

# 华北平原种养一体规模化农场氮素流动特征及利用效率——以河北津龙循环农业园区为例

石鹏飞<sup>1,2</sup> 郑媛媛<sup>1,2</sup> 赵平<sup>3</sup> 杨东玉<sup>1,2</sup> 贾亮<sup>4</sup> 王贵彦<sup>1,2\*</sup>

(<sup>1</sup>河北农业大学农学院, 河北保定 071001; <sup>2</sup>河北省作物生长调控实验室, 河北保定 071001; <sup>3</sup>河北省景县气象局, 河北景县 053500; <sup>4</sup>河北津龙公司, 河北景县 053500)

**摘要** 种养一体规模化、集约化是华北平原农业发展的必然趋势,而氮素是连接种植养殖的主要养分资源,以河北津龙循环农业园区为例,采用文献资料、实地调查方法分析农场水平氮素流动特征及利用率,并通过情景分析方法提出农场氮素管理措施,为实现农场水平氮养分资源高效利用、提高农场生产系统生产力和改善华北平原循环农业模式提供技术支撑和科学依据。结果表明:在农场水平下,化肥和有机肥输入氮量  $674.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,占总输入氮量的 88.3%,氮利用率为 41.5%,种植系统氮盈余量  $190.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,施氮量过多是造成种植系统氮利用率低和氮素盈余量高的主要原因。养殖系统中外购饲料提供氮量占饲料总输入氮量的 83.2%,粪尿排氮量为  $776.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ,而还田比例仅为 36.3%,氮利用率 19.7%。农场水平氮总利用率为 40.7%。情景分析表明,农田减少化肥施氮量 50%(情景 1)、增加来自农场内部玉米籽粒产量(情景 2)措施,可分别使种植系统氮利用率提高 34.6%和 15.6%,同时农场水平氮总利用率分别提高 18.7%和 9.8%;另外,优化养殖系统饲料结构(情景 3),可使氮总利用率提高 19.1%。因此,减少化肥氮施用量、调整作物种植结构、优化饲料结构等,是提高农场氮生产力和实现环境友好双赢效果的措施和途径。

**关键词** 农场水平; 农牧结合; 氮流动特征; 氮利用率; 华北平原

**Nitrogen flow characteristic and use efficiency in mixed crop-livestock system in North China Plain: Hebei Jinlong Circular Agriculture Farm as an example.** SHI Peng-fei<sup>1,2</sup>, ZHENG Yuan-yuan<sup>1,2</sup>, ZHAO Ping<sup>3</sup>, YANG Dong-yu<sup>1,2</sup>, JIA Liang<sup>4</sup>, WANG Gui-yan<sup>1,2\*</sup> (<sup>1</sup>College of Agronomy, Hebei Agricultural University, Baoding 071001, Hebei, China; <sup>2</sup>Key Laboratory of Crop Growth Regulation of Hebei Province, Baoding 071001, Hebei, China; <sup>3</sup>Jingxian Meteorology Administration, Jingxian 053500, Hebei, China; <sup>4</sup>Hebei Jinlong Company, Jingxian 053500, Hebei, China).

**Abstract:** Scale and intensive development of mixed crop-livestock agriculture is inevitable in North China Plain (NCP), and nitrogen (N) is one of the key elements that linked the crop and livestock production. Here, we used Hebei Jinlong Circular Agriculture Farm as an example, to analyze the N flow and use efficiency, by using data from literature, on-farm survey and modeling. Further, several on-farm N management improvement practices were proposed and evaluated through scenario analysis, to supply technical support and scientific basis not only for achieving higher N use efficiency and productivity at the farm level, but also providing a new model of circular agriculture in NCP. Our results indicated that manure and purchased fertilizer were the main N input in crop production, which amounted to  $674.6 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  and accounted for 88.3% of the total N input. Of all the N input in crop production system, only 41.5% ended up in the crop products and around  $190.7 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$  surplus. The excess input of synthetic fertilizer was the main reason for low N use efficiency and high N surplus for crop system. Purchased feed was the main N input pathway

本文由国家科技支撑计划项目(2012BAD14B07-06-02)资助 This work was supported by the National Science and Technology Support Program of China (2012BAD14B07-06-02).

2016-08-23 Received, 2017-01-18 Accepted.

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangguiyan71@126.com

in livestock production system, and accounted for 83.2% of the total N input. The annual N excretion rate was 776.6 t N, and around 36.3% of the excreted N was recycled to the crop system. The N use efficiency was 19.7% for livestock production system. The N use efficiency was 40.7% at the whole farm level. The scenarios analysis showed that reducing purchased fertilizer N input by 50% (scenario 1) and increasing the total maize production via adjustment of cropping structure (scenario 2) would increase the N use efficiency in cropping system by 18.7% and 9.8%, respectively. The whole farm use efficiency could be increased by 19.1% through optimizing the feed compositions and regimes (scenario 3). Therefore, reducing purchased fertilizer N input, adjustment of cropping structure and optimizing the feed compositions could increase the N production capacity and achieve an environmental friendly mixed crop-livestock production system simultaneously in NCP.

**Key words:** farm level; mixed crop-livestock system; nitrogen flow characteristic; nitrogen use efficiency; North China Plain.

华北平原是我国重要的粮食生产基地和畜牧业生产重要区域,粮食产量占全国粮食总产量的34.4%,肉蛋奶产量占全国总产量的37.0%<sup>[1]</sup>.而种植和养殖之间缺乏协调互补的“种养分离”,小规模农户生产模式造成的种养系统间物质循环割裂,大量资源浪费、能量高耗和环境污染问题日趋明显,已成为华北平原农牧业发展的主要制约因素.随着种植和养殖规模的不断扩大,种养一体规模化、集约化已成为华北平原农业发展的必然趋势.

农牧结合是连接种植和养殖、提高养分循环利用效率、提高农场生产力及促进华北平原种养可持续发展的的重要途径.近年来,规模化、集约化农场的快速发展虽然显著提高了农场生产水平、生产效率以及经济效益,但其高饲料养分投入、高密度饲养、高化肥使用超出了农场单位面积土地的环境承载力,且因畜禽粪尿排泄量过多已远远超过配套农田的消纳量,致使大量的氮养分流失到环境中<sup>[2]</sup>,这会导致地下水硝酸盐超标<sup>[3]</sup>、温室气体排放增加<sup>[4-5]</sup>、地表水富营养化<sup>[6]</sup>、土壤酸化<sup>[7]</sup>、大气沉降增多<sup>[8]</sup>等一系列环境污染问题.而针对农场水平的氮素管理研究主要集中在减少饲料饲喂、畜禽粪尿在舍内以及贮存运输过程中的氮养分损失、减少氨挥发、降低环境污染<sup>[9-13]</sup>等方面.因此,加强“种植-养殖”生产系统氮养分管理,提高农牧结合的紧密程度<sup>[14-18]</sup>,从而优化氮养分资源在种植和养殖间的配置及其循环利用,是促进农牧循环发展,提高农场系统生产力的重要措施和途径.

河北津龙循环农业园区是华北平原典型的种养一体规模化循环农业农场.本研究以河北津龙循环农业园区为例,研究农场水平“种植-养殖”生产系统氮素流动特征及利用效率,并通过情景分析方法提出促进氮养分资源高效循环利用的措施和途径,为

构建华北平原循环农业可持续发展模式提供技术支撑和科学依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究地点概况

河北津龙循环农业园区位于河北省景县龙华镇(37°58' N, 115°99' E),地处河北平原东南部,属黑龙港流域,地势平坦,海拔25 m,属暖温带半湿润大陆性气候.该区年平均气温为13.1℃,年平均降雨量为554 mm,年平均日照时数2745.2 h,全年无霜期191 d左右.经过多年的发展,目前园区已经发展成为集种植、养殖、饲料加工、沼气发酵、有机肥加工等多项产业为一体的国家级农业产业园区,是华北平原典型的种养一体规模化生态循环农业模式.目前,园区可利用耕地面积1145.3 hm<sup>2</sup>,其中,小麦-玉米两熟种植面积1000 hm<sup>2</sup>,苜蓿、高丹草等牧草种植面积60 hm<sup>2</sup>.小麦秸秆全部还田,玉米收获后秸秆粉碎回收做青贮饲料,主要饲喂奶牛和肉牛.小麦籽粒全部出售,玉米籽粒经加工后为猪和牛养殖提供精饲料.养殖占地45.3 hm<sup>2</sup>,主要为奶牛、肉牛、生猪养殖.奶牛存栏1400头,其中产奶牛280头,育成牛700头,犍牛420头,日产牛奶6000 kg;肉牛存栏量3000头,年出栏1000头育成牛和出售600头架子牛;年出栏生猪6万头.园区目前已形成种植-奶牛、肉牛、生猪养殖-沼气发酵-种植等多条循环链条,将农场中种植、养殖、饲料加工、沼气等环节紧密相连.

1.2 研究系统界定

本研究以氮流动途径为依据,确定农场中种植和养殖系统为系统边界.种植系统包括小麦-玉米两熟,养殖系统包括生猪、奶牛和肉牛.本研究通过实地调查农场的各个生产环节和查阅文献资料构建了农场生产系统的氮素流动模型(图1).

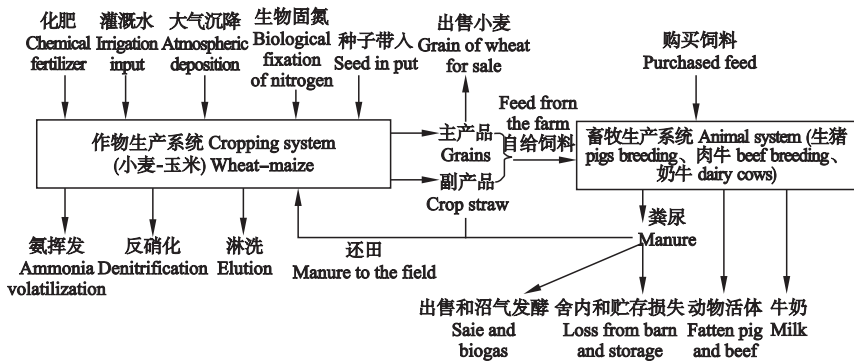


图1 农场生产系统氮养分流动模型  
Fig.1 Model of nitrogen flows in mixed crop-livestock system.

1.3 作物生产系统的氮平衡算法

1.3.1 输入项算法和数据来源 化肥输入氮量=化肥含氮量×化肥施入量,有机肥输入氮量=有机肥含氮量×有机肥施入量,种子带入氮量=籽粒含氮量×播种量,作物秸秆还田输入氮量=秸秆含氮量×秸秆产量×还田比例.其中,化肥施入量及含氮量、有机肥种类及施入量、种子用量、灌溉量、作物秸秆还田比例、作物籽粒产量等数据通过农场实地调查获得;大气沉降、灌溉水输入氮量参考裴宏伟等<sup>[19]</sup>的研究结果;生物固氮输入氮量参考鲁如坤等<sup>[20]</sup>的研究结果.

1.3.2 输出项算法和数据来源 作物籽粒收获氮量=籽粒含氮量×籽粒产量,作物秸秆收获氮量=秸秆含氮量×秸秆产量,作物生产系统氮损失量=(化肥施入总氮量+有机肥施入总氮量)×损失率.其中,不同作物籽粒含氮量参考骆世明<sup>[21]</sup>主编的《农业生态学》.不同作物秸秆含氮量和秸秆籽粒比来源于《中国有机肥料养分志》<sup>[22]</sup>,小麦、玉米的秸秆籽粒比采用常用的1.1和1.2;氨挥发、反硝化和淋洗损失系数参考裴宏伟等<sup>[19]</sup>、赵荣芳等<sup>[23]</sup>的研究结果.

1.4 畜牧生产系统的氮平衡算法

1.4.1 输入项算法和数据来源 饲料输入总氮量=饲料含氮量×日饲料投入量×饲养天数,自给饲料氮量=玉米籽粒和秸秆收获氮量+牧草收获氮量,购买饲料氮量=饲料输入总氮量-自给饲料氮量.本研究以动物的不同生长阶段来计算饲料输入总氮量,由于不同动物在不同生长阶段的饲料种类与配比、每天饲料投入量、日粮精粗比例均不相同.不同动物的养殖数量、不同生长阶段的饲料种类与配比及每天饲料投入量、各生长阶段饲养天数等通过实地调查获得;不同粗饲料含氮量来源于《中国饲用植物志》<sup>[24]</sup>和《中国饲料成分及营养价值表》<sup>[25]</sup>,精饲料含氮量来源于《中国饲料成分及营养价值表》<sup>[25]</sup>.

1.4.2 输出项算法和数据来源 出栏动物活体输出氮量=动物活体含氮量×动物数量×动物出栏质量,动物产品输出氮量=动物产品含氮量×动物产品产量,未出栏动物活体输出氮量=动物活体含氮量×(年末活体质量-年初活体质量),畜禽粪尿输出氮量=粪尿含氮量×畜禽粪尿排泄量,畜禽粪尿损失氮量=舍内畜禽粪尿氮损失量+舍外贮存过程中畜禽粪尿氮损失量.其中,不同生长阶段的动物活体质量、动物产品产量、动物粪尿排泄量的数据通过实地调查获得;动物产品含氮量来源于农场测定数据;不同动物活体含氮量参考杨凤<sup>[26]</sup>主编的《动物营养学》;不同动物粪尿含氮量来源于《中国有机肥料养分志》<sup>[22]</sup>;畜禽粪尿损失氮量根据畜禽粪尿排泄总氮量和相应的损失系数相乘获得,不同动物粪尿舍内和贮存过程中氨挥发损失系数参考刘东<sup>[27]</sup>的研究结果,反硝化损失系数来源于IPCC(2006)<sup>[28]</sup>.

1.5 评价指标

作物生产系统氮盈余量=作物生产系统输入总氮量-作物生产系统输出氮量;作物生产系统氮养分利用率(%)=作物籽粒和秸秆收获氮量/作物生产系统总氮输入量(化肥+有机肥+种子带入+作物副产品+灌溉输入+大气沉降+生物固氮)×100;养殖生产系统氮养分利用率(%)=(出栏动物活体输出氮量+动物产品输出氮量+未出栏动物活体输出氮量)/畜牧生产系统总氮输入量(自给饲料+购买饲料)×100;农场生产系统氮养分利用率(%)=(作物籽粒和秸秆收获氮量+动物活体和动物产品输出氮量)/[作物生产系统外源氮输入量(化肥+种子带入+灌溉+大气沉降+生物固氮)+畜牧生产系统外源氮输入量(购买饲料)]×100.

1.6 数据处理

采用 Microsoft Excel 2007 软件处理数据和作图.

2 结果与分析

2.1 种植系统氮流动特征

由表 1 可以看出,种植系统氮总输入量为 764.2 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,盈余量为 190.7 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>.氮输入项中,化肥氮的贡献最大,为 51.4%;其次为有机肥输入氮量,占肥料氮输入总量的 41.8%,占总输入氮量的 36.9%,二者共输入氮量 674.6 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,超过目前产量水平下冬小麦和夏玉米生长对氮素的需求量(311 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>)<sup>[23]</sup> 1 倍多.作物副产品归还氮量为 39.3 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,占作物收获总氮量的 12.4%.输出项中,玉米籽粒和秸秆用作饲料,带走的氮量(317.1 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>) 占总输出量的 55.3%.其次是氮损失量,包括氨挥发、反硝化和淋洗途径损失的氮量,共 256.4 kg · hm<sup>-2</sup> · a<sup>-1</sup>,占输出总量的 44.7%.由此可见,种植系统中肥料施用量过高导致氮盈余和损失量过多,这不仅降低了氮利

用率,而且易引发严重的环境污染问题.

2.2 养殖系统氮流动特征

由表 2 可以看出,自给饲料输入氮量为 162.2 t · a<sup>-1</sup>,仅占总输入氮量的 16.8%,其中自给粗饲料(玉米秸秆)输入氮量占粗饲料总输入氮量的 49.2%,占种植系统中作物收获氮量的 20.9%;精饲料提供的氮量中,来自农场内部的玉米籽粒仅占精饲料总输入氮量的 11.5%,占种植系统中作物收获氮量的 30.3%,形成了系统之间的养分循环;购买饲料输入氮量占总输入氮量的 83.2%,其中购买精饲料氮量占饲料总输入氮量的 76.1%,而占精饲料总输入氮量的 88.5%,由此可以看出,养殖生产系统对外源饲料氮输入(尤其是精饲料)的依赖性较大.输出项中,有 15.0%的氮以动物活体和动物产品的形式输出,4.7%的氮用于未出栏的猪、奶牛和肉牛生长的体质量增加,而 80.3%的氮以粪尿的形式流出系统.养殖系统粪尿排氮量(776.6 t · a<sup>-1</sup>) 的36.3%

表 1 种植系统氮流动特征  
Table 1 Nitrogen flow characteristic in cropping system

输入项 Input	氮量 Nitrogen amount (kg · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> )	占总输入的 百分比 Percentage of the total input	输出项 Output	氮量 Nitrogen amount (kg · hm <sup>-2</sup> · a <sup>-1</sup> )	占总输出的 百分比 Percentage of the total output
化肥 Chemical fertilizer	392.5	51.4	作物籽粒 Grain	211.5	36.9
有机肥 Organic manure	282.1	36.9	作物秸秆 Crop straw	105.6	18.4
种子带入 Seed input	5.2	0.7	氨挥发 Ammonia volatilization	67.5	11.8
作物副产品 By product	39.3	5.2	反硝化 Denitrification	20.2	3.5
灌溉输入 Irrigation input	12.0	1.6	淋洗 Elution	168.7	29.4
生物固氮 Biological fixation of nitrogen	10.0	1.3			
大气沉降 Atmospheric deposition	23.0	3.0			
输入总计 Total input	764.2		输出合计 Total output	573.4	
盈余(总输入-总输出) Surplus	190.7				

表 2 养殖系统氮流动特征  
Table 2 Nitrogen flow characteristic in animal system

输入项 Input	氮量 Nitrogen amount (t · a <sup>-1</sup> )	占总输入的 百分比 Percentage of the total input	输出项 Output	氮量 Nitrogen amount (t · a <sup>-1</sup> )	占总输出的 百分比 Percentage of the total output
自给饲料 Feed from the farm	粗饲料 Roughage	66.2 6.9	出栏生猪 Fatten pigs	124.8	12.9
	精饲料(玉米籽粒) Concentrated feed(maize grain)	96.0 9.9	出售活体牛 Sale cattle	9.3	1.0
购买饲料 Purchased feed	粗饲料 Roughage	68.5 7.1	牛奶 Milk	11.2	1.1
	精饲料 Concentrated feed	736.4 76.1	动物活体增量 Increased mass of animals	45.3	4.7
输入总计 Total input		967.1	还田粪肥 Manure to the field	282.1	29.2
			粪肥挥发和淋洗损失 Volatilization and elution of manure	108.8	11.2
			出售和沼气发酵 Sale and biogas	385.7	39.9
			输出合计 Total output		967.1



表 3 农场系统氮利用率  
Table 3 Nitrogen use efficiency in mixed farm systems

系统 System	输入氮 Nitrogen Input	输出氮 Nitrogen Output	氮利用率 Nitrogen use efficiency (%)
种植系统 Cropping system ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )	764.2	317.1	41.5
养殖系统 Animal system( $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$ )	967.1	190.5	19.7
农场系统 Farm system( $\text{t} \cdot \text{a}^{-1}$ )	1247.6	507.6	40.7

返还农田,这部分氮量占种植系统氮输入量的36.9%.

2.3 农场系统的氮利用率

表 3 计算了农场中各子系统和总系统氮利用率.作物副产品还田实现了作物生产系统内养分循环利用,粪尿返还农田实现了畜牧生产系统与作物生产系统之间的养分循环利用.种植系统氮利用率为 41.5%,养殖系统较低,为 19.7%,总系统的氮利用率为 40.7%.

2.4 农场系统氮养分利用率的敏感性分析

本研究将 2015 年农场生产系统氮流动项的实际数值作为基准值,分别就种植和养殖生产系统设置 3 种不同的情景,并分析不同情景下农场系统的氮总利用率.

情景 1:化肥氮施用量减少 50%,有机肥施用量

不变.根据表 1,农田氮盈余为  $190.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,而来自化肥的氮输入量为  $392.5 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,因此设定来自化肥的氮用量降低 50%,其他参数不变.

情景 2:鉴于当前农场外输入精饲料量大,将种植冬小麦的面积减少 50%,改种玉米,即由传统的冬小麦-夏玉米种植模式改为春玉米-夏玉米种植模式,除种植系统投入氮量变化外,其他参数不变.

情景 3:饲料氮养分利用率提高 10%,其他参数不变.已有研究表明,优化饲料中蛋白质与赖氨酸的比例、添加氨基酸螯合物等均可显著提高饲料氮素利用率(15%~20%)<sup>[29-30]</sup>.由此可见,优化饲料配比和添加饲料添加剂均可以较大幅度地提高畜牧生产系统的饲料氮利用率.因此,本研究在合理范围内将提高饲料氮利用率的比例确定为 10%<sup>[31]</sup>.

3 种情景分析的结果见表 4,减少化肥(氮)施用量(情景 1)、调整作物种植结构(情景 2)、优化饲料结构(情景 3)均能提高农场系统氮利用率.与 2015 年基准值相比,情景 1 种植系统氮利用率提高了 34.6%,农场氮总利用率提高了 18.7%;情景 2 种植系统氮利用率提高了 15.6%,外购饲料氮比例降低 15.8%,农场氮总利用率提高 9.8%;情景 3 农场氮总利用率提高了 19.1%.

表 4 不同情景下农场系统氮利用率  
Table 4 Nitrogen use efficiency of the farm system under different scenarios

项目 Item	肥料施用氮损失量 Loss of N from fertilizer		种植系统氮盈余量 Surplus of N in cropping system		种植系统氮利用率 Nitrogen use efficiency in cropping system		外购饲料氮比例 Ratio of purchased feed N		养殖系统氮利用率 Nitrogen use efficiency in animal system		农场系统氮利用率 Nitrogen use efficiency in the whole farm system	
	均值 Mean ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	占基准值的比例 Percentage of the basic value	均值 Mean ( $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ )	占基准值的比例 Percentage of the basic value	均值 Mean (%)	占基准值的比例 Percentage of the basic value	均值 Mean (%)	占基准值的比例 Percentage of the basic value	均值 Mean (%)	占基准值的比例 Percentage of the basic value	均值 Mean (%)	占基准值的比例 Percentage of the basic value
基准值 Basic value	256.4	100	190.7	100	41.5	100	83.2	100	19.7	100	40.7	100
情景 1 Scenario 1	181.8	70.9	69.1	36.2	55.8	134.6	83.2	100	19.7	100	48.3	118.7
情景 2 Scenario 2	243.1	94.8	141.1	74.0	48.0	115.6	70.1	84.2	19.7	100	44.7	109.8
情景 3 Scenario 3	256.4	100	190.7	100	41.5	100	83.2	100	29.7	150.8	48.4	119.1

3 讨 论

3.1 适当减少化肥氮的投入

本研究中农场种植系统氮主要来自化肥和有机肥,氮流动特征表明,每年来自化肥和有机肥的氮为  $674.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,占种植系统氮输入总量的 88.3%,高于华北平原冬小麦-夏玉米两熟农田氮肥

的平均施用量( $537 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ),也远远超过目前产量水平下(小麦  $5500 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ,玉米  $6000 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ )作物对氮素的需求量( $311 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )<sup>[32-33]</sup>.因此,导致种植系统氮素出现大量盈余,盈余量为  $190.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,高于赵荣芳等<sup>[23]</sup>( $86 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、张玉铭<sup>[34]</sup>( $75.9 \sim 123.8 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、梁鸣媛<sup>[35]</sup>( $136 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )、

裴宏伟等<sup>[19]</sup> ( $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ) 在华北平原小麦-玉米两熟系统氮盈余量的研究结果,也超过了荷兰政府规定的农田氮素年盈余最高限量值 ( $100 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )<sup>[36]</sup>.目前农场中种植系统氮利用率为 41.5%,而施肥(化肥)过高是造成氮盈余量高和利用率较低的主要原因.根据情景分析,当化肥氮投入量减少 50% (情景 1) 时,氮盈余量仅为  $69.1 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,种植系统氮利用率提高 34.6%,农场系统氮总利用率提高 18.7%.因此,本农场生产水平下,应根据小麦、玉米产量水平、需肥特点及对饲料质量的要求,适当减少化肥氮的施用量,以降低氮盈余量,从而提高氮素利用率.

### 3.2 调整农场作物种植结构

目前农场中主要以小麦-玉米两熟为主,兼有少量牧草种植,种植模式单一.玉米秸秆作为肉牛和奶牛等反刍动物的主要粗饲料来源,与养殖对粗饲料营养需求不匹配<sup>[37-38]</sup>.根据研究结果,养殖生产系统中外购饲料氮比例较大,占饲料总输入氮量的 83.2%,外购饲料氮量较大也是造成系统氮利用率低的原因之一.适当降低农场冬小麦种植面积(情景 2)时,种植系统氮盈余量降低,氮利用率提高 15.6%,从而也提高了农场系统总氮利用率.因此,适当调减小麦种植面积,增加玉米种植面积,同时扩大青贮玉米、苜蓿、高丹草等优质饲料作物种植面积,不仅能够降低外购饲料氮的比例,提高氮养分利用率,而且粮饲复合种植模式光能资源利用效率、营养产量和能量产量都明显提高<sup>[39]</sup>,从而提高了农场系统资源利用效率.

### 3.3 畜禽粪便氮养分循环利用

畜禽粪便还田是联系种植和养殖的重要纽带,也是实现“种植-养殖”生产系统氮养分资源循环利用的主要环节.农场中,养殖系统粪尿排氮量为  $776.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ,而作为有机肥返回种植系统的仅为 36.3%,占种植系统肥料氮施入总量的 41.8%.根据 Liang 等<sup>[40]</sup>、Van Kuelen 等<sup>[41]</sup>的研究结果,奶牛农牧生产体系中粪尿还田循环利用可减少化肥氮施用量约 70%~74%.本研究情景 1 中减少了化肥氮施入 50%,如果进一步增加畜禽粪便的还田比例,还会减少更多的氮肥施用量,但需要考虑农田耕地环境负荷和重金属污染风险等安全问题<sup>[42-44]</sup>.目前我国尚未制定畜禽粪便氮养分的施用标准,大多数采用欧盟委员会规定的农田畜禽粪便氮最高限额  $170 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ <sup>[45]</sup> 的标准.由于欧洲与我国的耕作制度和种植方式存在很大差异,且我国耕地的复种指数比

较高,作物从土壤中吸收的氮养分总量也较大.因此,在不超过耕地畜禽粪便承载能力和重金属污染风险的情况下,提高畜禽粪便的还田比例,实现种植和养殖的协调发展,是提高农场氮养分循环利用的重要措施之一.

## 4 结 论

农场水平下,种植系统氮盈余量为  $190.7 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,化肥和有机肥的氮施用量高达  $674.6 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,占总输入氮量的 88.3%,种植系统氮利用率为 41.5%,施肥量过高是造成氮利用率低和氮素盈余量过高的主要原因;养殖生产系统氮利用率为 19.7%,外购饲料氮比例占饲料总输入氮量的 83.2%,粪尿排氮量为  $776.6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ,但还田比例仅为 36.3%.农场系统的氮总利用率为 40.0%.情景分析表明,如果采取减少化肥施氮量 50% (情景 1)、增加来自农场内部玉米籽粒产量(情景 2)等措施,可分别提高种植系统氮利用率 34.6% 和 15.6%,同时农场水平氮总利用率分别提高 18.7% 和 9.8%;另外,优化养殖系统饲料结构也是提高农场氮总利用率的有效措施,当饲料氮利用率提高 10% (情景 3) 时,氮总利用率可提高 19.1%.

因此,对华北平原种养一体规模化农场生产系统来说,根据作物种类、需氮特点和对饲料质量需求等生产特点,采取降低化肥氮施用量、调整作物种植结构提高来自农场内部氮供应量以及提高粪尿还田比例和优化饲料结构等措施,提高系统氮总利用率,是实现种养平衡和可持续发展的重要措施和途径.

## 参考文献

- [1] National Bureau of Statistics of the People's Republic of China (中华人民共和国统计局). China Statistical Yearbook 2015. Beijing: China Statistics Press, 2015 (in Chinese)
- [2] Lv C (吕超), Qin W-X (秦雯霄), Gao T-Y (高腾云), et al. Nitrogen balance in dairy farm: Research progress. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2013, **24**(1): 277-285 (in Chinese)
- [3] Zhang W-L (张维理), Tian Z-X (田哲旭), Zhang N (张宁), et al. Investigation of nitrate pollution in ground water due to nitrogen fertilization in agriculture in North China. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* (植物营养与肥料学报), 1995, **1**(2): 80-87 (in Chinese)
- [4] Wang Y-Y (王玉英), Hu C-S (胡春胜), Cheng Y-S (程一松), et al. Carbon sequestrations and gas regulations in summer-maize and winter-wheat rotation ecosystem affected by nitrogen fertilization in the Piedmont

- Plain of Taihang Mountains, China. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2009, **28** (7): 1508–1515 (in Chinese)
- [5] Wang Y-Y (王玉英), Hu C-S (胡春胜). Soil greenhouse gas emission in winter wheat/summer maize rotation ecosystem as affected by nitrogen fertilization in the Piedmont Plain of Mount Taihang, China. *Chinese Journal of Eco-Agriculture* (中国生态农业学报), 2011, **19**(5): 1122–1128 (in Chinese)
- [6] Wu F (吴 锋), Zhan J-Y (战金艳), Deng X-Z (邓祥征), *et al.* Influencing factors of lake eutrophication in China. *Ecology and Environmental Sciences* (生态环境学报), 2012, **21**(1): 94–100 (in Chinese)
- [7] Guo JH, Liu XJ, Shen JL, *et al.* Significant acidification in major Chinese croplands. *Science*, 2010, **327**: 1008–1010
- [8] Shen J-L (沈健林), Liu X-J (刘学军), Zhang F-S (张福锁). Atmospheric dry depositions of ammonia and nitrogen dioxide to agricultural fields in perisuburbs of Beijing. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2008, **45** (1): 165–169 (in Chinese)
- [9] Figueiro D, Pereira J, Coutinho J, *et al.* NPK farm-gate nutrient balances in dairy farms from Northwest Portugal. *European Journal of Agronomy*, 2008, **28**: 625–634
- [10] Webb J, Menzi H, Pain BF, *et al.* Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*, 2005, **135**: 399–406
- [11] Hutching NJ, Sommer SG, Andersen JM, *et al.* A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment*, 2001, **35**: 1959–1968
- [12] Liu X-L (刘晓利), Xu J-X (许俊香), Wang F-H (王方浩), *et al.* The resource and distribution of nitrogen nutrient in animal excretion in China. *Journal of Agricultural University of Hebei* (河北农业大学学报), 2005, **28**(5): 27–32 (in Chinese)
- [13] Ma X-Y (马晓远), Gao Z-L (高志岭), Gao Y-X (高艳霞), *et al.* Milk production, nitrogen balance and utilization efficiency of lactating cows in dairy operations with different sizes. *Journal of Agricultural University of Hebei* (河北农业大学学报), 2014, **37**(3): 88–93 (in Chinese)
- [14] Velthof GL, Oudendag D, Witzke HP, *et al.* Integrated assessment of nitrogen losses from agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. *Journal of Environmental Quality*, 2009, **38**: 402–417
- [15] Oenema O, Witzke HP, Klimont Z, *et al.* Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009, **133**: 280–288
- [16] Liang L, Nagumo T, Hatano R. Nitrogen flow in the rural ecosystem of Mikasa City in Hokkaido, Japan. *Pedosphere*, 2006, **16**: 264–272
- [17] Hou Y (侯 勇), Gao Z-L (高志玲), Ma W-Q (马文奇), *et al.* Nitrogen flows in intensive crop-livestock production systems typically for the peri-urban area of Beijing. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2012, **32** (4): 1027–1036 (in Chinese)
- [18] Zhang H-F (张华芳). Nitrogen and Phosphorus Flow in Agro-livestock System and Strategies of Optimization in Hebei Province. Master Thesis. Baoding: Agricultural University of Hebei, 2013 (in Chinese)
- [19] Pei H-W (裴宏伟), Shen Y-J (沈彦俊), Liu C-M (刘昌明). Nitrogen and water cycling of typical cropland in the North China Plain. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2015, **26**(1): 283–296 (in Chinese)
- [20] Lu R-K (鲁如坤), Liu H-X (刘鸿翔), Wen D-Z (闻大中), *et al.* Nutrient cycling and balance of agri-ecological systems in typical regions in China. II. Parameters of nutrient inputs from cropland. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 1996, **27**(4): 151–154 (in Chinese)
- [21] Luo S-M (骆世明). Agriculture Ecology. Beijing: China Agriculture Press, 2001 (in Chinese)
- [22] Service Centre of National Agricultural Technological Popularization (全国农业技术推广服务中心). Resource of Organic Fertilizer in China. Beijing: China Agriculture Press, 1999 (in Chinese)
- [23] Zhao R-F (赵荣芳), Chen X-P (陈新平), Zhang F-S (张福锁). Nitrogen cycling and balance in winter wheat-summer maize rotation system in the North China Plain. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2009, **46** (4): 684–697 (in Chinese)
- [24] Jia S-X (贾慎修). Resource of Forage Plant in China. Beijing: China Agriculture Press, 1987 (in Chinese)
- [25] Data of Fodder in China (中国饲料数据库). The feed composition and nutritional value. *China Feed* (中国饲料), 2014(22): 34–39 (in Chinese)
- [26] Yang F (杨 凤). Animal Nutrition. Beijing: China Agriculture Press, 2001 (in Chinese)
- [27] Liu D (刘 东). Evaluation of NH<sub>3</sub> Emission from Pig and Dairy Cow Manure in China. Master Thesis. Baoding: Agricultural University of Hebei, 2007 (in Chinese)
- [28] Eggleston S, Buendia L, Miwa K, *et al.* 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. IGES, Japan, 2006
- [29] Wang J-T (王吉潭), Li D-F (李德发), Xing J-J (邢建军), *et al.* Effects of different proportion of lysine protein on nitrogen use efficiency of fattening pigs. *Feed Industry* (饲料工业), 2003, **24**(12): 22–24 (in Chinese)
- [30] Liu D (刘 丹). Effects of Amino Acid Trace Mineral Chelates in Diets on Growth Performance, Blood Biochemical Indexes and Dietary Nutrient Utilization of Pigs. Master Thesis. Nanning: Guangxi University, 2007 (in Chinese)
- [31] Hou Y (侯 勇). Characteristics and Regulatory Approaches of Nutrient Flows in Intensive Crop-livestock Production Systems of the Peri-urban Area of China. Master Thesis. Baoding: Agricultural University of Hebei, 2011 (in Chinese)

[32] Zhu Z-L (朱兆良), Zhang F-S (张福锁). Nitrogen Behavior and the Basic Research of High Nitrogen Use Efficiency in Main Farmland Ecosystem. Beijing: Science Press, 2010 (in Chinese)

[33] Li J-L (李俊良), Zhang R-Q (张瑞清), Zhao R-F (赵荣芳), *et al.* The model of nutrition balance in wheat-maize rotation system in North China Plain. *Journal of Agricultural Science and Technology* (中国农业科技导报), 2005, **5**(suppl.): 40-44 (in Chinese)

[34] Zhang Y-M (张玉铭). Nitrogen Cycling and Balance in Wheat-maize Rotation Field in Piedmont Plain of MT Taihang in the North China Plain. Master Thesis. Beijing: China Agricultural University, 2005 (in Chinese)

[35] Liang M-Y (梁鸣媛). A Systematic Analysis on Nitrogen Balance of Wheat-maize Cropping System in the Hebei Plain. Master Thesis. Baoding: Agricultural University of Hebei, 2015 (in Chinese)

[36] Oenema O, Kros H, de Vries W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets; Implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, 2003, **20**: 3-16

[37] Shi H-T (史海涛), Yang J-X (杨军香), Tian Y-J (田雨佳), *et al.* Discussion of the development and utilization of the nutrition value of corn stover-rich and low-cost resources but haven't been fully exploited. *China Dairy Cattle* (中国奶牛), 2012(17): 3-11 (in Chinese)

[38] Dong W-M (董卫民), Zhang S-M (张少敏), Li F-L (李凤兰), *et al.* Present situation and prospect of straw feed exploitation and utilization. *Pratacultural Science* (草业科学), 2002, **19**(3): 53-54 (in Chinese)

[39] Shi P-F (石鹏飞), Yang D-Y (杨东玉), Zheng Y-Y (郑媛媛), *et al.* Study on compound cropping systems of food and forage in North China Plain. *Pratacultural Science* (草业科学), 2015, **32**(12): 2107-2113 (in Chinese)

[40] Liang L, Nagumo T, Hatano R. Nitrogen flow in the rural ecosystem of Mikasa City in Hokkaido, Japan. *Pedosphere*, 2006, **16**: 264-272

[41] Van Keulen H, Aarts HFM, Habekotte B, *et al.* Soil-plant-animal relation in nutrient cycling: The case of dairy farming system 'De Marke'. *European Journal of Agronomy*, 2000, **13**: 245-261

[42] Zhang S-Q (张树清), Zhang F-D (张夫道), Liu X-M (刘秀梅), *et al.* Determination and analysis on main harmful composition in excrement of scale livestock and poultry feedlots. *Plant Nutrition and Fertilizer Science* (植物营养与肥料学报), 2005, **11**(6): 822-829 (in Chinese)

[43] Liu R-L (刘荣乐), Li S-T (李书田), Wang X-B (王秀斌), *et al.* Contents of heavy metal in commercial organic fertilizers and organic wastes. *Journal of Agro-Environment Science* (农业环境科学学报), 2005, **24**(2): 392-397 (in Chinese)

[44] Luo L, Ma YB, Zhang SZ, *et al.* An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. *Journal of Environmental Management*, 2009, **90**: 2524-2530

[45] Schroder JJ, Aarts HFM, Ten Berge HFM, *et al.* An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*, 2003, **20**: 33-44

作者简介 石鹏飞,男,1989年生,硕士研究生.主要从事循环农业和集约持续型农作制度研究. E-mail: 390933472@qq.com

责任编辑 张凤丽