

基于生命周期的循环农业系统评价

梁龙^{1,2}, 陈源泉¹, 高旺盛^{1*}

(1. 中国农业大学循环农业研究中心, 北京 100193; 2. 中国农业大学-美国加利福尼亚大学(河滨)国际生态与可持续发展研究中心, 北京 100193)

摘要:针对“循环经济系统是低碳经济的实现途径之一”的观点,在国内外研究的基础上,改进 LCA 模型,以湖南某典型的循环鸭业产业进行实证研究. 整个鸭产业生命周期中耗用的不可再生资源、土地、水资源分别为 48.629 MJ、2.36 m² 和 1 321.41 kg,潜在的温室气体、环境酸化、富营养化、人体毒性、水体毒性、土壤毒性分别为 11 543.26 g(CO₂eq)、52.36 g(SO₂eq)、25.83 g(PO₄eq)、1.26、60.74、24.65 g(1,4-DCBeq),加权评估后,富营养化、水体毒性、土壤毒性潜在威胁均高于温室气体. 结果表明,建立在传统生产模式上的循环农业适宜“适度循环”;循环农业不能盲目追求低碳发展,在降低碳排放的同时还须考虑土壤和生物固碳,才能全面评价碳排放问题;循环经济和循环农业在评估碳排放的同时,还需对环境酸化、富营养化、生态毒性等其他生态指标进行评估,建立系统评价体系;LCA 能够较好地对循环农业进行整体评价,值得进一步研究.

关键词:循环农业;低碳经济;生态评估;生命周期评价;鸭业产业

中图分类号:X171 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)11-2795-09

Integrated Evaluation of Circular Agriculture System: a Life Cycle Perspective

LIANG Long^{1,2}, CHEN Yuan-quan¹, GAO Wang-sheng¹

(1. Circular Agriculture Research Center, China Agricultural University, Beijing 100193, China; 2. CAU-UCR International Center for Ecology and Sustainability, Beijing 100193, China)

Abstract: For the point of view that recycling economy system is one of ways to achieve the low-carbon economy, we have made an evaluation on a typical circular agriculture duck industry in Hunan Province, China, through improving the framework of life cycle assessment (LCA). The analysis indicated that the consumption of non-renewable resources, land and water were 48.629 MJ, 2.36 m² and 1 321.41 kg, while the potential greenhouse gas (GHGs), acidification, eutrophication, human toxicity, freshwater ecotoxicity and terrestrial ecotoxicity were 11 543.26 g(CO₂eq), 52.36g(SO₂eq), 25.83g(PO₄eq), 1.26, 60.74 and 24.65 g(1,4-DCBeq), respectively. The potential damage of aquatic eutrophication, freshwater ecotoxicity and terrestrial ecotoxicity was more serious than that of GHGs. Main results were following: i. the circular agricultural chain promoted the principle of “moderate circulation”, which based on the traditional production methods; ii. circular agriculture could not blindly pursue low carbon development. Instead, soil and biological carbon sequestration should be considered, in addition to reducing carbon emissions; iii. circular economy and circular agriculture should take other potential environmental impacts into account such as acidification, eutrophication and ecotoxicity, with the exception to carbon emissions, to developed integrated system assessment; iv. LCA could provide a comprehensive assessment of circular agriculture, and it was worth of further study.

Key words: circular agriculture; low carbon economy; ecology evaluation; life cycle assessment; duck industrialization

20 世纪 90 年代循环经济的理念进入我国,在农业领域产生了“循环农业”的概念,相关专家对循环农业的概念、内涵、基本原理与技术体系都展开深入研究,同时各种循环农业模式也大量涌现,通过理论探讨和实践摸索,提出“循环经济系统是低碳经济的实现途径之一”的观点^[1-3]. 建立在循环经济基础上的现代循环农业是否是发展低碳经济的有效途径;能否在发展经济的基础上实现低碳与生态的共赢;如何评价和改进现有的种种循环农业模式,迄今为止,国内外还没有比较成熟的方法. 本文拟从生命周期评价(life cycle assessment, LCA)角度对循环农业展开评价方法探讨并以实例论证.

1 LCA 与循环农业

1.1 LCA 是一种全面立体评价方法

LCA 起源于 20 世纪 60 年代欧美国家对商品包装物从原材料采掘到最终的废弃物处理全过程定量分析,80 年代该方法日臻成熟. 1990 年,国际环境毒理学与化学学会(SETAC)提出了“生命周期评价”的概念,指出“LCA 是一个评价与产品、工

收稿日期:2010-01-15;修订日期:2010-03-25

基金项目:“十一五”国家科技支撑计划项目(2007BAD89B01, 2006BAD02A15, 2006BAD17B05);国际科技合作项目(2009DFA91790)

作者简介:梁龙(1973~),男,博士后,主要研究方向为农田生态健康与循环农业, E-mail: txws0109@126.com

* 通讯联系人, E-mail: wshgao@cau.edu.cn

艺或行动相关的环境负荷的客观过程,它通过识别和量化能源与材料使用和环境排放,评价这些能源与材料使用和环境排放的影响,并评估和实施影响环境改善的机会.该评价涉及产品、工艺或活动的整个生命周期,包括原材料提取和加工,生产、运输和分配,使用、再使用和维护,再循环以及最终处置^[4,5]。”随后国际标准化组织(ISO)颁布了一系列相关标准。

可以看出,LCA 评价的不是某一时间段、也不是某个特定区域的环境影响,而是对某项产品、工艺或者服务“从摇篮到坟墓”整个生命周期中由于资源消耗和环境排放造成的,包括对空气、土、水体、人体等因素在内的潜在环境影响,具有时间上的延续性和空间上的完整性,是一种全面系统的评价方法.从实践来看,90 年代中期 LCA 被欧美国家应用于农业领域,取得诸多成果,其方法在农业领域逐步被认可并得到迅速发展,传入我国,当前已成为世界农业温室气体排放和生态评价的重要方法^[6-10]。

1.2 循环农业需要系统评价

一般认为,现代循环农业是按照循环经济理念,通过农业生态经济系统设计和管理,实现物质

能量资源的多层次、多级化的循环利用,达到农业系统的自然资源利用效率最大化、购买性资源投入最低化、可再生资源高效循环化、有害生物和污染物可控制化的产业目标^[2]。

从组成要素来看,现代循环农业既包括种子、有机肥、作物籽粒、秸秆等传统自然资源要素,也包括化肥、农药、机械、电力、运输燃油等外源性投入要素.从系统边界来看,循环农业已经由单一的种植、养殖“小农业”发展为包括上游的电力、农药、化肥等的生产,下游的加工、销售等在内的“大农业”.从循环农业的模式来看,现代循环农业已经从传统的种植、养殖系统内部低端自然“小循环”发展到种养加、产供销、废弃物综合利用与生态企业一体化的多种产业耦合模式。

总之,从 LCA 模式来看,能够适应循环农业时间上的延续性和空间的变化性,能够把循环农业的诸多要素纳入其评价体系;对现代循环农业而言,必须采用适当的方法,对其进行全面立体评价,看是否能真正实现“减量化、再循环、再利用、可控化”的目标^[2,11]。因此,借鉴国际 LCA 理念和方法,构建我国循环农业评价体系(图 1),展开现代循环农业 LCA 评价具有可行性。

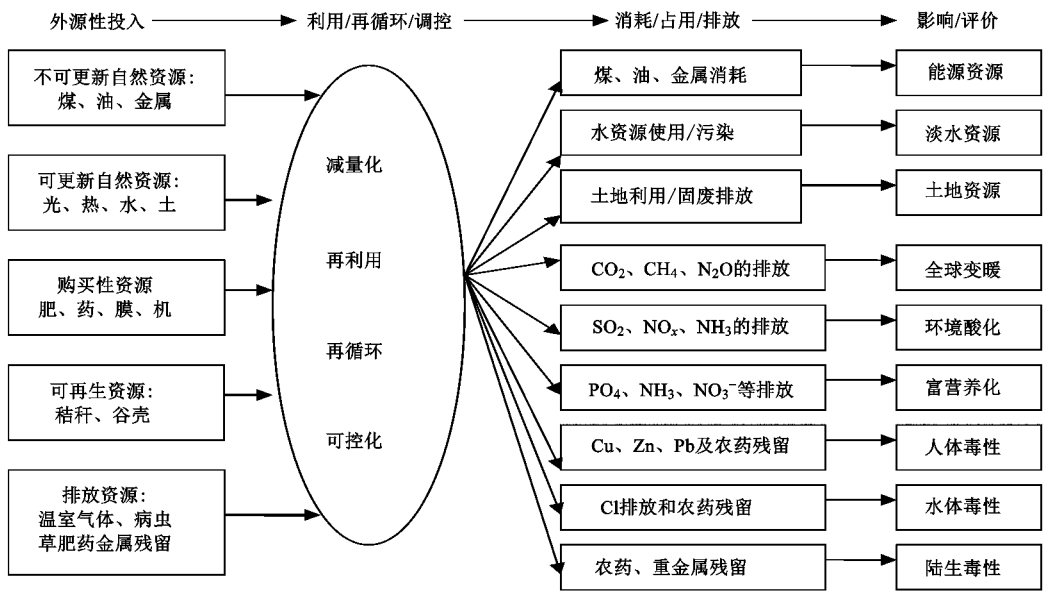


图 1 循环农业系统评价模型

Fig. 1 Circular agriculture system evaluation model

2 基于 LCA 的循环农业系统评价

ISO 将 LCA 定义为^[7]：“对一个产品系统的生

命周期中输入、输出及其潜在环境影响的汇编和评价”，并将其分为四步,即：①目标和范围的定义；②清单分析；③影响评价；④结果解释.本研究依据这

一标准构建循环农业评价模型.

2.1 目标和范围的定义

循环农业开展 LCA 评价的目标,就是通过对整个循环产业系统的物质循环、能量流动以及对环境排放的全面分析,探讨在发展循环农业过程中对环境可能造成的影响,进而采取相应措施,促

进循环农业的发展. 范围可以根据具体的研究对象,将包括所谓第四产业“废物处理”在内的整个循环系统分成若干个子系统^[12],将相关要素纳入各子系统范畴(图 2),在实际应用过程中,则可以根据资料掌握程度,确定具体的系统边界和功能单位.

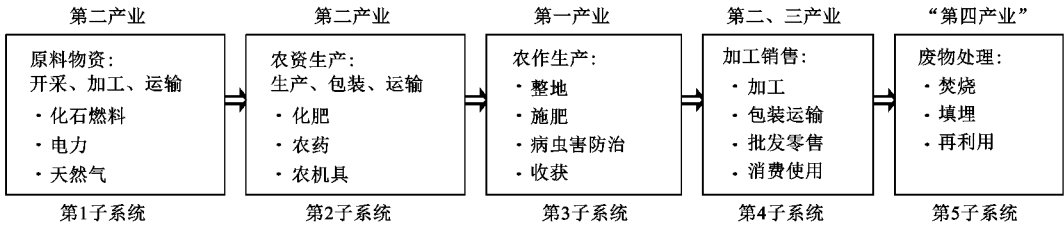


图 2 循环农业的系统边界
Fig.2 Boundary of circular agriculture

2.2 清单分析

由于循环农业 LCA 涉及众多的领域,拥有若干子系统,情况复杂,因此实际分析中以子系统为单元,按照选定的功能单位进行清单分析更加可行.

一般来说,农作系统肥料(包括有机肥和化肥)和农药的使用,对空气、水体和土壤都产生各种污染物,所以氨挥发、硝化与反硝化、径流淋溶、农药种类、有效成分、在不同空间的流失比重,这些要素必须考虑. 另外,降雨、灌溉水、种子、秸秆处理这些要素影响农作系统的氮、磷、重金属平衡,机械油耗、灌溉电力都会对环境造成潜在影响,因此都必须纳入评价范畴,以上数据可以通过大田实验、调研、统计等多种方法获取. 其他原料生产、农资生产、企业加工、销售、废物处理等子系统有关数据,一般是通过政府文件、各种年鉴、工厂调研报告、杂志、研究文献获取.

2.3 影响评价

本文结合 ISO 和美国国家风险管理研究实验室(NRMRL)主张的模型和步骤,实施定量评价,将影响评价分为分类、特征化、标准化、加权评估 4 步.

2.3.1 分类

综合国内外研究成果,循环农业 LCA 影响要素从不可再生资源、可再生稀缺资源和环境负荷三方面进行分类^[13-17].

(1)不可再生资源主要有化石燃料类和非燃料类矿产资源. 由于现代农业 LCA 在原料采掘和农业机械制造中要消耗大量金属矿;在农资生产、产品加工等过程中同样要消耗煤、石油、天然气等一次能源以及电力等二次能源,因此,金属矿产和能源资源必

须纳入评估范畴.

(2)关于可再生稀缺资源,由于我国土地资源和水资源危机日趋严重,因此需要将其纳入评价范畴,其中土地资源包括耕地、森林及草地,水资源包括淡水水域和海水水域.

(3)对于环境负荷,本文选取国内外关注较多的温室气体、环境酸化、富营养化等 6 个评价指标. 当然,在实际评价当中,不同产品系统的 LCA 影响因素可以根据具体情况加以取舍.

2.3.2 特征化

由于性质不同的生态影响因子对同一种生态影响类型的贡献潜力是不一样的,因此,国际通常采用当量系数法进行汇总,即以某影响因素中某一种生态影响因子为基准,得出各影响因子的相对影响潜力,进而计算出各种影响因素的环境影响潜值,这就是特征化.

(1)对于不可再生资源的评价存在多种方式,国际较常用的方法是将不可再生资源折算成能量进行比较^[18]. 对于可再生资源,由于不同国家或地区的资源更新率存在较大差距,因此必须考虑区域因素,一般将评价范围限定在本国. 对于 LCA 中的水资源,可以根据公式(1)评价功能单位水资源的利用情况^[19].

$$F_w = \sum [Q_{w(p)}(1 - RC_{w(p)})] \tag{1}$$

式中, F_w 是指每功能单位消耗的水资源总量, $Q_{w(p)}$ 是指第 p 阶段水资源的消耗量, $RC_{w(p)}$ 是指第 p 阶段水资源回收或重复使用率.

对于土地资源的评估,国内外方法较多,由于二、三、四产业土地利用情况复杂难以计算,因此目

前仅考虑农业种养殖涉及到草地、林地、水域的使用,用净! 生产力乘以土地利用系数得出的现实生产力作为各种土地资源的当量系数,则耕地、林地、草地、海水水域、内陆水域当量系数分别为 1、0.04、0.16、0.1 和 0.24^[20].

(2) 各类环境负荷

目前,全球变暖、环境酸化、富营养化、臭氧层耗竭等环境影响已经建立了比较统一的当量模型,其中导致温室气体的 CO₂、CH₄、N₂O 当量系数分别为 1、21、310;环境酸化影响因素 SO₂、NH₃、NO_x 当量系数分别为 1、1.88、0.7;富营养化 PO₄、P_{tot}、NH₃、NO₃⁻ 当量系数分别为 1、3.06、0.33、0.42^[19]. 另外,Huijbregts 等^[13]设计了一个计算潜在毒性的改进模型,以 1,4-DCB 为当量因子,计算出 181 种物质(包括 86 农药)在人体、水体、陆地等 6 个方面的潜在毒性,逐步得到世界认可.各种环境影响潜值可以根据公式(2)计算.

$$E_{p(x)} = \sum E_{p(x)i} = \sum [Q_{(x)i} E_{F(x)i}] \quad (2)$$

式中, $E_{p(x)}$ 是指系统对第 x 种环境影响潜值即特征化结果, $E_{p(x)i}$ 是指第 i 种胁迫因子对第 x 种环境影响潜值, $Q_{(x)i}$ 是指第 i 种胁迫因子排放量, $E_{F(x)i}$ 是指第 i 种胁迫因子对第 x 种潜在环境影响的当量系数.

2.3.3 标准化

标准化的目的就是要消除各单项结果在量纲和级数上的差异,选择的基准量一般可为全球、全国或某一地区的资源消耗或环境排放的总量或均量数据,均量数据有人均占有/排放量、地均占有量、单位产值量等.杨建新^[21]和 Sleeswijk 等^[14]分别计算出我国 1990 年和世界 2000 年人均标准化基准值.

标准化一般是用基准量去除特征化的结果,可用公式(3)表示:

$$R_x = E_{p(x)} / S_{(1990/2000)} \quad (3)$$

式中, R_x 是指第 x 种潜在环境影响标准化结果, $E_{p(x)}$ 是指第 x 种潜在环境影响特征化结果, $S_{(1990/2000)}$ 是指第 x 种潜在环境影响特征化结果,是指选定某年的基准值.

2.3.4 加权评估

不同环境影响类型对同一国家或地区可持续发展的重要程度是不一样的,因此,一般需要对不同环境影响类型赋予一定的权重,然后才能进行加权.常见的权重确定方法有 3 种:目标距离法、专家组评议、层次分析法.王明新^[9]、杨建新^[21]和王寿兵^[22]

等对我国工农业生命周期权重做过相关研究.

加权评估可以用公式(4)计算:

$$EI = \sum W_x R_x \quad (4)$$

式中, EI 是指系统环境影响值, W_x 是指第 x 种潜在环境影响的权重, R_x 是指第 x 种潜在环境影响标准化结果.

2.4 结果解释

对于循环农业 LCA 而言,由于横跨工业、农业、服务业等诸多领域,因此在分析资源耗竭和环境负荷时要区分不同行业在整个生命周期中应承担的责任以及需要采取的措施,同时必须注意各子系统存在的不确定性,对可能存在影响却没纳入评估范畴的因素作出相应解释.同时由于现代循环农业生产往往是多种产品同时生产,因此还要根据能量或者价值分析法确定各种产品的分配系数.

3 案例应用

本案例以湖南某知名麻鸭加工企业集团为例,进行循环农业 LCA 评价.该集团将作物种植、水体养殖、产品加工和废弃资源循环利用较好地结合起来,通过水面养鸭、鸭粪喂鱼、加工废料饲料化,构成较为完善的循环农业产业模式,是国内鸭业产业链条最长、综合利用程度较高的禽类产业,具有较好的代表性.

3.1 目标和范围定义

本研究以该企业标准化饲养 73 d,均重为 1 400 g 的肉鸭为功能单位,经过孵化、养殖、加工生产出 450 g 的卤鸭及其相关副产品.生命周期的起始边界从矿石和能源开采、鸭苗孵化开始,终止边界为 450 g 卤鸭及其副产品产出和相关污染物的排放.整个产业的生命周期可以分为 6 个子系统,相关运输能耗和环境负荷都纳入各子系统范畴,其种鸭饲养和配料的生产加工由于数据不够精确,暂时不予考虑(图 3).

3.2 清单分析

本研究中,化石能源、农作种植数据根据相关研究成果计算^[10,23];饲料生产的数据以鸭饲料成分为基础,根据饲料行业生产的平均数据计算^[24];鸭场养殖、加工的相关数据,由该企业技术部门提供并结合相关参数计算^[25,26].由于加工主要配料山茶油、辣椒属于地方特殊品种,相关研究缺乏,相应能耗和环境负荷暂不予考虑,最终清单见表 1.

3.3 影响评价

将鸭产业的生命周期环境影响分为不可再生资源、可再生稀缺资源和环境负荷 3 类,其中不可再生

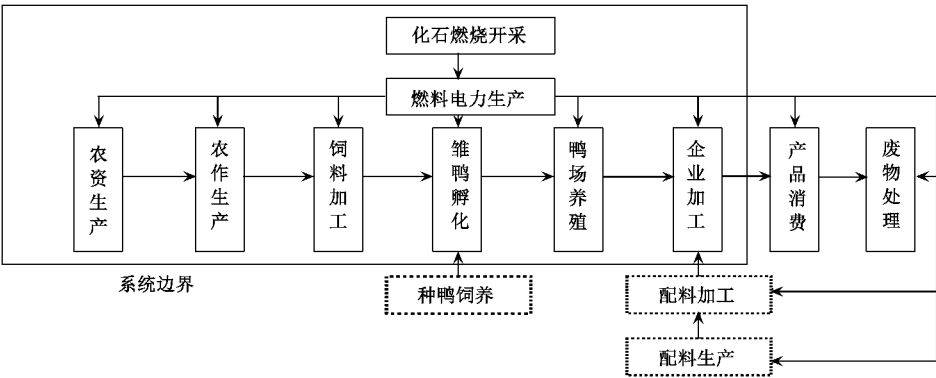


图 3 鸭产业的系统边界

Fig. 3 Boundary of duck industry

表 1 鸭产业生命周期清单汇总¹⁾

Table 1 Life cycle inventory of duck industry

物质名称	单位	农资系统	农作系统	饲料加工	雏鸭孵化	养殖系统	加工系统	合计①	合计②
能源消耗	MJ	11. 768	1. 435	5. 673	2. 053	0. 15	27. 55	48. 629	40. 848
土地资源	m ²	—	1. 59	—	—	0. 77	—	2. 36	1. 98
水资源	kg	179	1 088. 41	3. 67	0. 01	—	50. 32	1 321. 41	1 109. 98
CO ₂	g	1 140. 37	123. 39	487. 27	164. 88	11. 38	2 769. 12	4 696. 41	3 944. 98
CO	g	0. 483	0. 495	0. 251	0. 083	0. 006	1. 451	2. 769	2. 326
CH ₄	g	0. 066	0. 000 1	0. 007	0. 002	10. 01	0. 023	10. 108 1	8. 491
N ₂ O	g	0. 311	3. 763	0. 005	0. 002	—	0. 028	4. 109	3. 452
NO _x	g	3. 854	0. 355	1. 438	0. 482	2. 8	8. 346	17. 275	14. 511
HC	g	0. 067	0. 000 1	0. 024	0. 007	0. 001	0. 138	0. 2371	0. 199
PM ₁₀	g	0. 489	0. 019	31. 967	0. 041	3. 003	3. 641	39. 16	32. 894
SO _x	g	3. 505	0. 797	0. 869	0. 291	0. 02	5. 009	10. 491	8. 812
NH ₃	g	0. 245	13. 688	0. 373	—	—	—	14. 306	12. 017
NO ₃	g	—	10. 499	—	—	14. 06	—	24. 559	20. 630
NH ₄	g	1. 905	—	—	—	—	—	1. 905	1. 600
P _{tot}	g	0. 161	0. 113	0. 033	—	5. 47	—	5. 777	4. 853
COD	g	8. 709	0. 000 4	0. 178	—	—	7. 045	15. 932 4	13. 383
Cu	g	2. 68E-06	0. 071	—	—	0. 008	—	7. 90E-02	6. 64E-02
Cd	g	5. 69E-07	0. 01	—	—	—	—	1. 00E-02	8. 40E-03
Pb	g	8. 27E-06	0. 018	—	—	—	—	1. 80E-02	1. 51E-02
Zn	g	2. 16E-05	0. 41	—	—	0. 12	—	5. 30E-01	4. 45E-01
As	g	2. 28E-06	—	—	—	—	—	2. 28E-06	1. 92E-06
Fe	g	—	—	—	—	0. 08	—	0. 08	0. 067
Mn	g	—	—	—	—	0. 14	—	0. 14	0. 118
Se	g	—	—	—	—	0. 000 3	—	0. 000 3	0. 000 25
农药(空气)	g	—	0. 286	—	—	—	—	0. 286	0. 240
农药(水体)	g	—	0. 029	—	—	—	—	0. 029	0. 024
农药(土)	g	—	5. 52	—	—	—	—	5. 52	4. 637

1) 农资系统和养殖系统重金属进入水体,主要考虑潜在水体毒性,农作系统重金属进入土,主要考虑潜在土壤毒性;合计①是白条鸭及副产品生命周期清单,合计②是根据分配系数计算的白条鸭生命周期清单

资源仅考虑所有子系统中一次能源和二次能源的消耗,转化为能量计算. 由于资料缺乏,与各个系统相关的厂房设备、建筑设施、运输工具生产产生的环境影响不予考虑. 可再生稀缺资源考虑土地和水资源,其中土地资源仅考虑农业领域土地的占用;水资源则考虑整个产业链耗费的水资源,循环用水则根据公式(1)计算. 环境负荷中,考虑全球变暖、环境酸

化、富营养化、人体毒性、水体毒性和土壤毒性 6 种环境因素,以 Sleeswijk 等^[14]计算的 2000 年世界人均标准化基准值为参数,通过公式(2)、(3)进行特征化、标准化,结果如表 2 所示. 可再生稀缺资源中,水资源耗费较大,为0.003 1,可见水比土地资源承受更大压力;各种环境负荷中,富营养化、水体毒性、土壤毒性和全球变暖分别是0.013 6、0.012 6、0.004 0

和0.001 7,说明这 4 个方面的环境负荷比较重.

采用王明新等^[9]相关研究中的权重系数,对包括能源消耗、水资源耗竭、环境酸化、富营养化等 8 种环境因素,利用公式(4)进行加权评估,结果如表

表 3 鸭产业加权评估结果

环境影响	能源消耗	水资源	全球变暖	环境酸化	富营养化	人体毒素	水体毒素	土壤毒素	共计
标准化结果	0.000 02	0.003 1	0.001 7	0.001	0.013 6	6.39E-06	0.012 6	0.004 0	—
权重系数	0.15	0.13	0.12	0.14	0.12	0.14	0.09	0.11	1.00
评估结果	0.000 003	0.000 4	0.000 2	0.000 14	0.001 63	8.95E-07	0.001 13	0.000 44	0.004 0

3.4 结果与讨论

3.4.1 不可再生资源

鸭产业整个生命周期共消耗包括煤、电、柴油、天然气在内的不可再生资源共 48.629 MJ,如果以鸭的热量值 8.153 MJ/kg 计算,消耗的不可再生资源

3 所示.鸭产业的综合影响指数是0.004 0,加权后潜在的富营养化、水体毒性和土壤毒性均较全球变暖更紧迫,这进一步说明仅以碳排放来评价循环农业不够全面.

的水平,显然无论从不可再生能源消耗还是从具有可再生性饲料生产上,投入都相当高.从图 4 可以看出,不可再生能源消耗主要发生在加工、农资和饲料生产阶段,分别占据一 耗的 56.65%、24.20% 和 11.67%.因此,提高能量效率也主要集中在这 3 个环节.

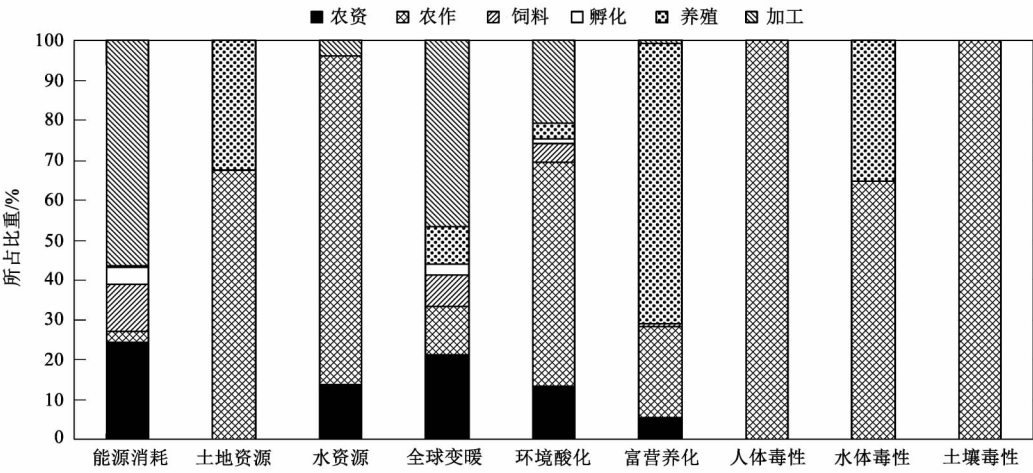


图 4 各子系统所占比重分析

Fig.4 Proportion of all subsystems in LCA

3.4.2 可再生水土资源

(1)经过初步计算,采用现在的生产模式,一只传统麻鸭饲料原料生产和养殖水域按照当量系数全部折算后,占用耕地 2.36 m²,表面上看来微不足道,但我国禽类年饲养量达数十亿只,因此,如果普 用这种养殖方式,将给土地资源带来巨大的压力,所以必须提高土地利用效率,改进养殖模式,降低土地资源占用量.

(2)鸭生命周期水资源消耗为1 321.41 kg,占我国 2000 年人均水资源消耗量的 0.31%,从图 4 可以看出,耗水主要发生在农作、农资和加工子系统.农作系统作物种植过程中消耗了大量的水资源,是降低水耗的重点.农资系统主要是化肥、农药生产耗水巨大,加工环节水循环利用率仅为 26.53%,因

此,农资和加工系统在水循环利用上还有较大潜力.

3.4.3 碳排放环境负荷

(1)鸭 生命 周期 变 暖 潜 值 为 11 543.26 g (CO₂eq),为 2000 年世界人均环境负荷的 0.17%.从图 4 可以看出,由高到低分别是加工、农资、农作、养殖、饲料和孵化.加工和农资系统主要是电、煤的使用和农资生产产生的 CO₂;农作系统主要是由于化肥的过量使用产生 N₂O,养殖子系统主要是鸭舍残留物排放的 CH₄ 等.因此,工业领域实行节能减排,使用清洁能源;农作子系统实施化肥减量化、合理施肥;养殖子系统降低禽舍堆积物温室气体排放,是循环农业实现低碳经济的关键.

(2)从整个产业链温室气体排放可以看出,随着种植、养殖和加工产业链的衔接和延续,温室气体

排放¹ 迅速增长,而且工业领域的农资生产和产品加工占据了主要部分,可见,在某种意义上循环农业“加剧”了温室气体排放.但就我国目前而言,发展循环农业是实现农产品增值、农民增产增收、促进区域发展、缩小城乡差距的重要手段.因此,在我国循环农业发展初期阶段,不能过多要求农业产业盲目减排,不能把工业领域低碳标准和要求强加于循环农业,否则不利于农业产业的发展.循环农业发展低碳经济是下游加工环节的减排,更多地应注重产业的上游,即种植业的固碳潜力.因为上游的作物栽培、林/草业种植过程中,虽然排放温室气体,但农业土壤和植物本身也是潜在的巨大碳汇,如果能实现循环农业上游的“净固碳”,就一定程度上与下游的碳排放实现“碳中和”,这也是农业循环区别工业循环的重要方面.由于资料匮乏,本研究仅仅考虑了种植系统的碳排放,因此,在未来的农业产业碳排放评估中,需要将种植系统固碳因素纳入整个产业进行“净碳”评估,才能准确评价循环农业碳排放的特点.同时,循环农业中废弃物再利用减缓温室气体的潜力也需纳入评估体系.

3.4.4 其他生态环境负荷

(1)鸭生命周期中环境酸化的潜值为 52.36 g (SO_2eq),是 2000 年世界人均环境酸化潜值的 0.10%,主要存在于农作、加工和农资 3 个子系统,分别为整个系统的 56.17%、20.76% 和 13.14%.农作系统仍是施肥过量导致的 NH_3 挥发,因此,合理使用化肥是关键.而加工系统和农资系统中 SO_2 和 NO_x 是造成潜在环境酸化的主因,只有通过节能减排来降低环境影响.鸭生命周期中富营养化的潜值为 25.83 g (PO_4eq),是 2000 年世界人均富营养化潜值的 1.36%.主要发生在养殖和农作子系统,分别为 70.23% 和 22.88%,养殖子系统主要是畜禽粪便中氮、磷残留在水体造成的潜在威胁,而农作系统主要是 NH_3 挥发和 NO_3^- 的流失.因此,对于养殖系统而言,如何处理畜禽粪便是必须重视的一个问题.对于农作系统而言,少施和缓施化肥,无机肥与有机肥合理搭配使用,是减轻富营养化的关键措施.

(2)潜在人体毒性主要是工业领域挥发到空气中的重金属微粒和农业领域进入空气的农药残留.由于相关资料缺乏,本文仅仅考虑了农作系统中农药对人体毒性的潜在威胁,为 1.26 g(1,4-DCBeq).生态毒性包括水体毒性和土壤毒性,主要诱因都是进入水体、¹ 的重金属和农药残留,本研究中水体和土壤毒性分别为 60.74、24.65 g(1,4-DCBeq),潜

在的水体毒性较为严重.

综上所述,可以看出,降低循环农业产业的温室气体排放,构建低碳经济固然重要,但循环农业还面临环境酸化、富营养化、生态毒性等系列潜在威胁,某些潜在威胁的严重程度已经超过温室气体排放.因此,对循环经济和循环农业倡导低碳生态评价更为可行.同时,采用 LCA 方法,能够客观全面地评价整个系统,可见该方法具有进一步研究的价值.

4 结论

(1)传统的种养殖农业生产,能耗高,占用水土资源多,随着产业链的延长,温室气体和各种潜在环境威胁不断增长,因此,建立在传统生产模式上的循环农业宜提倡“适度循环”.

(2)循环农业在节能减排的同时,不能盲目追求低碳发展,还须考虑农田土壤和作物固碳以及废弃物综合利用的间接减排,才能全面客观地评价整个系统的温室气体排放.

(3)循环农业在考虑温室气体减排的同时,还应该考虑环境酸化、富营养化、生态毒性等多种生态因素,建立系统评价体系.

(4)LCA 能够比较全面地评价循环经济和循环农业,值得进一步研究探讨.

参考文献:

- [1] 赵金龙,何玲,王军.谈循环农业的模式及其评价方法[J].安徽农业科学,2004,35(6):1766-1767.
- [2] 高旺盛,陈源泉,梁龙.论发展循环农业的基本原理与技术体系[J].农业现代化研究,2007,28(6):731-734.
- [3] 杨志,张洪国.气候变化与低碳经济、绿色经济、循环经济之辨析[J].广东社会科学,2009,6:34-42.
- [4] Rebitzer G,Ekvall T,Frischknecht R,et al. Life cycle assessment Part 1:Framework,goal and scope definition,inventory analysis, and applications[J]. Environ Int,2004,30:701-720.
- [5] Ekvall T. SETAC summaries[J]. J Cleaner Prod,2005,13:1351-1358.
- [6] Kramer K J, Moll H C, Nonhebel S. Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system [J]. Agr Ecosyst Environ,1999,72:9-16.
- [7] Brentrup F. 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]. Eur J Agron,2004,20: 247-264.
- [8] Monti A, Fazio S, Venturi G. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops[J]. Eur J Agron,2009,31: 77-84.
- [9] 王明新,包永红,吴文良等.华北平原冬小麦生命周期环境影响评价[J].农业环境科学学报,2006,25(5): 1127-1132.

- [10] 梁龙. 基于 LCA 的循环农业生命周期评价方法探讨与实证研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2009.
- [11] 尹昌斌, 唐华俊, 周颖. 循环农业内涵、发展途径与政策建议[J]. 中国农业资源与区划, 2006, **2**: 8-12.
- [12] 叶文虎, 韩凌. 论第四产业——兼论废物再利用的培育[J]. 中国人口·资源与环境, 2000, **10**(2): 24-27.
- [13] Huijbregts M A J, Thissen U, Guinee J B, *et al.* Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA[J]. Chemosphere, 2000, **41**: 541-573.
- [14] Sleeswijk A W, Guinée J B, Huijbregts M A J, *et al.* Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and european economic systems in the year 2000[J]. Sci Total Environ, 2008, **390**: 227-240.
- [15] Haas G, Wetterich F, Geier U. Framework in agriculture on the farm level[J]. Int J LCA, 2000, **5**(6): 1-4.
- [16] 胡志远. 不同原料制备生物柴油生命周期能耗和排放评价[J]. 农业工程学报, 2006, **22**(11): 141-146.
- [17] 杨建新, 王如松. 中国产品生命周期影响评价方法研究[J]. 环境科学学报, 2001, **21**(2): 234-237.
- [18] Kaltschmitt M, Reinhardt G A, Stelzer T. Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects[J]. Biomass Bioenerg, 1997, **2**: 121-134.
- [19] 邓南圣, 王小兵. 生命周期评价[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003. 134-149.
- [20] 陈冬冬. 基于生态足迹的农业生态代价评估方法构建与实证研究[D]. 北京: 中国农业大学, 2008.
- [21] 杨建新. 产品生命周期评价方法及应用[M]. 北京: 气象出版社, 2002. 105-115.
- [22] 王寿兵, 王如松, 王祥荣. 工业产品生命周期环境成本评估方法[J]. 上海环境科学, 2002, **21**(12): 742-744.
- [23] 袁宝荣, 聂祚仁, 狄向华, 等. 中国化石能源生产的生命周期清单(I)——能源消耗与直接排放[J]. 现代化工, 2006, **26**(3): 59-63.
- [24] 杨志, 任丽虹, 杨茜. 动物饲料中的骨粉含量及其废水的磷污染[J]. 云南环境科学, 2003, **22**(1): 60-61.
- [25] 刘毅, 木云珍, 陈静. 养鸭场对环境影响的调查与评价[J]. 环境科学导刊, 2007, **26**(3): 82-83.
- [26] Yang S S, Liu C M, Liu Y L. Estimation of methane and nitrous oxide emission from animal production sector in Taiwan during 1990-2000[J]. Chemosphere, 2003, **52**: 1381-1388.