

两种水稻生产方式的生命周期环境影响评价

梁 龙, 陈源泉, 高旺盛

(中国农业大学农学与生物技术学院循环农业研究中心, 北京 100193)

摘 要:以湖南水稻生产体系为例,应用生命周期评价方法,对两种水稻生产方式进行生命周期资源消耗与污染物排放清单分析,在此基础上进行了生命周期环境影响评价。结果表明,两种生产管理措施下潜在环境影响较大的均是富营养化、水体毒素、土壤毒素和环境酸化,其中传统生产方式下4项潜在环境影响指数分别为1.606、0.868、0.309和0.262,推荐生产方式下各项环境影响指数分别下降至1.277、0.489、0.260和0.211。经加权评估后,两种模式的生命周期环境影响综合指数分别为0.3634和0.2676。潜在富营养化主要来自于作物种植阶段农田 NH_3 挥发和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失;水体毒素和土壤毒素主要来自农药使用;环境酸化主要来自施氮导致的 NH_3 挥发和农用化学品生产中排放的 SO_x 。水稻生产的管理方式需要在推荐生产方式的基础上做重大改进,实施清洁生产方式,减少氮肥、农药的使用量,是控制水稻生命周期环境影响的关键。

关键词:生命周期评价;环境影响;水稻

中图分类号:X820.3 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)09-1992-05

Assessment of the Environmental Impacts of Two Rice Production Patterns Using Life Cycle Assessment

LIANG Long, CHEN Yuan-quan, GAO Wang-sheng

(Circular Agriculture Research Center, College of Agronomy and Biotech., China Agricultural University, Beijing 100193, China)

Abstract: Life cycle assessment (LCA) methodology was used to establish an inventory of resource utilization and emission and to further assess environmental impacts of rice with two management practices in Hunan Province, China. The results showed that the significant potential environmental impacts were aquatic eutrophication, fresh water ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity and acidification in the two patterns. The impact indices were 1.606, 0.868, 0.309 and 0.262 in conventional management practices (CMP) and 1.277, 0.489, 0.260 and 0.211 in recommended management practices (RMP), respectively. The aggregate life cycle environmental impact index of rice with RMP was 0.2676 in comparison with 0.3634 for CMP. The eutrophication was mainly from NH_3 volatilization and $\text{NO}_3\text{-N}$ loss by using nitrogen fertilization. Freshwater ecotoxicity and terrestrial ecotoxicity mainly arose from pesticide use, and the aquatic eutrophication potential mainly from NH_3 volatilization caused by using fertilizers in rice planting and SO_x emission at the stage of agricultural chemicals production. The results implied that CMP need improved materially at the basis of RMP. Therefore, reducing nitrogenous fertilizer and pesticide consumption, developing energy-saving and clean production of fertilizers were the key ways to control the environmental impacts of rice production in China.

Keywords: life cycle assessment; environmental impacts; rice

生命周期评价(life cycle assessment, 简称 LCA)是评价一个产品系统生命周期所有阶段对环境影响的工具。20 世纪 90 年代, LCA 开始运用于农业领域,建立了相应评价体系并发展迅速^[1-2]。然而,国内这方面的研究进展缓慢,仅有若干专家提出相关理念,对

个别作物进行了生命周期环境影响评价的尝试^[3]。与此同时, 近期我国频繁爆发各种食品安全事故,而诱因都集中在种植、养殖、加工等环节不符合清洁生产的要求。因此,从农业产业的源头出发,运用生命周期评价方法,按照清洁生产的要求建立符合我国国情的农业生命周期评价体系,预测各种可能出现的风险,从而采取相应措施,这就使农业生命周期评价具有理论和现实意义。本文以湖南水稻生产为例,探讨我国主要粮食作物生命周期中资源消耗和环境影响。

收稿日期:2008-12-04

基金项目:“十一五”国家科技支撑计划(2006BAD02A15, 2007BAD89B01)

作者简介:梁 龙(1973—),男,湖南郴州人,博士研究生,主要研究方向为农业循环经济。E-mail:txws0109@126.com

通讯作者:高旺盛 E-mail:wshgao@cau.edu.cn

1 农业系统生命周期评价方法

国际标准化组织(ISO)将 LCA 定义为“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”。本文中农产品生命周期的起始边界从矿石和能源开采开始,终止边界为作物种植管理输出农产品和污染物。系统投入主要包括化石燃料、化肥、有机肥、土地、农药、电力等;系统输出主要包括释放到空气、水体和土壤中的温室气体、淋失养分、重金属及农药残留等环境影响物质。

1.1 清单分析及参数选择

本文将水稻生命周期分为包括化肥、农药生产的农资生产系统和水稻栽培全过程的农作生产系统来分析。

1.1.1 农资生产系统

能源、化肥生产的相关能耗和污染物排放系数参见杨建新相关研究^[4],农药生产则取自荷兰 Leide 大学环境科学中心开发的 SimaPro7.1 软件系统。由于资料缺乏,相关的厂房设备、建筑设施、运输工具生产的环境影响未予考虑。

1.1.2 农作生产系统

稻田 N 损失参数选择,根据田玉华、尹娟等的研究^[5-6],氨(NH₃-N)挥发取氮素投入量的 28%,淋洗和径流造成硝态氮(NO₃-N)流失,分别取氮素投入量的 2%和 3%。氧化亚氮(N₂O-N)和氧化氮(NO_x-N)的参数则根据 F. Brenttrup 等研究成果^[2,7],直接从土壤中挥发的氧化亚氮(N₂O-N)占包括无机肥、有机肥和生态固氮在内的总氮投入的 1.25%,同时每向空气挥发 1 kg 氨(NH₃-N)和水体流失 1 kg 硝态氮(NO₃-N),间接挥发的氧化亚氮(N₂O-N)分别为 0.01 和 0.025 kg,氧化氮(NO_x-N)的挥发系数为氧化亚氮的 10%。

稻田磷流失参数选择,根据纪雄辉在湖南的研究^[8],磷素径流流失分别占化肥和有机肥的 0.86%和 1.44%。稻田重金属污染仅考虑肥料和灌溉水带入稻田的 Cu、Zn、Cd、Pb 等重金属对环境的影响,由于我国水稻秸秆通过各种形式还田,因此仅考虑籽粒离开稻田系统的携带的重金属。相关参数选取余守武、孔文杰等在湖南的研究成果^[9]。稻田农药残留参数选择 Van Calk 等的研究成果^[10],进入大气、水体和土壤的污染物分别以农药有效成分投入量的 10%、1%和 43%计算。

1.2 影响评价的步骤

影响评价就是确定研究系统的资源消耗和污染

物排放及其对外部环境的影响,一般包括分类和特征化、标准化和加权评估 3 个步骤。

1.2.1 分类和特征化

特征化是对资源消耗和环境排放清单进行分类计算并计算环境影响潜力的过程。本研究仅考虑农产品生命周期的资源消耗、气候变化、环境酸化、富营养化、人类毒性、水生生态毒性和陆地生态毒性 7 种环境影响类型。同类污染物通过当量系数转换为参照物的环境影响潜力,环境影响类型及排放物质的当量系数见表 1。

表 1 环境影响类型及排放物质的当量系数^[11]

Table 1 Environmental impact categories and their equivalent factors

环境影响类型	排放物质	当量系数	环境影响类型	排放物质	当量系数
全球气候变暖	CO ₂	1	人类毒性	1,4-DCB	1
	CO	2		Atrazine	4.5
	CH ₄	21		Dimethoate	44
	N ₂ O	310	水体毒素	1,4-DCB	1
环境酸化	SO ₂	1		Atrazine	5 000
	NH ₃	1.88	土壤毒素	Dimethoate	170
	NO _x	0.7		1,4-DCB	1
	SO _x	1		Atrazine	6.6
富营养化	PO ₄ ³⁻	1		Dimethoate	0.8
	P _{tot}	3.06		Cu	14
	NO _x	0.13		Zn	25
	NO ₃ ⁻	0.42		Cd	170
	NH ₃	0.33		Pb	33

各种环境影响潜值可以根据公式(1)计算:

$$E_{P(x)} = \sum E_{P(x)i} = \sum [Q_{(x)i} E_{F(x)i}] \quad (1)$$

式中: $E_{P(x)}$ 为产品系统对第 x 种环境影响潜值; $E_{P(x)i}$ 为第 i 种排放物质对第 x 种环境影响潜值; $Q_{(x)i}$ 为第 i 种物质排放量; $E_{F(x)i}$ 为第 i 种物质对第 x 种潜在环境影响的当量因子。

1.2.2 标准化和加权评估

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^[12],加权评估采用王明新研究中通过专家组评议设置的权重系数^[3],标准化基准值和权重见表 2。标准化和权重后产品系统的环境影响值可以根据公式(2)计算:

$$EI = \sum W_x (E_{P(x)} / E_{F(2000)}) \quad (2)$$

式中: EI 为产品系统环境影响值; W_x 为第 x 种潜在环

表 2 环境影响指数的基准值与权重^[3,12]
Table 2 Normalized values and weights for different impact categories

环境影响类型	单位	标准化基准值/kg·人 ⁻¹ ·a ⁻¹	权重
能源耗竭	MJ·a ⁻¹	2 590 457	0.15
全球气候变暖	kgCO ₂ -eq	6 869	0.12
环境酸化	kgSO ₂ -eq	52.26	0.14
富营养化	kgPO ₄ ³⁻ -eq	1.88	0.12
人类毒性	kg1,4-DCB-eq	197.21	0.14
水体毒性	kg1,4-DCB-eq	4.83	0.11
土壤毒性	kg1,4-DCB-eq	6.11	0.09

境影响的权重; $E_{P(x)}$ 为产品系统对第 x 种潜在环境影响潜值; $E_{P(2000)}$ 为 2000 年世界人均环境影响基准值。

2 结果分析

本研究以湖南 2004—2005 年生产 1 t 早稻为功能单位对水稻两种不同管理措施(常规管理措施和推荐管理措施) 进行比较分析。常规管理措施(conventional management practices,CMP) 数据来自中国农业大学2004—2005 年对湖南省安化、常宁等 21 个县(市)的1 100 多户农户水稻养分资源管理的抽样调查。推荐管理措施(recommended management practices,RMP) 来自 2004—2005 年湖南省粮油生产局组织 12 个县(市)进行的实地养分管理施肥技术的应用示范^[13]。两种模式的物质投入产出情况见表 3。

2.1 分类和特征化

水稻生命周期消耗的主要资源有土地、水和生物等可再生资源以及化石能源、磷、钾等不可再生资源,本研究仅考虑化石能源耗竭影响,包括煤炭、重油、汽油、柴油和天然气等化石能源,可以用公式(3)计算,计算结果如表 4。

表 3 湖南省早稻常规管理措施和推荐管理措施^[13]
Table 3 Conventional and recommended management practices for rice production in Hunan Province

物质投入	CMP	RMP
N/kg·hm ⁻²	148.8	121.6
P ₂ O ₅ /kg·hm ⁻²	49.7	38.7
K ₂ O/kg·hm ⁻²	79.3	66.3
柴油/kg·hm ⁻²	7.8	7.8
农药/kg·hm ⁻²	4.65	2.54
电力/kWh·hm ⁻²	2.3	2.3
产量/t·hm ⁻²	6.39	6.53

$$EU=\sum_i\sum_jEN_{Fij}$$
 (3)

式中:EU 为每功能单位生命周期化石能源消耗总量; EN_{Fij} 为清单分析中每功能单位生命周期 i 阶段 j 类能源的消耗量。

将各个阶段污染物排放量汇总,全球气候变暖、环境酸化、富营养化、人类毒性、水生生态毒性和陆生生态毒性则根据公式(1)进行计算,得到水稻生命周期清单,见表 4。

2.2 标准化和加权评估

以 2000 年世界人均环境影响潜力为基准值,运用公式(2)对环境影响进行标准化以计算水稻生命周期不同管理措施下的环境影响指数,结果见表 5。湖南传统早稻生产生命周期环境影响较大的是富营养化、水体毒素、土壤毒素和环境酸化,环境影响指数分别为 1.606、0.868、0.309 和 0.262,即生产 1 t 水稻产生的富营养化、水体毒素、土壤毒素和环境酸化潜力分别相当于 2000 年世界人均环境影响潜力的 160.6%、86.8%、30.9%和 26.2%。采用 RMP 模式将使上述 4 种环境影响指数分别下降至 1.277、0.489、0.260 和0.211。经加权评估后,CMP 和 RMP 生命周期

表 4 水稻生命周期清单特征化结果(kg·t⁻¹)
Table 4 The results of characterization of LCI of two rice production patterns(kg·t⁻¹)

环境影响	CMP 模式			RMP 模式		
	农资系统	农作系统	合计	农资系统	农作系统	合计
能源耗竭	3 555.23 MJ	124.07 MJ	3 679.3 MJ	2 596.96 MJ	121.01 MJ	2 717.97 MJ
气候变暖	3.42E+02	1.39E+02	4.81E+02	2.55E+02	1.15E+02	3.70E+02
环境酸化	1.38E+00	1.24E+01	1.37E+01	1.15E+00	9.84E+00	1.10E+01
富营养化	1.22E-01	2.89E+00	3.02E+00	9.74E-02	2.31E+00	2.40E+00
人类毒性	—	2.87E+00	2.87E+00	—	1.62E+00	1.62E+00
水体毒性	—	4.19E+00	4.19E+00	—	2.36E+00	2.36E+00
土壤毒性	—	1.89E+00	1.89E+00	—	1.59E+00	1.59E+00

表 5 水稻生命周期环境影响潜值标准化和加权分析

Table 5 Life cycle environmental impact indexes and evaluation results of rice production systems

环境影响类型	单位	影响潜值		标准化后影响指数		权重后影响指数	
		CMP	RMP	CMP	RMP	CMP	RMP
能源耗竭	$\text{MJ} \cdot \text{a}^{-1}$	3 679.3	2 717.97	0.001 4	0.001	0.000 21	0.000 16
气候变暖	$\text{kgCO}_2\text{-eq}$	481.27	370.2	0.070 1	0.053 9	0.008 41	0.006 47
环境酸化	$\text{kgSO}_2\text{-eq}$	13.7	11	0.262 2	0.210 5	0.036 7	0.029 47
富营养化	$\text{kgPO}_4^{3-}\text{-eq}$	3.02	2.4	1.606 4	1.276 6	0.192 77	0.153 19
人类毒性	kg1,4-DCB-eq	2.87	1.62	0.014 6	0.008 2	0.002 04	0.001 15
水体毒性	kg1,4-DCB-eq	4.19	2.36	0.867 5	0.488 6	0.095 42	0.053 75
土壤毒性	kg1,4-DCB-eq	1.89	1.59	0.309 3	0.260 2	0.027 84	0.023 42

环境影响综合指数分别为 0.363 4 和 0.267 6。

2.3 结果解释

2.3.1 能源耗竭与气候变化

能源耗竭主要发生在农资系统, CMP、RMP 农资生产阶段能源消耗高达 3 555.23 和 2 596.96 $\text{MJ} \cdot \text{t}^{-1}$, 分别占生命周期总能耗的 96.63% 和 95.55%, CMP 模式中氮肥和农药的生产分别占农资生产能耗总量的 60.28% 和 30.55%。而 RMP 减少氮肥和农药的投入, 使整体能耗降低了 26.13%。可见, 水稻生命周期中能源耗竭主要发生在农资生产阶段。

CMP 的潜在的温室效应农资系统和农作系统分别占 71% 和 29%, 其中农资系统主要来自化肥生产产生的 CO_2 , 农作系统主要来自施用氮肥释放的 N_2O 。RMP 潜在温室效应中农资系统和农作系统分别是 69% 和 31%, 其主要原因仍然是氮肥的生产和施用, 但由于减少氮肥投入, RMP 较 CMP 温室气体排放量从 481.27 $\text{kgCO}_2\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$ 下降到 370.2 $\text{kgCO}_2\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, 降低了 23.08%。

2.3.2 环境酸化和富营养化

造成水稻潜在环境酸化影响的污染物主要是农作系统中 NH_3 的排放, CMP 和 RMP 农作系统的环境酸化潜力分别占各自生命周期环境酸化潜力的 90.5% 和 89.5%, 这主要是由于氮肥的大量施用导致 NH_3 的挥发。采用 RMP 使得水稻的农作系统环境酸化潜力由 CMP 的 12.4 $\text{kgSO}_2\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$ 降至 9.84 $\text{kg SO}_2\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, 整个生命周期环境酸化潜力由 CMP 的 13.7 $\text{kgSO}_2\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$ 降至 11 $\text{kgSO}_2\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, 分别下降了 20.6% 和 19.7%。农资系统环境酸化潜力主要是由于化肥生产过程中产生的 SO_x 和 NO_x , 其中氮肥生产又占据了总量的 90% 以上。

导致潜在富营养化的污染物主要是作物种植阶段农田 NH_3 挥发和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失。CMP 中农作系统水

体富营养化潜力占生命周期富营养化潜力的 95.7%, 其中 NH_3 挥发产生的富营养化潜力占生命周期富营养化潜力的 71.25%, 其次是 $\text{NO}_3\text{-N}$, 占 16.13%。RMP 农作系统水体富营养化潜力占生命周期富营养化潜力的 96.3%, 其原因也是农田 NH_3 挥发和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 淋失, 但由于降低氮素投入, NH_3 挥发显著减少, 使水稻种植阶段的水体富营养化潜力由 CMP 的 2.89 $\text{kgPO}_4^{3-}\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$ 降至 2.31 $\text{kgPO}_4^{3-}\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, 整个生命周期水体富营养化潜力由 3.02 $\text{kgPO}_4^{3-}\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$ 降至 2.40 $\text{kgPO}_4^{3-}\text{-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, 分别降低了 20.1% 和 20.5%。

2.3.3 人类毒性与生态毒性

计算结果表明, CMP 在空气、水体、土壤中毒性潜力分别为 2.87、4.19 和 1.89 $\text{kg1,4-DCB-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, RMP 的 3 种毒性潜力分别是 1.62、2.36、1.59 $\text{kg1,4-DCB-eq} \cdot \text{t}^{-1}$, 分别降低 43.6%、43.7%、15.9%。虽然降幅较大, 但由于实际中普遍使用高毒高残留农药以及残留在土壤中重金属比例偏高, 对人类健康和水体、土壤影响仍然较大。

3 结论

(1) 我国水稻生产的生命周期体系中, 农资生产系统中氮肥、农药的生产是造成能源耗竭和潜在全球气候变暖的主要原因。因此工业领域实施清洁生产, 农作生产中减少氮肥、农药的使用量是降低能耗和缓解全球气候变暖的关键。

(2) 农作生产过程中, 超量使用氮肥是导致潜在环境酸化和富营养化的主要原因, 农药的过量使用是造成潜在水体毒素、土壤毒素的关键因素, 所以仍然要从减量化和提高使用效率方面加以改进。

(3) RMP 应用目标产量配方施肥, 在保证水稻稳产情况下, 减少了氮肥和化学农药投入, 大幅度降低水稻生命周期的资源消耗、环境污染和健康风险, 值

得推广,但在潜在的富营养化方面仍然超过世界人均环境影响潜力,潜在的水体毒素、土壤毒素和环境酸化方面也比较严重,所以在坚持化肥、农药减量化原则的基础上,将无机肥和有机肥混合使用,改进施用方式;同时大力研发和推广生物农药,防范肥料和灌溉水中重金属对土壤的污染是降低各种潜在环境影响的关键。

参考文献:

- [1] Rebitzer G, Ekvall T, Frischknecht R, et al. Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications[J]. *Environment International*, 2004, 30: 701–720.
- [2] Brentrup F, Kuster J, Lammel J, et al. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology the application to N fertilizer use in winter wheat production system[J]. *Europ Agronomy*, 2004, 20: 265–279.
- [3] 王明新, 包永红, 吴文良. 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.
WANG Ming-xin, BAO Yong-hong, WU Wen-liang. Life cycle environmental impact assessment of winter wheat in north China plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(5): 1127–1132.
- [4] 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.
YANG Jian-xin. The methodology and application of life cycle assessment[M]. Beijing: Weather Press, 2002: 105–115.
- [5] 田玉华, 尹 斌, 贺发云, 等. 太湖地区稻季的氮素径流损失研究[J]. 土壤学报, 2007, 44(6): 1070–1075.
TIAN Yu-hua, YIN Bin, HE Fa-yun, et al. Nitrogen loss with runoff in rice season in the Taihu Lake region, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, 44(6): 1070–1075.
- [6] 尹 娟, 费良军, 田军仓, 等. 水稻田中氮肥损失研究进展[J]. 农业工程学报, 2005, 21(6): 189–191.
YIN Juan, FEI Liang-jun, TIAN Jun-cang, et al. Research advance of nitrogen fertilizer losses from paddy field[J]. *Transactions of the CSAE*, 2005, 21(6): 189–191.
- [7] Mosier A, Kroeze C, Nevison C, et al. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998(52): 225–248.
- [8] 纪雄辉, 郑圣先, 刘 强, 等. 施用有机肥对长江中游地区双季稻田磷素径流损失及水稻产量的影响[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2006, 32(3): 283–287.
JI Xiong-hui, ZHENG Sheng-xian, LIU Qiang, et al. Effect of organic manure application on runoff phosphorus loss from rice-rice field in the middle reach of the Yangtze River[J]. *Journal of Hunan Agricultural University (Natural Sciences)*, 2006, 32(3): 283–287.
- [9] 孔文杰, 倪吾钟. 有机无机肥配合施用对土壤-水稻系统重金属平衡和稻米重金属含量的影响[J]. 中国水稻科学, 2006, 20(5): 517–523.
KONG Wen-jie, NI Wu-zhong. Effects of integrated fertilization with commercial organic manure and chemical fertilizers on heavy metal balance in soil-rice cropping system[J]. *Chinese J Rice Sci*, 2006, 20(5): 517–523.
- [10] Van Calker K J, Berentsen P B M, de Boer I M J, et al. An LP-model to analyse economic and ecological sustainability on Dutch dairy farms: model presentation and application for experimental farm “de Marke”[J]. *Agricultural Systems*, 2004, 82: 139–160.
- [11] 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.
DENG Nan-sheng, WANG Xiao-bing. Life cycle assessment[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2003: 134–149.
- [12] Huijbregts M A J. Normalisation in product life cycle assessment: an LCA of the global and European economic systems in the year 2000[J]. *Science of The Total Environment*, 2008, 390: 227–240.
- [13] 申建波, 张福锁. 水稻养分资源综合管理理论与实践[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 2006: 203–205.
SHEN Jian-bo, ZHANG Fu-suo. The theory and practice of integrated management of paddy nutrient resources[M]. Beijing: China Agriculture University Press, 2006: 203–205.