岭区农田生产系统与畜禽养殖系统环境氮负荷快速增加,损失的氮素进入水体和大气的比例分别为 56.5% 和 43.5%。畜禽养殖数量增加过快,粪尿氮素损失严重是环境氮负荷增加的主要原因。因此要从源头上减轻畜禽养殖污染,降低环境负荷,需要加强畜禽养殖科学管理,合理控制养殖规模,提高养殖废弃物的循环利用率。带岭区在提高粪尿还田率的同时,应尽可能减少化肥氮的投入,使农田生产-畜禽养殖系统向高效、可持续方向发展。

致谢:感谢伊春市带岭区农业局张青松、凉水实验林场刘吉春、顾伟为本研究提供帮助。

参考文献:

- [1] 郝卓. 亚热带典型流域大气氮湿沉降特征与环境效应及其同位素源解析[D]. 重庆: 西南大学, 2016.
- [2] 崔艳荷. 森林土壤中活性氮的微生物转化过程研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016.
- [3] Galloway J N, Cowling E B. Reactive nitrogen and the world: 200 years of change[C].//2nd International Nitrogen Conference, Potomac, Maryland, UAS, 2001. AMBIO, 2002, 31(2): 64–71.

- [4] 雒守华. 模拟氮沉降对华西雨屏区光皮桦林凋落物分解、土壤酶活性和土壤呼吸的影响[D]. 雅安: 四川农业大学, 2010.
- [5] 曾祥明. 氮肥优化施用技术对中稻产量及氮肥利用率的影响[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
- [6] 王敬国, 林杉, 李保国. 氮循环与中国农业氮管理[J]. 中国农业科学, 2016, 49(3): 503–517.
- [7] 闫湘, 金继运, 梁鸣早. 我国主要粮食作物化肥增产效应与肥料利用效率[J]. 土壤, 2017, 49(6): 1067–1077.
- [8] 巨晓棠, 谷保静. 我国农田氮肥施用现状、问题及趋势[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(4): 783–795.
- [9] 武淑霞. 我国农村畜禽养殖业氮磷排放变化特征及其对农业面源污染的影响[D]. 北京: 中国农业科学院, 2005.
- [10] 刘晓永, 王秀斌, 李书田. 中国农田畜禽粪尿氮负荷量及其还田潜力[J]. 环境科学, 2018, 39(12): 5723–5739.
- [11] 武良, 张卫峰, 陈新平, 等. 中国农田氮肥投入和生产效率[J]. 中国土壤与肥料, 2016(4): 76–83.
- [12] 伊春市带岭区人民政府, 黑龙江省带岭林业实验局, 地方志编审委员会. 带岭区志. 区志编委会编辑出版, 1988.
- [13] Wolf J, Beusen A H W, Groenendijk P, et al. The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands[J]. Environmental Modelling and Software, 2003, 18(7): 597–617.
- [14] Velthof G L, Oudendag D, Witzke H P, et al. Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE[J]. Journal of Environmental Quality, 2009, 38(2): 402–417.
- [15] 王丹, 王延华, 杨浩, 等. 太湖流域农田生产-畜禽养殖系统氮素流动特征[J]. 环境科学研究, 2016, 29(3): 457–464.
- [16] 侯勇, 高志岭, 马文奇, 等. 京郊典型集约化“农田-畜牧”生产系统氮素流动特征[J]. 生态学报, 2012, 32(4): 24–32.
- [17] 佟玉欣, 李玉影, 刘双全, 等. 黑龙江春玉米籽粒产量与氮素吸收变化特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(5): 1094–1102.
- [18] 刘业丽, 栾怀海, 何琳, 等. 不同基因型大豆植株氮素积累变化动态研究[J]. 黑龙江农业科学, 2014(3): 30–34.
- [19] 逄超普. 不同空间尺度区域氮素收支[D]. 南京: 南京农业大学, 2011.
- [20] 高利伟. 食物链氮素养分流动评价研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2009.
- [21] 李建辉. 中国主要粮食作物生产—消费体系养分流动分析与评价研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2007.
- [22] 吴秀华. 玉米秸秆资源有效利用推进产能经济发展[J]. 中国农业信息, 2015(16): 26–27.
- [23] 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): 3417–3423.
- [24] 马林. 中国食物链氮素流动规律及调控策略[D]. 保定: 河北农业大学, 2010.
- [25] 刘晓利. 我国“农田—畜牧—营养—环境”体系氮素养分循环与平衡[D]. 保定: 河北农业大学, 2005.
- [26] 王玉庆. 第一次全国污染源普查资料编纂委员会. 污染源普查数据集[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [27] 朱向明, 韩妍, 韩秉进. 大豆生物固氮模型研究进展[J]. 植物营养与肥料学报, 2011, 17(5): 1268–1273.
- [28] Burns R C, Hardy R W. Nitrogen fixation in bacteria and higher plants[J]. Molecular Biology, Biochemistry, and Biophysics, 1975(21): 1–189.
- [29] Zhu Z L, Wen Q X, Freney J R. Nitrogen in Soils of China[M]. Netherlands: Springer, 1997, 74: 239–279.
- [30] Ju X T, Xing G X, Chen X P, et al. Reducing environmental risk by improving N management in intensive Chinese agricultural systems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2009, 106(9): 3041–3046.
- [31] 谷保静. 人类-自然耦合系统氮循环研究——中国案例[D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
- [32] 杜伟, 逄超普, 姜小三, 等. 长三角地区典型稻作农业小流域氮素平衡及其污染潜势[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(1): 9–14.
- [33] 张东升, 史学正, 于东升, 等. 城乡交错区蔬菜生态系统氮循环的数值模拟研究[J]. 土壤学报, 2007, 44(3): 484–491.
- [34] 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.
- [35] Song L, Tian P, Zhang J B, et al. Effects of three years of simulated nitrogen deposition on soil nitrogen dynamics and greenhouse gas emissions in a Korean pine plantation of northeast China[J]. Science of The Total Environment, 2017, 609: 1303–1311.
- [36] 吴晋强. 动物营养学[M]. 合肥: 安徽科学技术出版社, 2010.
- [37] 巨晓棠, 谷保静. 氮素管理的指标[J]. 土壤学报, 2017, 54(2): 281–296.
- [38] Springob G, Kirchmann H. Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized soil organic matter in sandy arable soils[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2003, 35(4): 629–632.
- [39] Norton R, Davidson E, Roberts T. NUE and nutrient performance indicators[OL]. Global Partnership on Nutrient Management (GPNM), 2015. <http://www.nutrientchallenge.org/search/node/NUE%20and%20nutrient%20performance%20indicators>

- [40] 贾倩, 廖世鹏, 卜容燕, 等. 不同轮作模式下氮肥用量对土壤有机氮组分的影响[J]. 土壤学报, 2017, 54(6): 1547–1558.
- [41] 刘晓伟, 陈小琴, 王火焰, 等. 根区一次施氮提高水稻氮肥利用效率的效果和原理[J]. 土壤, 2017, 49(5): 868–875.
- [42] 张晓萌, 王寅, 焉莉, 等. 长春地区食物链氮素养分流动趋势与特征分析[J]. 自然资源学报, 2017, 32(2): 255–265.
- [43] 赵路. 黄淮海地区畜禽粪尿氮素资源利用及其环境效应研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2009.
- [44] 马怡斐, 柏兆海, 马林, 等. 栾城城郊型农牧系统养分流动与环境排放时空特征[J]. 中国农业科学, 2018, 51(3): 493–506.
- [45] 周迪, 谢标, 杨浩, 等. 南京城市化食物生产消费系统氮素流动变化[J]. 生态学报, 2017, 37(3): 960–968.
- [46] Henkens P L C M, van Keulen H. Mineral policy in the Netherlands and nitrate policy within the European Community[J]. Njas-wageningen Journal of Life Sciences, 2001, 49(2): 117–134.
- [47] 王火焰, 周健民. 根区施肥——提高肥料养分利用率和减少面源污染的关键和必需措施[J]. 土壤, 2013, 45(5): 785–790.
- [48] 杨兴明, 徐阳春, 黄启为, 等. 有机(类)肥料与农业可持续发展和生态环境保护[J]. 土壤学报, 2008, 45(5): 925–932.