卫凯平,武慧君,黄 莉,等.农业生产系统氮磷环境影响分析——以安徽省为例[J].农业环境科学学报,2018,37(8):1802-1810. WEI Kai-ping, WU Hui-jun, HUANG Li, et al. Analysis of environmental impact derived from nitrogen and phosphorus in agricultural production systems: A case study of Anhui Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(8): 1802-1810.

## 农业生产系统氮磷环境影响分析 ——以安徽省为例

## 卫凯平,武慧君\*,黄 莉,王晓旭,陈晓芳

(安徽理工大学地球与环境学院,安徽 淮南 232001)

**摘 要:**为探讨农业生产过程中氮、磷营养物质流动造成的环境影响,采用生命周期评价方法以农业生产系统中种植和养殖过程中的氮、磷物质流动为研究对象,比较和分析了安徽省2014年农业生产系统氮、磷在不同作物和畜禽生产中造成的能源消耗、全球变暖、酸化和富营养化等环境影响。结果表明:生产1t水稻、小麦、玉米、大豆和油菜的综合环境影响指数分别为0.35、0.34、0.50、0.63和0.40,生产单位数量猪、牛、羊和家禽的综合环境影响指数分别为0.29、1.21、0.14和0.01。由此,水稻、小麦、羊和家禽的综合环境影响指数较小;从各类农产品总量造成的环境影响来看,水稻、小麦、猪和家禽对整个系统的能源消耗、全球变暖、酸化和富营养化的贡献比较突出,4种农产品之和占各种影响类型的78.45%、70.97%、81.21%和79.79%;再对比种植和养殖两个子系统,种植和养殖分别对能耗和富营养化影响突出,分别占78.53%和72.83%,而二者对全球变暖和酸化的影响大致相同。研究提出改善数次食结构、优化施肥和资源化畜禽粪便等是减轻农业生产氮、磷环境影响的有效途径。

关键词:氮;磷;农业生产系统;生命周期评价;环境影响

中图分类号:X820.3 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2018)08-1802-09 doi:10.11654/jaes.2018-0053

# Analysis of environmental impact derived from nitrogen and phosphorus in agricultural production systems : A case study of Anhui Province

WEI Kai-ping, WU Hui-jun\*, HUANG Li, WANG Xiao-xu, CHEN Xiao-fang

(School of Earth and Environment, Anhui University of Science and Technology, Huainan 232001, China)

**Abstract**: Many serious environmental impacts are caused by the nitrogen and phosphorus flows in agricultural production. Based on the life cycle assessment (LCA) method, in this study, a model was established for analyzing the environmental impacts caused by the nitrogen and phosphorus flows of agricultural production systems including planting and breeding. With this model, mainly four environmental impacts (energy consumption, climate change, acidification, and eutrophication) and the integrated environmental impacts (IEMs) caused by the nutrient flows of agricultural production in Anhui Province of central China were analyzed and compared. The nutrients were mainly contained in the five crops (rice, wheat, maize, soybean, and rapeseed) and four livestock categories (pig, cattle, sheep, and poultry) selected in the province. The results showed the IEMs of the rice, wheat, maize, soybean, and rapeseed were 0.35, 0.34, 0.50, 0.63 t<sup>-1</sup>, and 0.40 t<sup>-1</sup>, respectively. The IEMs of the pig, cattle, sheep, and poultry categories contributed 0.29, 1.21, 0.14 unit<sup>-1</sup>, and 0.01 unit<sup>-1</sup>, respectively. Thus, rice, wheat, sheep, and poultry resulted in the smallest IEMs of each group. Regarding the four environmental impacts evaluated using the total amount of every agricultural product, rice, wheat, pig, and poultry contributed obviously, totally accounting for 78.45% of energy consumption, 70.97% of climate change, 81.21% of acidification, and 79.79% of eutrophication, respectively. Furthermore, the planting subsystem caused the most energy consumption and the breeding subsystem resulted in the heaviest eutrophication. According to these results, measures to mitigate the environmental impacts derived from the nutrients, including improving diet structure, optimizing fertilizer application, and reusing manure, were proposed.

Keywords: nitrogen; phosphorus; agricultural production system; life cycle assessment(LCA); environmental impact

收稿日期:2018-01-09 录用日期:2018-05-17

\*通信作者:武慧君 E-mail:wuhuijun414@gmail.com

作者简介:卫凯平(1993—),女,河南济源人,硕士研究生,从事物质代谢与环境效应研究。E-mail:774213746@qq.com

基金项目:安徽省杰出青年科学基金项目(1608085J09)

Project supported: The Foundation for Distinguished Young Scholars of Anhui Province, China (1608085J09)

随着人口、经济的增长,人们对食物的需求不断 上升,导致农业生产强度不断加大,同时产生大量农 业污染[1-2]。除了重金属、抗生素、农药等常见污染 外,氮、磷营养物质因其不合理利用和管理已逐渐成 为不可忽视的农业生产污染源[3-4]。高强度的农业生 产,不仅加速了氮、磷资源的消耗,而且加剧了氮、磷 损失,进而引发了全球变暖、酸化和富营养化等环境 影响[5-7]。据《第一次全国污染源普查公报》[8]显示,农 业面源排放的总氮和总磷占全国总排放量的57%和 67%,种植业和养殖业流失的总氮和总磷分别占农业 源流失总氮和总磷的48%和95%。因此,有必要对农 业生产中氮、磷活动造成的环境影响进行评估,为减 轻农业环境影响并保障食物安全提供理论依据。

国内外学者在农业养分管理方面已进行了大量 研究, Canfield 等<sup>19</sup>通过物质流分析方法(Substance Flow Analysis, SFA)刻画出全球氮流动机制,揭示新 农业的发展已彻底破坏了氮循环,如果不主动干预和 谨慎管理氮循环,人类因此造成的经济损失将持续数 世纪。刘征等叩运用灰色系统方法建立我国磷资源 产业系统的动态模型,对磷资源现状、发展趋势及各 项循环经济策略实施效果进行定量描述和情景分析, 结果显示我国磷矿工业储量将在25年内快速耗尽, 同时进入水体的磷元素会加剧水体富营养化。Guo 等<sup>111</sup>利用能值分析中的环境可持续性指数(Environmental Sustainability Index, ESI)评价农业面源污染, 揭示当今农田过量施肥下呈现出了严重不可持续性。 农业氮、磷流动造成的环境影响日益严重,上述建立 的农业生产系统氮、磷养分流动模型多是分析对水体 的营养负荷贡献,对其他如全球变暖和酸化等环境影 响关注不多。而生命周期评价方法(Life Cycle Assessment,LCA)是评估产品或系统从摇篮到坟墓整个 生命周期的环境影响,相比其他方法能够更全面、客 观地分析系统造成的各类环境影响[12]。目前,对农业 氮、磷养分的生命周期评价多集中在某种物质如化 肥[13]、作物[14]和废物[15]等,或者是某个子过程如畜禽养 殖<sup>161</sup>等,但对农业系统整个过程较完整的养分LCA分 析较少。

本文采用LCA方法,以农业生产系统包括种植 和养殖过程中的氮、磷物质流动为研究对象,建立农 业生产系统氮、磷环境影响分析模型,并以安徽省为 例,比较和分析安徽省2014年农业生产系统氮、磷在 不同作物及畜禽生产中流动造成的能源消耗、全球变 暖、酸化和富营养化等环境影响,以期为农业养分管

理与环境影响控制提供理论参考。

#### 1 材料与方法

#### 1.1 研究区域状况

安徽省位于我国华东地区,地处长江、淮河中下 游。2014年全省总人口6936万人,其中农业人口占 77.3%;土地总面积140140 km<sup>2</sup>,耕地面积占41.93%; 第一产业生产总值占当年生产总值的11.47%<sup>[17]</sup>,农业 生产经济是安徽经济发展的重要支撑。

#### 1.2 计算方法

根据 ISO<sup>[18]</sup>提出的 LCA 方法构建农业生产系统 氮、磷环境影响分析模型,由种植业和养殖业生产过 程涉及的主要氮、磷物质流动,确定图1所示的农业 生产氮、磷流动系统边界。本文以种植面积最多的5 种农作物(水稻、小麦、玉米、大豆和油菜)和饲养数量 最多的猪、牛、羊、家禽为研究对象,功能单位分别为 生产1t作物和单位畜禽活体。评价的环境影响中, 能耗潜力以消耗的农资(如化肥、灌溉水、种子和有机 肥等)通过能耗系数转化为能耗值,全球变暖、酸化和 富营养化潜力分别用CO2、SO2和PO4表示。本研究采 用2000年世界人均环境影响潜力作为环境影响基准 进行标准化处理和王明新等设置的权重系数进行加 权计算[19]。

1.2.1 作物种植

作物种植阶段能源消耗的计算公式为:  

$$E_i = Q_i^{c_1} \cdot e_1 + Q_i^{c_2} \cdot e_2 + Q_i^{w} \cdot e_3 + Q_i^{s_1} \cdot q_i^{s_1} \cdot e_i^4 + Q_i^{s_1} \cdot (\sum_{i=1}^5 Q_i^{l_i} \cdot q_i^{l_i} \cdot r/F) \cdot e_5$$
(1)

式中:Ei为作物种植的能源消耗值;i为作物类别(i= 1,2,3,4,5分别表示水稻、小麦、玉米、大豆和油菜);i



图1 农业生产系统氮、磷环境影响分析框架



为有机肥包含的粪便类别(j=1,2,3,4,5分别表示猪、 牛、羊、家禽和农村居民);Q<sup>e</sup>,Q<sup>e</sup>,Q<sup>e</sup>,和Q<sup>i</sup>分别为氮肥 消耗量、磷肥消耗量、灌溉面积和种植面积;q<sup>i</sup>为种子 的播种系数;Q<sup>i</sup>为畜禽或农村居民的数量;q<sup>i</sup>为畜禽或 农村居民每年产生的粪便量;F为耕地总面积;r为粪 便还田率;e<sub>1</sub>,e<sub>2</sub>,e<sup>i</sup>和e<sub>5</sub>分别为氮肥、磷肥、灌溉水、 种子和粪便的能源当量系数。

作物种植阶段全球变暖潜力的计算公式为:

$$C_i = TN_i \cdot g^a \cdot e_7 \tag{2}$$

式中:*C*<sub>i</sub>为作物种植的全球变暖潜力;g<sup>a</sup>为农田中N<sub>2</sub>O 挥发系数;e<sub>7</sub>为N<sub>2</sub>O全球变暖的当量系数;*TN*<sub>i</sub>为农田 中氮素投入的总量,其计算公式为:

 $TN_{i} = Q_{i}^{e_{1}} + Q_{i}^{w} \cdot t^{*} + Q_{i}^{i} \cdot t_{i}^{*} + Q_{i}^{i} \cdot (\sum_{j=1}^{s} Q_{j}^{j} \cdot q_{j}^{j} \cdot t_{j}^{j} \cdot r/F)$ (3) 式中:  $t^{w} \cdot t_{i}^{i} n t_{j}^{i} \beta$ 别为灌溉水、种子和有机肥粪便的含 氮系数。

作物种植阶段酸化潜力的计算公式为:

 $A_i = TN_i \cdot g_i^e \cdot e_8 + TN_i \cdot g^e \cdot e_9$  (4) 式中: $A_i$ 为作物种植的酸化潜力; $g_i^e \pi g^e 分别为农田中$ NH<sub>3</sub>和NO<sub>x</sub>挥发系数; $e_8 \pi e_9 分别为NH_3 \pi NO_x$ 酸化的 当量系数。

作物种植阶段富营养化潜力的计算公式为:

 $F_i = TN_i \cdot g_i^{\epsilon} \cdot e_{10} + TN_i \cdot g_i^{\epsilon} \cdot e_{11} + TN_i \cdot g_i^{\epsilon} \cdot e_{12} + Q_i^{\epsilon} \cdot g_i^{h} \cdot e_{13}$  (5) 式中:  $F_i$ 为作物种植的富营养化潜力;  $g_i^{\epsilon} \pi g_i^{h}$ 分别为农 田中 NO<sub>3</sub>和 PO<sup>3</sup><sub>4</sub>流失系数;  $e_{10} \cdot e_{11} \cdot e_{12} \pi e_{13}$ 分别为 NH<sub>3</sub>、 NO<sub>3</sub> \NO<sub>5</sub>和 PO<sup>3</sup><sub>4</sub>富营养化的当量系数。

1.2.2 畜禽养殖

畜禽养殖阶段能源消耗的计算公式为:

 $E_j' = Q_j' \cdot e_6 \tag{6}$ 

式中:*E*<sub>i</sub>'为畜禽养殖的能源消耗值;*Q*<sub>i</sub>为饲料消耗量; *e*<sub>6</sub>为饲料的能源当量系数。

畜禽养殖阶段全球变暖潜力的计算公式为:

 $C_j' = Q_j^l \cdot g_j^b \cdot e_7 \tag{7}$ 

式中: C<sub>i</sub>'为畜禽养殖的全球变暖潜力; g<sup>i</sup>为粪便中 N<sub>2</sub>O挥发系数。

畜禽养殖阶段酸化潜力的计算公式为:

$$A_j' = Q_j^l \cdot N_j \cdot g_j^d \cdot e_8 \tag{8}$$

式中:A<sub>i</sub>'为畜禽养殖的酸化潜力;N<sub>i</sub>为畜禽粪便的氮 排泄系数;g<sup>4</sup>为粪便中NH<sub>3</sub>挥发系数。

畜禽养殖阶段富营养化潜力的计算公式为:

$$F_{j}' = Q_{j}^{l} \cdot N_{j} \cdot g_{j}^{d} \cdot e_{10} + Q_{j}^{NO_{3}} \cdot e_{12} + (1-r) \cdot P_{j} \cdot e_{13}$$
(9)

式中:*F*<sub>j</sub>'为畜禽养殖的富营养化潜力;*P*<sub>j</sub>为畜禽粪便的 磷排泄系数;*Q*<sup>105</sup>为粪便流失的NO5含量,其计算公式为: 农业环境科学学报 第37卷第8期  $Q_{j}^{NO_{j}^{-}} = (1-r) \cdot N_{i} - Q_{i}^{l} \cdot g_{i}^{b} - Q_{i}^{l} \cdot N_{i} \cdot g_{i}^{d} - Q_{i}^{l} \cdot g_{i}^{e}$  (10)

式中:g'为粪便中N<sub>2</sub>挥发系数。

#### 1.3 数据来源

在安徽省农业生产系统氮、磷环境影响分析模型中,各类作物化肥(氮肥、磷肥)消耗量和畜禽饲料消耗量取自《全国农产品成本收益资料汇编2015》<sup>[20]</sup>,各类作物的耕种面积、灌溉面积、畜禽和农村居民数量取自《安徽统计年鉴2015》<sup>[17]</sup>和《中国统计年鉴2015》<sup>[21]</sup>,其他参数取自公开发表的文献,具体取值及来源见表1。

## 2 结果与讨论

#### 2.1 种植业环境影响

从作物能源消耗结构看,化肥的平均贡献率为 表1 安徽农业生产氮、磷环境影响分析系统数据

 
 Table 1 Data of environmental impacts derived from nitrogen and phosphorus in agricultural production system of Anhui

参数	取值	来源
$e_1$	66.6 MJ • kg <sup>-1</sup>	[22-23]
$e_2$	11.1 MJ·kg <sup>-1</sup>	[22-23]
$e_3$	0.4 MJ • hm <sup>-2</sup>	[24]
$q_i^s(i=1,2,3,4,5)$	$55.50\225.00\30.00\55.00\1.13\kg\cdot\hm^{-2}$	[25]
$e_i^4(i=1,2,3,4,5)$	15.37 14.70 15.30 21.25 3.60 MJ · kg <sup>-1</sup>	[23,26-29]
$q_j^l(j=1,2,3,4,5)$	1.93 10.10 0.87 0.05 0.44 t	[24-25]
r	33.0%	[12]
$e_5$	0.3 MJ·kg <sup>-1</sup>	[22]
$e_6$	$0.87 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$	[30]
$t^w$	5.2 kg·hm <sup>-2</sup>	[31]
$t_i^s(i=1,2,3,4,5)$	1.4% 2.1% 1.6% 5.3% 4.0%	[25]
$t_j^1(j=1,2,3,4,5)$	$0.238\% \verb",0.438\% \verb",0.898\% \verb ,1.032\% \verb ,0.643\%$	[25]
$g^{^a}$	1.25%	[32]
$e_7$	310	[19]
$g_j^b(j=1,2,3,4)$	0.145、0.390、0.220、0.005 kg·单位畜禽 <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	[33]
$g_i^c(i=1,2,3,4,5)$	28% \21% \26% \6% \3%	[34-36]
$e_8$	1.88	[6]
$N_j(j=1,2,3,4)$	14.0、50.0、9.0、0.4 kg·单位畜禽 <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	[4,37]
$g_j^d(j=1,2,3,4)$	17% \12% \10% \20%	[4,38]
$g^{e}$	0.125%	[32]
<b>e</b> 9	0.7	[6]
$e_{10}$	0.33	[6]
$e_{11}$	0.13	[6]
$g_i^i(i=1,2,3,4,5)$	10.2% 15.7% 16.0% 17.0% 17.0%	[34-36,39]
$e_{12}$	0.42	[6]
$g^{\scriptscriptstyle h}$	4.21 kg·hm <sup>-2</sup>	[40]
<i>e</i> <sub>13</sub>	1	[6]
$g_j^e(j=1,2,3,4)$	1.45、3.90、2.20、0.05 kg·单位畜禽 <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	[33]
$P_j(j=1,2,3,4)$	2.0、10.0、1.0、0.2 kg·单位畜禽 <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>	[4,37]

83.45%,起主要贡献作用,灌溉和有机肥处理的贡献 率较低。如图2a所示,油菜的能源消耗最大(3051.13 MJ·t<sup>-1</sup>),占5种作物总能耗的29.74%,其次从大到小 依次为玉米(2124.51 MJ·t<sup>-1</sup>)、小麦(1931.09 MJ·t<sup>-1</sup>) 和水稻(1 629.40 MJ·t<sup>-1</sup>)。大豆的能耗最小(1 524.55 MJ·t<sup>-1</sup>),占总能耗的15.88%。化肥属于能源密集型 产业且耗能偏大<sup>[5]</sup>,随着施肥量的增加能源消耗呈上 升趋势。大豆低能耗即是由于单位面积施肥量较少, 水稻和小麦则因产量较高,能源利用效率优于玉米和 油菜。图 2b 中 5 种作物产生的全球变暖潜力共计 860.06 kg CO<sub>2</sub>-eq·t<sup>-1</sup>,油菜的全球变暖潜力最高,占总 潜力的30.77%,其次是大豆和玉米,分别占总潜力的 23.42%和18.22%。水稻和小麦的全球变暖潜力相 近,均不超过总潜力的14.00%。农田N2O释放量与田 间总氮的输入密切相关,其中化肥氮输入量占总氮输 入量的67.29%,是农田温室气体的主要来源。刘松 等四研究在关中平原不同饲料作物生产的碳足迹中. 化肥的贡献率均超过50.00%,其中氮肥的贡献率均 超过45.00%,是作物温室气体排放的主要因素。

在农业造成的全球变暖影响中,种植业温室气体 排放主要包括稻田CH4的排放、农田N2O的排放和农 资生产及运输CO<sub>2</sub>的排放<sup>[42]</sup>,由于本研究主要探讨作 物种植过程中氮、磷物质流动造成的各类环境影响,

因此暂不考虑CH4和CO2的排放。《联合气候变化框架 公约》将N<sub>2</sub>O列为仅次于CO<sub>2</sub>和CH<sub>4</sub>的重要温室气 体<sup>[43]</sup>, N<sub>2</sub>O 增温效应是 CO<sub>2</sub> 的 296~310 倍<sup>[44]</sup>。大量研 究<sup>[45-46]</sup>已表明农业生产挥发的N<sub>2</sub>O造成的温室效应越 发突出。例如Fukushima等[47]对台湾3年生的甘蔗种 植进行生命周期评价,研究表明种植过程中土壤微生 物反硝化过程产生的 N<sub>2</sub>O 占整个温室气体排放的 50.40%,是温室气体的主要来源。鉴于以上原因,本 文主要考虑温室气体N<sub>2</sub>O的作用影响。许多研究<sup>[48-49]</sup> 表明CO,排放量与能源消耗量的增长趋势相同,不同 农产品生命周期评价的能源消耗和计算了所有温室 气体的全球变暖潜力大小具有一致性[5,34]。而在本研 究中,由于只计算了N<sub>2</sub>O排放造成的全球变暖影响, 导致了5种作物的能源消耗与全球变暖趋势不一致 的结果。

5种作物产生的酸化潜力共计64.66 kg SO<sub>2</sub>-eq· t<sup>-1</sup>。玉米酸化潜力最高,水稻、大豆和小麦分别占总 潜力的25.14%、20.65%和18.60%。油菜产生的酸化 潜力最低,占总潜力的4.98%,见图2c。作物种植过 程中NH<sub>3</sub>的挥发量与田间投入的氮素总量呈正相关 关系。目前农民施肥普遍偏高,其中氮肥用量最高, 但增产效应并不明显,氮肥损失风险加剧,肥料氨挥 发是环境酸化的主要途径[50-51]。5种作物产生的富营



Figure 2 Environmental impact of crops in Anhui Province

#### 2.2 养殖业环境影响

畜禽饲养投入的氮、磷物质主要是饲料。由于牛 是大牲畜动物,单位个体饲料消耗量最大,导致能源 消耗最大(460.40 MJ·unit<sup>-1</sup>),其次是猪(260.16 MJ· unit<sup>-1</sup>)、羊(57.44 MJ·unit<sup>-1</sup>)和家禽(3.56 MJ·unit<sup>-1</sup>), 见图 3a。总体来看,畜禽饲料消耗量越大,其能耗值 越大。养殖业中温室气体排放包括反刍动物消化道 CH<sub>4</sub>排放及畜禽粪便 CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 排放<sup>(42]</sup>,如前所述,本 文仅考虑与氮、磷流动有关的 N<sub>2</sub>O 排放,由图 3b 可知, 牛的全球变暖潜力最高(120.90 kg CO<sub>2</sub>-eq·unit<sup>-1</sup>),其 次是羊(68.20 kg CO<sub>2</sub>-eq·unit<sup>-1</sup>)、猪(44.95 kg CO<sub>2</sub>eq·unit<sup>-1</sup>)和家禽(1.55 kg CO<sub>2</sub>-eq·unit<sup>-1</sup>)。Vries等<sup>[52]</sup> 通过比较 25 篇与畜禽产品有关的生命周期评价,发 现动物产品的能源消耗和全球变暖结果具有一致性 规律,1kg牛肉产品的能源消耗和全球变暖潜力最 高,其次是猪和家禽,这与本研究得出功能单位牛产 品造成环境影响最大的结果一致。

畜禽养殖的酸化影响主要由粪便挥发的 NH<sub>3</sub>造 成。NH<sub>3</sub>的挥发与畜禽食用的口粮、饲养场所、粪便 贮存设施、气候条件(温度、风速)等有关[53-54],因此不 同动物的NH<sub>3</sub>排放存在较大的差异。图3c中牛的酸 化潜力最高(11.28 kg SO<sub>2</sub>-eg·unit<sup>-1</sup>),其次是猪(4.47 kg SO<sub>2</sub>-eg·unit<sup>-1</sup>)和羊(1.69 kg SO<sub>2</sub>-eg·unit<sup>-1</sup>),家禽最 低 $(0.15 \text{ kg SO}_2-\text{eq}\cdot\text{unit}^{-1})$ 。城镇化的快速发展刺激 畜禽养殖规模不断扩大,导致畜禽粪尿氮、磷比例呈 上升趋势,没有循环利用的畜禽粪尿成为面源污染的 重要来源[55]。目前粪便多是露天放置,大量氮、磷物 质易经雨水冲刷进入水体造成污染。由图3d可知, 猪、牛、羊和家禽的富营养化潜力趋势与酸化潜力趋 势一致,影响程度由大到小依次是牛(18.43 kg  $PO_4^3$  $eq \cdot unit^{-1}$ )、猪(4.40 kg PO<sup>3-</sup><sub>4</sub>-eq · unit<sup>-1</sup>)、羊(2.11 kg PO<sup>3-</sup>-eq·unit<sup>-1</sup>)和家禽(0.22 kg PO<sup>3-</sup>-eq·unit<sup>-1</sup>)。主要 影响因子 NH<sub>3</sub>、NO<sub>3</sub>和 PO<sup>3</sup>对富营养化的贡献率依次 为12.28%、52.54%和35.17%。然而,畜禽粪便不仅 可以提高土壤有机质含量,而且是一种清洁能源,有 效地处置粪便是减少畜禽粪污的重要手段,同时也是



图 5 又做自工安由离外现影响 Figure 3 Environmental impact of livestock in Anhui Province

卫凯平,等:农业生产系统氮磷环境影响分析——以安徽省为例

#### 资源利用。

2018年8月

#### 2.3 综合环境影响

经过标准化和加权计算,种植业和养殖业不同农 产品的综合环境影响结果见表2。各类作物的综合 环境影响指数由高到低依次为大豆(0.63)、玉米 (0.50)、油菜(0.40)、水稻(0.36)和小麦(0.34),各类畜 禽的综合环境影响指数由高到低依次为牛(1.21)、猪 (0.29)、羊(0.14)和家禽(0.01)。因此,功能单位的小 麦、水稻、家禽和羊的综合环境影响值较低,属于低环 境影响产品。农业生产环境影响潜力由高到低依次 为富营养化、酸化、全球变暖和能源消耗。对于不同 农产品环境影响较大的是富营养化和酸化,生产1t 农作物的富营养化和酸化分别是2000年世界人均环境 影响潜力的2.50~5.00倍和0.05~0.50倍,生产单位 畜禽的富营养化和酸化分别是2000年世界人均环境

产品的种类和产量都会影响农产品的环境影响[56], 因此评价农产品总产量造成的环境影响也是必要的, 结果如图4所示。水稻、小麦、家禽和猪对整个系统 造成的能源消耗、全球变暖、酸化和富营养化的贡献 率分别为78.45%、70.97%、81.21%和79.79%,其中水 稻、小麦和家禽这三类低环境影响产品因总产量大而 造成高环境影响负荷,对整个系统的能源消耗、全球 变暖、酸化和富营养化的贡献率分别为63.82%、 49.34%、58.49%和49.88%。猪产品不仅个体环境影 响处于较高水平,且饲养总量也较大,显著地加剧了 农业系统环境负荷。此外,种植业的能源消耗占整个 系统的78.53%,远高于养殖业,主要是由于种植业中 氮、磷物质输入种类较多且能耗因子较大。有研究表 明,随着农业现代化发展,中国农业一次能源消耗的 绝对数量随时间变动呈波动上升趋势[57]。而由于粪 便多直接排放,养殖业的富营养化占整个系统的 72.83%, 远超过种植业。养殖业废物由于量大集中、



1807

运输成本高、还田费力等不利因素,通常集中在养殖 场附近有限的农田中,造成养分无法充分利用,大量 流失至水体引起土壤和地下水的污染<sup>[58]</sup>,养殖业造成 的富营养化已是农业污染防治的重中之重。种植业和 养殖业在全球变暖和酸化负荷中所占比例大致相同。

针对以上分析,本研究提出以下对策建议:第一, 倡导居民绿色消费,改善饮食结构,在营养相同的情 况下,引导居民选择消费低环境影响的食物,例如将 小麦粉代替玉米粉,羊肉代替牛肉,作物类食物代替 畜禽类食物等;另外,企业不能一味追求产量,应大力 培育良种,引进其他农产品,不断优化种养结构,促进 饮食结构多元化。第二,大力宣传教育科学施肥的重 要性,推广测土施肥和配方施肥,搭配有机肥,减少工 业化肥使用量,同时改善肥料施用技术,提高养分利 用率。第三,提高养殖户的环保意识,重视防治畜禽 粪便污染,倡导粪便还田,积极筹建粪便无害化处理 设施,推广沼气工程,支持并革新有机肥产业。第四, 建立并推广生态农业和有机农业的示范性工程,促进 农业可持续性发展。

### 3 结论

(1)在安徽省农业氮、磷环境影响评价中,生产1t

表2 不同农产品的综合环境影响潜力

Table 2 Total	environmental	impact	potential	of different	agricultural	products
---------------	---------------	--------	-----------	--------------	--------------	----------

			总环境影响潜力								
影响类型	基准值	权重系数	种植业				养殖业				
			水稻	小麦	玉米	大豆	油菜	猪	牛	羊	家禽
能源消耗	2 590 457	0.15	9.44×10 <sup>-5</sup>	1.12×10 <sup>-4</sup>	1.23×10 <sup>-4</sup>	8.83×10 <sup>-5</sup>	1.77×10 <sup>-4</sup>	1.51×10 <sup>-5</sup>	2.67×10 <sup>-5</sup>	3.33×10 <sup>-6</sup>	2.06×10 <sup>-7</sup>
全球变暖	6869	0.12	2.01×10 <sup>-3</sup>	2.06×10 <sup>-3</sup>	2.74×10 <sup>-3</sup>	3.52×10 <sup>-3</sup>	4.62×10 <sup>-3</sup>	7.85×10 <sup>-4</sup>	2.11×10 <sup>-3</sup>	1.19×10 <sup>-3</sup>	2.71×10 <sup>-5</sup>
酸化	52.26	0.14	4.35×10 <sup>-2</sup>	3.22×10 <sup>-2</sup>	5.31×10 <sup>-2</sup>	3.58×10 <sup>-2</sup>	8.63×10 <sup>-3</sup>	1.20×10 <sup>-2</sup>	3.02×10 <sup>-2</sup>	4.53×10 <sup>-3</sup>	4.03×10 <sup>-4</sup>
富营养化	1.88	0.12	3.09	3.10	4.45	5.92	3.88	2.81	1.18	1.34	1.38×10 <sup>-2</sup>
总计			3.55	3.44	5.01	6.32	4.01	2.93	1.21	1.40	1.42×10 <sup>-2</sup>

农作物的综合环境影响指数由高到低依次为大豆、玉 米、油菜、水稻和小麦,水稻和小麦较其他作物造成的 环境影响低;生产单位数量动物产品的综合环境影响 指数由高到低依次为牛、猪、羊和家禽,羊和家禽造成 的环境影响较低。农业生产环境影响潜力大小依次 为富营养化、酸化、全球变暖和能源消耗,富营养化和 酸化在农业生产中问题突出。

(2)在农产品总量造成的环境影响中,水稻、小麦、猪和家禽造成的环境负荷突出,对整个系统的能源消耗、全球变暖、酸化和富营养化的贡献率分别为78.45%、70.97%、81.21%和79.79%。另外,种植业的能源消耗占整个系统的78.53%,显著大于养殖业,养殖业的富营养化占整个系统的72.83%,显著大于种植业。

#### 参考文献:

[1]李 飞, 董锁成, 李 字, 等. 中国东部沿海地区农业污染风险地域 分异研究[J]. 资源科学, 2014, 36(4):801-808.
LI Fei, DONG Suo-cheng, LI Yu, et al. Study on regional of agricultural pollution risk in the coastal areas of Eastern China[J]. *Resources Science*, 2014, 36(4):801-808.

- [2]常维娜,周慧平,高 燕. 种养平衡:农业污染减排模式探讨[J].农业环境科学学报,2013,32(11):2118-2124.
  CHANG Wei-na, ZHOU Hui-ping, GAO Yan. Balance between cropplanting and livestock-raising: Perspective of agricultural pollution reduction[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(11):2118-2124.
- [3] Erisman J W, Sutton M A, Galloway J, et al. How a century of ammonia synthesis changed the world[J]. *Nature Geoscience*, 2008, 1(10):636– 639.
- [4] Ma L, Velthof G L, Wang F H, et al. Nitrogen and phosphorus use efficiencies and losses in the food chain in China at regional scales in 1980 and 2005[J]. Science of the Total Environment, 2012, 434 (18) : 51-61.
- [5] 王明新, 吴文良, 夏训峰. 华北高产粮区夏玉米生命周期环境影响 评价[J]. 环境科学学报, 2010, 30(6):1339-1344.
  WANG Ming-xin, WU Wen-liang, XIA Xun-feng. Life cycle environmental assessment of summer maize in North China high-yield region
  [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2010, 30(6):1339-1344.
- [6]梁 龙,陈源泉,高旺盛.我国农业生命周期评价框架探索及其应用:以河北栾城冬小麦为例[J].中国人口·资源与环境,2009,19 (5):154-160.

LIANG Long, CHEN Yuan-quan, GAO Wang-sheng. Exploration and application of agricultural life cycle assessment framework: Taking winter wheat in Luancheng, Hebei as an example[J]. *China Population, Resources and Environment*, 2009, 19(5):154–160.

[7] 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 Wei, GAO Bo, YAN Chang-an, 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.

- [8] 中华人民共和国环境保护部.第一次全国污染源普查公报[M]. 北京:中华人民共和国国家统计局, 2010.
  Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China. First national survey of pollution sources[M]. Beijing: National Bureau of Statistics of the People's Republic of China, 2010.
- [9] Canfield D E, Glazer A N, Falkowski P G. The evolution and future of earth 's nitrogen cycle[J]. Science, 2010, 330(6001):192–196.
- [10] 刘 征, 胡山鹰, 陈定江, 等. 我国磷资源产业系统动态模拟与分析[J]. 计算机与应用化学, 2006, 23(2):97-102.
  LIU Zheng, HU Shan-ying, CHEN Ding-jiang, et al. Dynamic modeling and scenario analysis on phosphor resources of China[J]. Computers and Applied Chemistry, 2006, 23(2):97-102.
- [11] Guo W X, Fu Y C, Ruan B Q, et al. Agricultural non-point source pollution in the Yongding River Basin[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 36: 254–261.
- [12] Wu H J, Yuan Z W, Geng Y, et al. Temporal trends and spatial patterns of energy use efficiency and greenhouse gas emissions in crop production of Anhui Province, China[J]. *Energy*, 2017, 133:955–968.
- [13] Hasler K, Bröring S, Omta S W F, et al. Life cycle assessment (LCA) of different fertilizer product types[J]. European Journal of Agronomy, 2015, 69:41-51.
- [14] Zhang X X, Xu X, Liu Y L, et al. Global warming potential and greenhouse gas intensity in rice agriculture driven by high yields and nitrogen use efficiency[J]. *Biogeosciences*, 2016, 13(9):2701–2714.
- [15] Ten H M, Hutchings N J, Peters G M, et al. Life cycle assessment of pig slurry treatment technologies for nutrient redistribution in Denmark[J]. Journal of Environmental Management, 2014, 132:60-70.
- [16] Vries W D, Kros J, Dolman M A, et al. Environmental impacts of innovative dairy farming systems aiming at improved internal nutrient cycling: A multi-scale assessment[J]. Science of the Total Environment, 2015, 536:432-442.
- [17] 安徽省统计局.安徽统计年鉴[M].北京:中国统计出版社, 2015.
   Statistics Bureau of Anhui Province. Anhui statistical yearbook[M].
   Beijing: China Statistical Press, 2015.
- [18] Institution B S. BS EN ISO 14040: 2006 Environmental management– Life cycle assessment–Principles and framework[M]. British standards institute, 2006.
- [19]梁 龙,陈源泉,高旺盛,等.华北平原冬小麦-夏玉米种植系统生命周期环境影响评价[J].农业环境科学学报,2009,28(8):1773-1776.

LIANG Long, CHEN Yuan-quan, GAO Wang-sheng, et al. Life cycle environmental impact assessment in winter wheat-summer maize system in North China Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(8):1773-1776.

[20] 国家发展和改革委员会价格司.全国农产品成本收益资料汇编
 [M]. 北京:中国统计出版社, 2015.
 Price Division of the National Development and Reform Commission.
 Compilation of national agricultural product cost and income data[M].
 Beijing: China Statistics Press, 2015.

[21] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴[M]. 北京:中国统计 出版社, 2015.

National Bureau of Statistics of the People's Republic of China. China statistical yearbook[M]. Beijing: China Statistics Press, 2015.

- [22] Mandal K G, Saha K P, Ghosh P K, et al. Bioenergy and economic analysis of soybean: Based crop production systems in Central India [J]. Biomass & Bioenergy, 2002, 23(5):337-345.
- [23] Mohammadshirazi A, Akram A, Rafiee S, et al. An analysis of energy

农业环境科学学报 第37卷第8期

use and relation between energy inputs and yield in tangerine production[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2012, 16(7):4515-4521.

[24] 许俊香. 中国"农田-畜牧-营养-环境"体系磷素循环与平衡[D]. 河北:河北农业大学, 2005.

XU Jun-xiang. Phosphorus cycling and balance in "agriculture-animal-husbandry-nutrition-environment" system of China[D]. Hebei: Agricultural University of Hebei Province, 2005.

- [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]. 河北:河北农业大学, 2005.
  LIU Xiao-li. Nitrogen cycling and balance in "agriculture-livestocknutrition-environment" system of China[D]. Hebei: Agricultural University of Hebei Province, 2005.
- [26] Canakci M, Topakci M, Akinci I, et al. Energy use pattern of some field crops and vegetable production: Case study for Antalya Region, Turkey[J]. Energy Conversion & Management, 2005, 46(4):655-666.
- [27] Strapatsa A V, Nanos G D, Tsatsarelis C A. Energy flow for integrated apple production in Greece[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2006, 116(3):176-180.
- [28] Ozkan B, Akcaoz H, Fert C. Energy input-output analysis in Turkish agriculture[J]. *Renewable Energy*, 2004, 29(1):39–51.
- [29] Soni P, Taewichit C, Salokhe V M. Energy consumption and CO<sub>2</sub> emissions in rainfed agricultural production systems of Northeast Thailand [J]. Agricultural Systems, 2013, 116(1):25–36.
- [30] 梁 龙, 陈源泉, 高旺盛. 基于生命周期的循环农业系统评价[J]. 环境科学, 2010, 31(11):2795-2803.
  LIANG Long, CHEN Yuan-quan, GAO Wang-sheng. Integrated evaluation of circular agriculture system: A life cycle perspective[J]. Environmental Science, 2010, 31(11):2795-2803.
- [31] 马 林. 中国食物链氮素流动规律及调控策略[D]. 河北:河北农业 大学, 2010.

MA Lin. Mechanism and regulatory strategies of nitrogen flow in food chain of China[D]. Hebei: Agricultural University of Hebei Province, 2010.

- [32] Brentrup F, Küsters J, Kuhlmann H, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I . Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production[J]. *European Journal of Agronomy*, 2004, 20(3): 247–264.
- [33] Zhou J B, Jiang M M, Chen G Q. Estimation of methane and nitrous oxide emission from livestock and poultry in China during 1949—2003
   [J]. Energy Policy, 2007, 35(7):3759–3767.
- [34] 李贞宇,王 旭,高志岭,等.我国不同区域小麦施肥资源环境影响的生命周期评价[J].农业环境科学学报,2010,29(7):1417-1422.

LI Zhen-yu, WANG Xu, GAO Zhi-ling, et al. Life cycle assessment of wheat fertilization in different regions of China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(7):1417–1422.

[35] 李贞宇. 我国不同生态区小麦、玉米和水稻施肥的生命周期评价 [D]. 河北:河北农业大学, 2010.

LI Zhen-yu. The life cycle assessment of fertilization for wheat, maize and rice production in different regions of China[D]. Hebei: Agricultural University of Hebei Province, 2010.

[36] Aoun W B, Akkari M E, Flénet F, et al. Recommended fertilization practices improve the environmental performance of biodiesel from winter oilseed rape in France[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 139:242–249.

- [37] Ma L, Guo J, Velthof G L, et al. Impacts of urban expansion on nitrogen and phosphorus flows in the food system of Beijing from 1978 to 2008[J]. *Global Environmental Change*, 2014, 28(1):192-204.
- [38] Klimont Z, Brink C. Modelling of emissions of air pollutants and greenhouse gases from agricultural sources in Europe[J]. Environmental Effects on Spacecraft Positioning & Trajectories, 2004:131-137.

[39] 王毅勇,杨 青,王瑞山.三江平原大豆田氮循环模拟研究[J].地 理科学,1999,19(6):555-558.
WANG Yi-yong, YANG Qing, WANG Rui-shan. Simulating study on nitrogen circulation of soybean field in the Sanjiang Plain[J]. Scientia Geographica Sinica, 1999, 19(6):555-558.

- [40] Wu H J, Yuan Z W, Gao L M, et al. Life-cycle phosphorus management of the crop production-consumption system in China, 1980— 2012[J]. Science of the Total Environment, 2015, 502:706-721.
- [41] 刘 松, 王效琴, 崔利利, 等. 关中平原饲料作物生产的碳足迹及 影响因素研究[J]. 环境科学学报, 2017, 37(3):1201-1208.
  LIU Song, WANG Xiao-qin, CUI Li-li, et al. Carbon footprint and its impact factors of feed crops in Guanzhong Plain[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(3):1201-1208.
- [42] 陈 莎,杨孝光,任丽娟,等.生命周期评价应用于温室气体排放的研究进展[J].环境科学与技术,2011,34(增刊):164-168.
  CHEN Sha, YANG Xiao-guang, REN Li-juan, et al. Research and progress of application LCA in GHG emission[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 34(Suppl):164-168.
- [43] 卢燕宇,黄 耀,张 稳,等.基于GIS技术的1991—2000年中国 农田化肥氮源一氧化二氮直接排放量估计[J].应用生态学报, 2007,18(7):1539-1545.

LU Yan-yu, HUANG Yao, ZHANG Wen, et al. Estimation of chemical fertilizer N-induced direct N<sub>2</sub>O emission from China agricultural fields in 1991—2000 based on GIS technology[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7):1539–1545.

- [44] Group I, Averyt M, Solomon S, et al. IPCC, Climate Change. The physical science basis[J]. South African Geographical Journal Being A Record of the Proceedings of the South African Geographical Society, 2007, 92(1):86-87.
- [45] 张玉铭, 胡春胜, 张佳宝, 等. 农田土壤主要温室气体(CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>、 N<sub>2</sub>O)的源/汇强度及其温室效应研究进展[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(4):966-975.

ZHANG Yu-ming, HU Chun-sheng, ZHANG Jia-bao, et al. Research advances on source/sink intensities and greenhouse effects of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in agricultural soils[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(4):966–975.

[46] 杨 俊, 韩圣慧, 李富春, 等. 川渝地区农业生态系统氧化亚氮排放[J]. 环境科学, 2009, 30(9):2684-2693.
YANG Jun, HAN Sheng-hui, LI Fu-chun, et al. N<sub>2</sub>O emissions from agricultural ecosystem in Sichuan-Chongqing Region[J]. Environmental Science, 2009, 30(9):2684-2693.

- [47] Fukushima Y, Chen S P. A decision support tool for modifications in crop cultivation method based on life cycle assessment: A case study on greenhouse gas emission reduction in Taiwanese sugarcane cultivation[J]. International Journal of Life Cycle Assessment, 2009, 14(7): 639–655.
- [48] 徐家鹏. 中国农业能源消耗与CO<sub>2</sub>排放:趋势及减排路径:基于 Holt-Winter无季节性模型和"十三五"的预测[J]. 生态经济, 2016, 32(2):122-126.

XU Jia-peng. China agricultural energy consumption and CO<sub>2</sub> emission: Current situation, trend and path to reduce emissions[J]. *Ecologi*- cal Economy, 2016, 32(2):122-126.

[49] 张广胜, 王珊珊. 中国农业碳排放的结构、效率及其决定机制[J]. 农业经济问题, 2014, 35(7):18-26.

ZHANG Guang-sheng, WANG Shan-shan. Research on structure, efficiency and decision mechanism of agricultural carbon emissions in China[J]. *Issues in Agricultural Economy*, 2014, 35(7):18–26.

[50] 李欠欠, 李雨繁, 高强,等. 传统和优化施氮对春玉米产量、氨挥发及氮平衡的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(3):571-579.

LI Qian-qian, LI Yu-fan, GAO Qiang, et al. Effect of conventional and optimized nitrogen fertilization on spring maize yield, ammonia volatilization and nitrogen balance in soil-maize system[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizer*, 2015, 21(3):571–579.

[51]周 冉,班红勤,侯 勇,等.京郊典型作物生产体系施肥环境影响的生命周期评价[J].农业环境科学学报,2012,31(5):1042-1051.

ZHOU Ran, BAN Hong-qin, HOU Yong, et al. Life cycle assessment of environmental impacts by fertilization in major cropping system of a Peri – urban Area of Beijing, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(5):1042–1051.

- [52] Vries M D, Boer I J M D. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments[J]. *Livestock Science*, 2010, 128(1/2/3):1-11.
- [53] Monteny G J, Smits M C, Van D G, et al. Prediction of ammonia emission from dairy barns using feed characteristics part II: Relation between urinary urea concentration and ammonia emission[J]. Journal of Dairy Science, 2002, 85(12):3389–3394.
- [54] De Boer I J, Smits M C, Mollenhorst H, et al. Prediction of ammonia emission from dairy barns using feed characteristics part 1: Relation

between feed characteristics and urinary urea concentration[J]. Jour-

农业环境科学学报 第37卷第8期

[55] 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. WANG Dan, WANG Yan-hua, YANG Hao, et al. Nitrogen flow features of crop-livestock system in Taihu Lake Basin[J]. *Research of En*vironmental Sciences, 2016, 29(3):457-464.

nal of Dairy Science, 2002, 85(12): 3382-3388.

[56] 胡婷婷, 黄 凯, 金竹静, 等. 滇池流域主要农业产品水足迹空间 格局及其环境影响测度[J]. 环境科学学报, 2015, 35(11): 3719-3729.

HU Ting-ting, HUANG Kai, JIN Zhu-jing, et al. Spatial pattern of the agricultural water footprint and its environmental impact in Lake Dianchi Basin[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, 35 (11) : 3719– 3729.

[57] 戴小文,何艳秋,钟秋波.中国农业能源消耗碳排放变化驱动因素 及其贡献研究:基于Kaya恒等扩展与LMDI指数分解方法[J].中国 生态农业学报,2015,23(11):1445-1454.

DAI Xiao-wen, HE Yan-qiu, ZHONG Qiu-bo, et al. Driving factors and their contributions to agricultural CO<sub>2</sub> emission due to energy consumption in China; Based on an expended Kaya identity and LMDI decomposition method[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, 23 (11):1445-1454.

[58] 程 波,张 泽,陈 凌,等.太湖水体富营养化与流域农业面源 污染的控制[J].农业环境科学学报,2005,24(增刊1):118-124. CHENG Bo, ZHANG Ze, CHEN Ling, et al. Eutrophication of Taihu Lake and pollution from agricultural non-point source in Lake Taihu Basin[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24 (Suppl1): 118-124.