

中国水稻生产的环境成本估算——湖北、湖南 案例研究

李 季¹, 靳百根², 崔玉亭¹, 邹冬生³, 冯中朝⁴, 韩纯儒¹, Day Brett⁵,
David Norse⁶,

(1. 中国农业大学资源环境学院, 北京 100094; 2. 中国农业大学人文学院, 北京 100094; 3. 湖南农业大学植物科技学院, 长沙 410128; 4. 华中农业大学经贸学院, 武汉 430070; 5. 英国伦敦大学经济社会研究中心, 6. 英国伦敦大学地理系)

摘要: 水稻是中国农业生产中的一种重要作物, 其对中国 GDP 的直接贡献大约 2000 亿元, 占全国农业总产值的 10%。然而如同其它农业活动一样, 水稻生产也带来了一些环境问题, 其成本并未得到全面的评价, 也未体现于政策制订中。研究选定湖南和湖北两个省, 分别对水稻生产的环境成本作了估算和评价。经过估算, 两个省 1995 年的环境成本为 25~110 亿元, 约为农业总产值的 1%~4.5%, 考虑到目前水稻生产的发展趋势以及国家环境政策变化, 这些成本在 2020 年将可能达到 3 倍以上。

关键词: 水稻; 环境成本; 环境经济

Estimation on the environmental costs of rice production in China: Hubei and Hu'nan case study

LI Ji¹, JIN Bai-Gen², CUI Yu-Ting¹, ZOU Dong-Sheng³, FENG Zhong-Chao⁴, HAN Chun-Ru¹, Day Brett⁵, David Norse⁶, (1. College of Natural Resource and Environmental Sciences, China Agricultural University, Beijing 100094; 2. College of Humanities and Social Science, China Agricultural University, Beijing 100094; 3. Hu'nan Agricultural University, Changsha 410128; 4. Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070; 5. Centre for Economic and Social Research, University College, London; 6. Department of Geography, University College, London). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(9): 1474~1483.

Abstract: Rice is the most important crop in China's agricultural economy and will remain so for the foreseeable future. Its direct contribution to China's GDP is about 200 billion yuan and provides some 10 % of national gross agricultural product. However, rice production, like many other agricultural activities, brings a number of serious environmental problems with economic costs that have not been fully assessed and are not adequately considered in policy making.

Two major rice producing provinces, Hu'nan and Hubei, were selected to estimate the environmental cost in the present study. For these two provinces it was estimated that the costs reached to 2.5 to 11 billion RMB in 1995, equal to 1.0% to 4.5 % of agricultural GDP, though with some uncertainty about the cost of upstream and downstream damage. Given current rice production trends and environmental policies these costs could triple even more by 2020.

Key words: rice; environmental cost; environmental economy

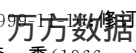
文章编号: 1000-0933(2001)09-1474-10 中图分类号: X171 文献标识码: A

本案例研究集中于水稻生产的环境成本估算。水稻是中国最重要的农作物, 它对中国 GDP 的直接贡

基金项目: 中英合作英国伦敦国际发展署资助项目

收稿日期: 1999-11-15 修订日期: 2000-08-28

作者简介: 李 季(1966~), 男, 北京人, 博士, 副教授。主要从事生态农业、持续农业方面的教学与研究工作。



献为 2000 亿元,约占农业总产值的 10%。水稻也是耕地、灌溉水、化肥及农药的主要使用者。所有这些投入在管理不当的情形下都会产生严重的环境危害,在本地、区域和国家层次上形成经济成本,对农户收入则产生负面影响。然而这些环境成本并未反映在目前的公共政策或农民的购销价格中,直接影响到了水稻生产的不可持续性^[1]。

水稻生产的环境成本可以是全球性的,地方性的,也可以是农场上的或农场外的。最大的全球性成本应属温室气体的产生以及对全球气候变化的影响,也有其它成本如农药残留的远距离扩散和生物多样性的损失。水稻生产对温室气体排放的贡献有两个主要来源,一是生产无机肥料时燃烧能源所释放出的大量 CO₂,一是稻田和水稻植株释放的甲烷以及无机和有机肥料经微生物活动分解产生的 N₂O。中国的水稻生产释放出了全球湿地稻田 30%的甲烷^[2],其中 60%的排放来自南方和西南省份,包括湖北和湖南^[3]。中国的水稻生产对全球肥料中排放的 N₂O 也有明显的贡献,但由于太多不确定性的存在这些全球性环境成本很难给以估算,也难以进行细致的评价^[4]。尽管如此,Smil^[5]认为中国每年的全球环境成本应大于 100 亿元。

水稻生产的农场外环境成本有两个方面:一是从农用化学品工厂释放的污染物,如 SO₂ 释放导致的酸雨问题^[4]。二是农用化学品向水体的流失以及它们在池塘、湖泊和饮用水中的累积,导致渔业生产水平的下降和水处理成本的上升^[6]。农场上的环境成本则表现在农药和肥料管理不当引致的产量下降^[7],^[8]以及农民喷洒农药时由于农药中毒导致的健康损失^[9]

本论文以湖北和湖南两个省为案例,对两个省水稻生产的环境成本进行了估算及预期分析,并提出了政策建议。

1 分析方法及假设

环境成本估算采用了厉以宁和 Warford^[10]的边际机会成本(MOC)方法,并综合村级农户调查数据及县、省数据作了具体的多层次的分析。

案例研究在湖南和湖北两地进行,这两个省生产了全国约 1/4 的水稻,其中湖南是中国最大的水稻生产省,相对代表了丘陵区梯田稻作制度,湖北省是第五大水稻生产省,代表了平原水田稻作制度。

边际机会成本包括 3 个部分:边际生产成本(MPC),边际外部成本(MEC)和边际使用成本(MUC)。本报告中对 MPC 和 MEC 的分析较细,而 MUC 则未加考虑,具体分析见下文。

论文给出了一些假设:①中国将继续优先考虑食品安全及相当高的水稻自给率^[11],并且湖北和湖南将在实现上述目标中起到重要作用;②人均水稻需求量将略减少,消费者将食用部分小麦以替代水稻^[12];③未来绝大部分水稻生产将来自于水稻的集约化生产,而非水稻面积的扩大;④水稻生产将延续依赖化肥和农药投入,技术上不会有根本的变革,而且投入/产出价格关系仍将保持目前的状况;⑤绝大部分化肥和农药来自国内生产,因此与水稻生产相关的环境危害也主要发生在国内。

2 边际生产成本

假定中国将继续水稻自给政策,其水稻生产将从 1995 年的 1.85 亿 t,增长为 2020 年的 2.3 亿 t,约 24%的增长率^[12]。湖南和湖北目前生产了占全国 23%的水稻总产量,但因为别的一些省份生产的水稻品质较好,这两个省的水稻份额将有所降低。假设到 2020 年这两个省在现有耕地上可生产出占全国 20%的水稻,水稻生产的集约化必将加剧,化肥施用量将继续增加,农场上、下游的环境成本也将增加。

水稻生产成本有 7 个因素:土地、劳力、灌溉水、有机及无机肥料、农药、种子及机械。化肥是其中最主要的组分,特别是在一些农民滥用、超量使用 N 肥的情形下。大多数投入要素的现价在未来 20a 甚至更长时间可能要增加,但有不同的增长比例。它们的利用效率将更高,这部分地弥补了价格上涨的影响。随着人地关系的紧张,很明显未来已没有多余的土地用来开垦种植水稻,事实上现有的稻田还在不断地转为城市及工业用途。这里假设这些稻田损失可通过提高复种指数及生产集约化来弥补。投入要素中劳力及灌溉水的使用将下降,而肥料、农药、机械则将上升,提高这些投入要素的效率有赖于新技术的采用,持续农业的研究及发展和进一步吸引农民改进管理实践的有关政策。

通过对湖北省 250 农户以及湖南省醴陵县 100 农户的随机抽样调查,求得单位水稻生产的不
同投入要素的平均投入水平和边际生产成本(表 1 和表 2)。

在合理的政策条件下,边际生产成本在未来 20a 内将增长略少于 10%,相应地湖北湖南两省每 kg 水稻的增量成本将从目前的 1.3 和 2.39 提高到 1.5~2.6 元。在不太合理的政策条件下,如继续过量及不平衡施用化肥,增量成本将可能增长 20% 以上。

表 1 湖南 MPC 估算
Table 1 Estimate of MPC in Hunan

项目 Item	单位水稻生产 投入量 Input per unit of rice production	影子价格* Sallow price	边际生产成本 Marginal production cost (y/kg)
劳力 Labor	0.29 hs/kg	0.96 y/h	0.28
灌溉水 Irrigation water	1.70 m ³ /kg	0.39 y/m ³	0.66
肥料 Chemical fertilizer	0.33 kg/kg	3.9 y/kg	1.29
农药 Chemical pesticides	0.001 kg/kg	23.69 y/kg	0.024
种子 Seeds	0.011 kg/kg	8.0 y/kg	0.09
机械 Mechanics	0.0045 hs/kg	9.72 y/h	0.044
总计 Total			2.39

* 根据农户调查中各投入要素的现价而来 Derived from the current price of different input element in farm survey

表 2 湖北 MPC 估算
Table 2 Estimate of MPC in Hubei

项目 Item	单位水稻 生产投入量 Input per unit of rice production	影子价格* Sallow price	边际生产成本 Marginal production cost(y/kg)
劳力 Labor	0.167 hs/kg	0.96 y/h	0.16
灌溉水 Irrigation water	1.34 m ³ /kg	0.39 y/m ³	0.52
肥料 Chemical fertilizer	0.20 kg/kg	2.8 y/kg	0.56
农药 Chemical pesticides	0.001 kg/kg	8.13 y/kg	0.011
种子 Seeds	0.008 kg/kg	10 y/kg	0.008
机械 Mechanics	0.004 hs/kg	9.72 y/h	0.039
总计 Total			1.30

* See table 1

3 边际环境成本

水稻生产的环境成本开始于上游生产农用化学品工厂的废气排放,一直到下游河流及湖泊接纳来自水稻田的排水及污染。根据文献记录,水稻种植的外部环境成本涉及到了水稻种植中农用化学品的使用及其对水体和人体健康的影响,水稻种植对全球变化的影响,水稻种植引致的水土流失及其后果等(表 3)。

其中最大的环境成本有 3 种:湿地开垦为稻田导致的洪涝风险增加,农用化学品生产的空气污染对人体健康及作物产量的影响,水田 N、P 化肥及农药残留排放到水体引致的富营养化及对渔业生产和人体健康的影响。

3.1 湿地开垦为稻田导致的洪涝危害

3.1.1 湖南与湖北省的洪涝风险自 20 世纪 50 年代以来明显增加,如湖北省成灾平均面积从 1950~1965 年到 1978~1994 年约从 172 000 hm² 上升到了 362 000 hm²,翻了 1 倍,并在 1998 年达到了顶峰。洪涝危害有两个主要原因:一是长江上游森林砍伐带来的湖泊及河道的淤积,一是湿地开垦用作农田,1949 年到 1977 年期间长江流域约 530 000 hm² 湿地被开垦为农田,其中约有一半用作稻田。这两种因素极大地限制了湖泊及湿地容纳洪水的能力。

湖南省洞庭湖在过去 30a 来的泥沙沉积已经损失了 1/3 多的库容,约 30 亿 m³,实测资料表明每年的沉积量约 0.984 亿 m³,即过去 30a 共沉积了 29 亿 m³;另外洞庭湖周围湿地的开垦,导致湖泊面积由 1949 年的 43.5 万 hm² 减至 1985 年的 26.9 万 hm²,造成约 70 亿 m³ 库容的减少^[13];两项相加,洞庭湖库容量约减少了 100 亿 m³,这与大量资料记载中湖容水量由 1949 年的 293 亿 m³ 下降到 1978 年的 174 亿 m³ 基本一致^[14~16]。

湖北江汉平原湖泊及湿地面积在过去 50a 来也减少了 1/3 左右,20 世纪 50 年代湖北有 1066 个湖泊,到目前仅有 300 个,沿长江的湖泊面积在 50 年代为 1.6 万 km²,目前仅剩 6000 km²^[17,18]。

武汉周围湖泊及河流也减少了 67%,因此加大了洪水对城市的危害。虽然没有足够的资料进行精确的估算,但由于湿地开垦在江汉平原可能降低了洪水库容总量的 50%,约 200 亿 m³。因此对洞庭湖和江汉平原来讲,库容量的损失应大于 300 亿 m³,长江下游的总库容损失约在 500 亿 m³ 左右,其中湿地开垦约损失了 325 亿 m³。

3.1.2 湿地开垦的 MEC 估算 在此考虑的主要因素有:(a) 湿地开垦为稻田的面积 这里假定 1949~

1977 年开垦面积 530 000 hm² 的 50% 为稻田面积, 这样就有 50% 的湿地开垦造成的洪涝危害将是水稻生产的部分 MEC。

表 3 水稻生产的主要外部成本
Table 3 Main external cost of rice production

类 别 Type	过 程 Process	环境影响 Environmental impact	影响区域 Impact region
1. 农用化学品生产引起的 Arise from the production of agro-chemicals	化肥生产烧煤造成酸雨、大气污染	作物、森林产量损失	场外
	Acid rain and air pollution from coal burning in chemical fertilizer production	Yield loss of crop and forestry	Off farm
	农药生产造成的水气污染	人体健康损害	场外
2. 化肥使用引起的 Arise from chemical fertilizer use	Water and air pollution from pesticide production	Human health loss	
	氮肥淋失对地下水的硝酸盐污染	人体健康损害	场外
	Nitrate pollution in underground water by N leaching	Human health loss	
	氮磷化肥流失对地表水的污染造成富营养化	提高水净化成本	场外
	Eutrophication of surface water by N and P fertilizer leaching	Increase of water treatment cost	场外
	氮化肥在微生物作用下转化为温室气体 N ₂ O	下游渔业损失	
	N ₂ O emission in the microbiological transformation of N fertilizer in soil	Loss of downstream fishery	场外
3. 农药使用引起的 Arise from pesticide use	温室效应, 可能产生全球气候变化	温室效应, 可能产生全球气候变化	
	N ₂ O emission in the microbiological transformation of N fertilizer in soil	Greenhouse effect and possible global climate change	
	施药过程中的农药中毒	人体健康损害	场内
	Pesticide poisoning in the spraying process	Human health loss	On farm
	农药在土壤、水稻(谷)中残留	降低生物多样性	场内
4. 水土流失 Soil erosion	Residue of pesticide in soil and grain rice	Loss of biodiversity	
	农药杀死益虫, 降低生物多样性	下游渔业损失	场外
	Natural enemies killed by pesticide and the loss of biodiversity	Loss of downstream fishery	
	农药流失到地表水		
	Pesticide leaching to surface water		
5. 水稻田温室气体排放 Greenhouse gases emission from paddy field	地力下降	未来作物产量损失	场外
	Reduce of soil fertility	Yield loss of future crop	
	渠、河、坝、库、湖泥沙淤积	增加清淤费用(渠)	场外
	Sedimentation of irrigation channels, rivers, dykes, reservoirs and lakes	Increased cost of removing sedimentation	场外
		降低通航能力(河)	场外
		减少有效库容	场外
		Reduced effective storage capacity	场外
6. 湿地开垦种稻 Wetland reclamation as rice field	下游渔业损失	Loss of downstream fishery	
5. 水稻田温室气体排放 Greenhouse gases emission from paddy field	浸水稻田排放甲烷(温室气体)	全球气候变化	场外
	CH ₄ emission from waterlogged paddy rice field	Global climate change	
6. 湿地开垦种稻 Wetland reclamation as rice field	开垦湖边湿地、围湖造田, 造成湖泊蓄洪容量减少, 增加洪灾风险	作物损失	场外
	Reclamation of wetland as rice field and reduce the flood storage volume of lakes and increase the flood risks	Crop loss	
		生命财产损失	场外
		Human life and properties loss	

(b) 洪涝风险随时间的增加 在 1950~1965 年到 1978~1996 年期间成灾面积曾有很大的增加, 湖北统计资料表明约增加了一倍。

(c) 农业生产损失值 世行估算, 在一定洪涝防护措施下, 长江流域成灾地区当所有作物都近于毁灭的情形下, 水稻产量损失为 9 000~12 450 元/ hm²[20], 但是考虑到洪水的频度及强度, 如 2a 1 次的轻灾到 100a 1 次的重灾, 从长期的平均值看这样一个估算太高。这里把长期的平均水稻产量损失设

定为 10%，洪水一般发生在 4~7 月份间因此假定只有中稻减产，平值损失为 6500 元/hm²，占 66% 的成灾面积(190 000 hm²)。蔬菜的损失设为 12 000 元/hm²，长期平均损失为 20%，占 33% 的成灾面积。这样就可算出总的损失为 2.33 亿元/a，其中 1/3 归于湿地开垦为稻田，即 0.78 亿元/a。

(d) 其他物品和服务的损失 农业损失只是总损失的一小部分，大约 10%。例如，初步估计，1998 年湖北水灾损失为 400 亿元，湖南为 300 亿元。这可与 1998 年湖北大水灾(百年一遇)的损失相比，这一水灾受灾面积达 240 万 hm²，使粮食损失 486 万 t，价值 50 亿元^[21]。全国的损失估计为，一次大水灾(30a 一遇到 150a 一遇)的损失为 1230 亿元，一次中水灾(5a 一遇到 20a 一遇)的损失为 12.1 亿元，一次小水灾(2a 一遇)的损失为 0.2 亿元^[22,23]，若以农业损失占总损失 10% 计，则(C)只估计出的 0.78 亿农业损失意味着水灾总损失达 7.8 亿元。

3.1.3 当前环境成本 这一损失是通过两种方法来评估的。一种方法是，据以上(a)~(d)步骤可得出平均总损失 7.8 亿元/a。另一种方法是根据评估蓄洪容量损失的价值。据估计，湖泊河流蓄洪容量减少中，1/3 是由与水稻生产无关的泥沙沉积引起的^[24]，1/3 是由水稻垦植引起的，1/3 是由垦植其他作物引起的。垦植水稻造成蓄洪容量减少 110(最多达 160)亿 m³。蓄洪容量减少造成的损失可用修造同等容量水库的成本来计算，即 0.5 元/m³(范围为 0.5~0.9 元/m³)^[25,22,5]，由此得出年均总损失为 55 亿元，这一估计是前一种方法的 7 倍，并接近像 1998 年这样大灾年份的损失。

依据湖南洪水危害略大的假设及以上评估方法，湖南、湖北两省平均损失相当于边际外部成本(MEC) 0.02~0.20 元/kg 水稻产量。但是，如果把这一外部成本只归因于垦植水稻，则 MEC 将上升为 3 元/kg 以上。如此高的外部成本，表明在湖泊湿地垦植水稻代价很高，不如进口这部分水稻。

3.1.4 未来环境成本 假设不进一步开垦种植水稻，洪水发生频率不变，洪泛区产值和资产价值未来 25a 内增加 3 倍，则未来总损失可达 23~165 亿元，边际外部成本 0.09~0.62 元/kg。

3.2 农用化学品生产的直接或间接污染

3.2.1 两个省的水稻生产集约化水平很高，其化肥及农药施用水平也是世界上最高的地区之一。

农用化学品工厂规模都较大，是水和能源(尤其是煤)的大用户，并且使用效率很低，是空气和水污染以及固体废物的主要污染源。例如武汉的化肥厂据报道在武汉周围空气污染的份额占到 25%，因此产生了一系列环境成本，其中绝大部分很难精确估价。与能量使用有关的两个引人注意的严重问题是 SO₂ 及粉尘产生后形成的酸雨和城市污染，它们造成了作物减产并危害到人体健康。

农用化学品生产是高度能源密集型的，氮肥和磷肥生产每吨有效成分分别消耗 3~3.5 t 和 1 t 标准煤(主要是煤，还有石油、天然气)，农药生产每吨有效成分消费 7 t 标准煤^[26]。大约 1/3 的农用化学品用于水稻生产，所以本案例研究中假设，农用化学品生产中能源使用引起的酸雨和人群健康损害中，水稻生产也占到了 1/3。

估算这些损害采用以下两种方法：第 1 种方法，采用煤开采和工业燃烧的边际环境成本数据，即 15.5 元/t 煤^[10]，及农用化学工业能源消费的投入产出系数^[27]。结果是，边际环境成本为 60 元/t，或 0.30 元/kg 稻谷。第 2 种方法，根据农用化学品生产中能源燃烧产生的酸雨和大气污染对人群健康的损害来评估。

3.2.2 人群健康费用 假设农用化学品生产主要位于城市及其周边地区^[28,5]，并且它对城市大气污染的贡献率是 5%。据世界银行估计，1995 年，商业能源使用所导致的健康费用平均每个居民为 129 美元(1 060 元)，到 2020 年将升至 197 美元(1 615 元)。这主要是由于能源燃烧产生的精细颗粒物被吸入肺部后引起肺部疾病，相应带来的医药费及误工费^[4]。根据这些参数：水稻生产消费了 1/3 的农用化学品，农用化学品对城市大气污染的贡献率为 5%，可以得出 1995 年与农用化学品相关的健康费用为 16 元/个居民。1995 年湖南湖北的城市暴露人群为 2 800 万人，则总健康费用为 4.48 亿元，MEC 为 0.015 元/kg 稻谷(0.01~0.025 元/kg)。

可以预料到 2020 年，氮肥生产中将更多地使用天然气以及清洁技术，所以农用化学品生产对城市大气污染的贡献率下降。但是，由于水稻生产更趋集约化，并且化肥投入的边际效益将递减，所以，农用化学品生产将扩大规模，这可能抵消了清洁技术的优势。另外城市人口的迅速增加也扩大了暴露人群，

这样仍使用世界银行关于健康费用的估算参数,湖南湖北的城市暴露人群约为 9000 万人,可得出与农用化学品相关的健康费用为 24 元/个居民,总计为 21.6 亿元,MEC 为 0.07 元/kg 稻谷。

3.2.3 酸雨费用 酸雨带来的损失以及与能源相关的其他大气污染的损害费用都难以估算,因为涉及的污染物和变化过程太复杂。多数研究涉及到化石燃料燃烧产生的 SO_2 ^[4],很少涉及到农用化学品生产中同样产生的氨及氮氧化物。这后一类污染物不仅同样产生酸雨,而且还产生其他污染物,如臭氧,它们可使作物减产 10%~45% 甚至更多^[29,30],并增加了鱼塘、河流、湖泊的富营养化,导致渔业损失。

然而,即使不考虑 SO_2 之外的这些环境成本, SO_2 引起的酸雨仍造成很大的经济危害。据世界银行及我国专家估计,酸雨造成的中国作物和森林损失达 50 亿美元^[4,31~33]。湖北、湖南是酸雨重灾区,假设湖南、湖北的酸雨损失占全国的 10%,则将意味着 40 亿元的环境成本。其中 25% 可归于水稻生产,即 10 亿元。

酸雨对作物危害的直接估算表明,它使作物减产 5%~10%^[34]。1996 年农业总产值为 2370 亿元。假设:(a)作物产值占农业总产值的 75%,即 1780 亿元;(b)酸雨使作物减少 10%,即损失 178 亿元;(c)酸雨的 3% 是用于水稻的农用化学品的生产造成的,即作物损失的 5.33 亿元是由水稻所用的农用化学品生产引起的。

据上述数据可求得,1996 年总损失为 5.33 亿元,约是第一种方法估算结果的 1/2,MEC 为 0.05~0.08 元/kg 稻谷。假设 2020 年农业总产值增加 1 倍,酸雨造成的作物损失升至 25%,其他假设同上,则那时环境成本将升至 26.65 亿元,MEC 为 0.11~0.18 元/kg 稻谷。

所以,与水稻生产相关的农用化学品生产引起的环境成本(包括人群健康和酸雨费用)总计 9.8 亿元,到 2020 年升至 36.2 亿元

3.3 水体的富营养化及农药污染

3.3.1 湖南、湖北稻田中的径流及地表排水常流入到大量小池塘和中小水库中^[25]。这些池塘和水库中的渔业生产是当地重要的食物和收入来源,也是农村的重要经济部门。渔业生产大多直接或间接地与水稻种植有关,最直接的例子就是稻田养鱼。如湖南有稻田养鱼面积 22.7 万 hm^2 ^[35],并提供了比单纯种稻多 50%~100% 的纯收入^[36]。主要的间接联系是,从稻田流出的养分和农药对鱼生长产生的正面或负面影响。在一定养分水平以下,养分投入可促进鱼产量的提高。但实际上集约水产系统要在池塘施用多至 300 kg/hm^2 的氮磷肥,在一定养分水平以上将发生富营养化和水产产量的降低。农药对渔业有复杂的副作用,可能影响鱼的生产,或影响鱼赖以生长的植物。这些复杂的作用使得确定剂量反应关系及其环境成本相当困难。

可以肯定,来自稻田的污染对未来水产业和内陆渔业有不良影响,并施加了环境成本,富营养化和农药污染对渔业造成的 MEC 估算包括:

3.3.2 当前环境成本 1995 年渔业总产值是 170 亿元,假设富营养化影响到渔业产值的 25%^[37~39],即 42.5 亿元,其中 25% 可归因于水稻生产引起的富营养化,即 10.6 亿元^[40,41]。假设产量损失是 10%,则这一环境成本是 1.06 亿元。考虑到在不施化肥或有机肥时水稻田仍有产量 2000~3000 kg/hm^2 ,则可得 MEC 为 0.04 元/kg 稻谷(范围 0.02~0.08)。

3.3.3 未来环境成本 氮肥施用以每年 8% 的速度在增长,到 2020 年可以预料氮肥施用将有大幅度增加,湖泊更加富营养化,水稻生产引起的环境损失将更大。假设未来 25a:(a)渔业产值增加 3 倍,达 510 亿元;(b)严重富营养化面积增加 1 倍;(c)富营养化的农业源贡献率为 50%;(d)渔业产量损失达 20%。

则总环境成本将升至 32 亿元,相当于 MEC 0.058 元/kg 稻谷。水稻生产中发生过严重的农药污染事件,但目前不容易评估出其 MEC。对这一成本的支付意愿法评估显示,MEC 为 2.5 元/kg 农药^[42]。

3.4 饮用水源中硝酸盐的积累及其健康影响

硝酸盐在地表水中的积累不仅可以引起富营养化,而且增加了人体健康风险。地表水和地下水中硝酸盐的富集可能带来两种健康风险,即婴儿的高铁血红蛋白血症和成人的胃癌。虽然实际风险大小尚存争议,但一般认为其浓度不超过 50 mg/L 时风险才很小。实际上大概有 30% 的供水超过这一标准。一般认为农业,包括水稻种植,是造成这一问题的一个原因,因为水稻田渗漏 2%~5% 的氮肥,还有地表径流流失^[43]。

1995 年 MEC 估算 假设城镇人口中 30%(约 2 000 万)使用的供水中硝酸盐含量达 60mg/L,即超标 10mg/L,治理成本为 0.25~1.0 元/m³ 水^[44],年人均水消费量为 74m³^[45],水稻种植对硝酸盐污染的贡献率为 25%,则总的环境成本可达 0.9~4 亿元,相应 MEC 为 0.004~0.017 元/kg 稻谷。

2020 年 MEC 估算 2020 年暴露人群可达 7000 万人,硝酸盐浓度可达 100mg/L,即超标 50mg/L,治理成本因技术进步和规模经济而有所下降,可望降至 0.1~0.5 元/(m³·10mg)。硝酸盐。年人均水消费达 105m³,水稻生产对硝酸盐污染的贡献率上升为 40%。则总环境成本上升为 3.5~15 亿元,MEC 为 0.04~0.175 元/kg 稻谷。

3.5 农药引起的生物多样性损失

农户调查表明存在大量的农药过量施用现象。农户施药常超过规定的施药次数,并且用药量过大。他们使用对害虫天敌有毒的农药,并把害虫数量控制在其足以造成经济危害的数量之下。水稻田的有害生物综合防治(IPM)试验表明,它能提高产量 8%~11%,一部分是因为它维持了益虫的虫口数量,即保护了生物多样性,另外很大一部分是因为改善了作物管理^[46]。如果产量提高部分的 10%可归因于生物多样性保护,那么它相当于 5 亿元的环境成本,平均环境成本为 0.02 元/kg 稻谷。IPM 和其他控制害虫的措施在未来的应用存在很大的不确定性,可以假设上述环境成本不会有变化。

3.6 灌溉系统和水道的淤积

湖南西部丘陵地区水稻田的水土流失较轻,在湖南、湖北的平原区,水土流失一般不会造成很大的环境成本。但这并不等于说湖南湖北泥沙沉积不成问题,相反,在洪水危害上,淤积是一个很重要的因素。水稻生产对淤积的贡献不大。如洞庭湖水面从 1949 年的 4 350km²,缩小到目前的 2 500 km²,这主要是因为长江水挟沙沉积造成的^[25]。因此由于水稻种植导致的水土流失及其环境成本在此未予考虑。

总的估算 汇总湖南、湖北以上水稻生产的各主要环境成本估算,可得 90 年代中期总的环境成本为 25~110 亿元,到 2020 年可升到 100~310 亿元(表 4)。它相当于 1995 年农业总产值的 1%~4.5%,但是其中酸雨和洪灾损失估算存在很大不确定性,需要深入考察。

表 4 湖南、湖北水稻生产总的环境成本(百万元)

Table 4 Total environmental cost of rice production in Hubei and Hu'nan(million yuan)

来源/影响		年份 Year	
Sources/effects		1995	2020
农用化学品生产	作物损害 Crop loss	533~4000	2000~8000448
Production of agrochemicals	人体健康 Human health	448	2160
洪灾损害 Floods loss		788~5500	2300~16500
富营养化、渔业损失 Eutrophication, fishery loss		106	3200
饮用水硝酸盐污染 Nitrate pollution in drinking water		90~400	350~1500
农民作业健康损害 * Farmers' health loss		75	175
农药生物多样性损失 Biodiversity loss by using of pesticide		500	500
总计 Total		6784(2540~11029)	19520(10685~30195)

* 估算农药使用带来的农民健康损失约为 0.1 元/kg Farmer's health loss from pesticide use was estimated as 0.1 yuan/kg rice

将上述总的环境成本转换为单位稻谷产量的环境成本表明,即使是保守估计,环境成本也达稻谷出场价(1 元/kg)的 12%~40%,将来会更高(表 5)。

4 边际使用成本

使用成本包括两方面:一是稀缺自然资源在制造生产投入品中的使用,如煤以及其它燃料和原料如磷矿石;一是稻田的退化以至不能生产。

煤炭是中国 N 肥生产中的主要投入原料,但相对于目前和未来开采情形中国有非常大的煤炭贮量,因此历以宁和万芳数据在 1998 年认为在给定 12%的贴现率及贮量满足(至少 30a)的情形下,MUC 几乎为零。土壤流失在研究省份,特别是高山地区确实存在,但它不是水稻生产环境成本的主要约束因子,即使

在湘西,梯田稻田的水土流失估计仅为 500~1500 kg /hm²,多数流失土壤会在梯田下边水田上再沉积。在这样低的流失率下,即使不考虑土壤的自然形成过程以部分弥补流失,土壤要流失完也须千年以上的时间。因此 MUC 在此就不予考虑。

表 5 湖南、湖北水稻生产总的环境成本(元/kg 稻谷)

Table 5 Total environmental cost of rice production in Hubei and Hunan(yuan/kg rice)

来源/影响		年份 Year	
Sources/effects		1995	2020
农用化学品生产	作物损害 Crop loss	0.05~0.08	0.11~0.18
Production of Agrochemicals	人体健康 Human health	0.01	0.07
洪灾损害 Floods loss		0.02~0.2	0.09~0.62
富营养化、渔业损失 Eutrophication, fishery loss		0.02~0.08	0.058
饮用水硝酸盐污染 Nitrate pollution in drinking water		0.004~0.017	0.04~0.175
农民作业健康损害* Farmers' health loss		0.002~0.006	0.004
农药生物多样性损失 Biodiversity loss by using of pesticide		0.02	0.02
总计 Total		0.126~0.413	0.39~1.127

5 水稻边际机会成本(MOC)定价实施及其在农业环境政策中的应用

目前水稻的平均边际生产成本(MPC)是 1.8 元/kg(湖南 2.39,湖北 1.30),该值已显著高于当地市场价格(0.94 元/kg)和政府保护价(1.30 元/kg),但均低于到达湖北中部的进口价(3.2 元/kg)。边际使用成本(MUC)可忽略不计,保守估计的边际环境成本(MEC)为 0.2 元/kg(范围 0.12~0.4)。所以,边际机会成本(MOC)为 2 元/kg,在蓄洪区开荒种稻的边际机会成本高达 5 元/kg,可造成城市及工业地区洪涝危害。

到 2020 年,MPC 可升至 1.5~2.5 元/kg,具体大小要看如何改善现有的化肥边际报酬。MEC 可升至 0.7 元/kg,则 MOC 可达 2.0~3.0 元/kg,高于一些进口品的边境价格。

(1)改变生产氮肥的原料 中国氮肥生产主要靠煤,煤与天然气相比属重污染能源,因此今后应转向使用天然气,农用化工工业可优先采用。

(2)中小化肥厂能源利用效率低下^[1,47],可逐步关闭中小化肥厂或把它们组建成复合肥料厂利用其他大化肥厂生产的物料,这样可以生产出适合当地需要的复合肥,同时提高水稻的化肥利用率,减少污染。

(3)化肥、农药厂常使用末端治理污染技术,应引进污染综合防治技术^[47]。

(4)中国对农用化学工业制定的大气、水污染标准较高,但执行的较差,应更多地使用经济手段促进标准的执行,象加强监测系统一样。

(5)设置农药化肥附加税,促使这些产品的使用者支付它们带来的环境成本。一些欧洲国家已经开始使用这些税种,并有提高税率的趋势。这些附加税只有足够大时才能降低其使用量。中国可以先实施低税率以不危及粮食安全,以后逐步提高税率,一直到计入了全部环境成本。征税的同时,应加强宣传教育,让农民了解关于化肥滥用的代价,鼓励他们采用配方施肥技术,开展这一税收的收入可用于水稻可持续生产体系的研究与开发以及推广系统的改进上。

(6)中国和国际上已研究出缓释化肥,其污染性小,但对农民来说价格太高,考虑到农村劳力机会成本的提高,未来缓释肥的前景将较为有利,国家应在实施污染税时对这种肥料实行低税率,以鼓励其的发展。

(7)中国农户经常过量施用氮肥,一部分原因是农民没有意识到过量施用或非平衡施肥的经济损失,另外农户及推广人员也缺乏便宜有效的测试土壤养分的方法和服务。国家应加强这方面的研究开发和推广,以减少化肥进口,同时有利于长期的环境及经济利益。

参考文献

[1] CCICED 万方数据 report “The Role of Sustainable Agriculture in China’s Environmentally Sound Development”,

- [2] Minami, *et al.*, ed. *Methane and nitrous oxide global emissions and controls from rice fields and other agricultural and industrial sources*. Yokendo Publishers, Tokyo, 1994.
- [3] Cai Z. Preliminary Estimates of CH₄ Emissions from Chinese Rice Paddy Fields. In Oshima, Y., Spratt, E. and Stewart, J. W. B. ed. *Asian Paddy Fields: their environmental, historical, cultural and economic aspects under various physical conditions*. Proceedings of the International Scientific Symposium Tokyo, University of Saskatchewan, Saskatoon, May 1995.
- [4] World Bank. *Clear Water, Blue Skies: China's Environment in the New Century*. World Bank, Washington D. C. 1997.
- [5] Smil V. China Shoulders the Cost of Environmental Change. *Environment*. 1997, **39**(6):1~10.
- [6] Zhang W L, Tian Z X, Zhang N, *et al.* Nitrate pollution of groundwater in northern China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 1996, **59**, 223~231.
- [7] Cassman K G, De Datta S K, Oik D C. Yield decline and nitrogen balance in long-term experiments on continuous, irrigated rice systems in the Tropics. *Advances in Soil Science*(special issue), 1994.
- [8] Pingali P L and Rosegrant M W. Confronting the environmental consequences of the green revolution. In: *Proceedings of the 18th Session of the International Rice Commission*, Rome, 5-9th September 1994. FAO, Rome. 1996.
- [9] Pingali P and Rola A. Public Regulatory Roles in Developing Markets: The Case of Pesticides. Paper presented at the 14th World Bank Agricultural Symposium, Washington D. C. 1994.
- [10] Li Yining and Warford J J ed. *Natural Resource Pricing in China: Water Supply, Coal and Timber*. MRM International Press, Silver Springs. 1998.
- [11] 梅方权. 21 世纪初期中国食物安全前景与战略, 第 65 届国际肥料会议, 北京, 1997-05-19~22.
- [12] Huang J, Rozelle S and Rosegrant M E. China's Food Economy to the Twenty-First Century: Supply, Demand and Trade. Food, Agriculture and the Environment Discussion Paper 19. International Food Policy Research Institute; Washington D. C. 1997.
- [13] 邵国生, 张建波. 洞庭湖湿地农业生态系统特点及调控. *自然资源学报*, 1992, **1**:48~52.
- [14] 邹文发. 洞庭湖泥沙沉积与土壤侵蚀. *中国水土保持*, 1992, (6):18~21.
- [15] 李文华. 长江洪水与生态建设. *自然资源学报*, 1999, **14**(1):1~8.
- [16] 谢炳庚, 李晓青. 湖南洞庭湖区湿地的利用和保护研究. *国土与自然资源研究*, 1996, (2):25~28.
- [17] Cai S, Zhao Y and Du Y. The Evolution of the Jiangnan Lakes and Regional Sustainable Development. *Journal of Environmental Sciences*. 1998.
- [18] 刘海燕, 曹艳英. 江汉平原湿地开发及其对环境的影响, *地理学与国土研究*, 1998, **14**(2):16~19.
- [19] 中国日报, 1998a. 1998-09-11.
- [20] Gunaratnam D, World Bank, Washington D C. Personal communication. 1998.
- [21] 中国日报, 1998b. 1998-09-07.
- [22] 金 钟, 沱 溪. 武强溪和丰滩水库及其洪水调控. *湖南水资源*, 1997, **3**: 34~37.
- [23] 熊吉恩. 洞庭湖在呼唤. *水土保持通报*, 1992, **12**(2): 36~42.
- [24] 濮培民, 蔡述民, 等. 三峡工程与长江上中游湖泊洼地环境. 北京: 科学出版社, 1994.
- [25] World Bank. China: Yangtze Basin Water Resources Project. Staff Appraisal Report No. 13674-CHA. World Bank, Washington D. C. 1995.
- [26] 中国化学工业信息中心. 中国化工年鉴 1993/1994, 北京, 1995.
- [27] 国家统计局. 中国工业投入产出表(1992). 北京: 中国统计出版社, 1996.
- [28] Anid P. State of the agro-ecosystems in the Province of Hubei. Unpublished report for FAO, Rome, 1998.
- [29] Wahid A, Maggs R, Shamsi S R A, *et al.* Air pollution and crop yield in Pakistan Punjab. II: Effects on rice. *Environmental Pollution*. 1995, **90**, 323~329.
- [30] Ashraf M, Marshall F. The Impacts of Air Pollution on Agriculture in Developing Countries. Report on Project no. ERP: 6289 to Department for International Development, London, 1997.

[31] IIASA. Modelling Air Pollution in Southeast Asia. *Options* No 3. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg. 1998.

[32] 朱立民,冯宗炜. 江苏省森林受酸沉降影响造成的经济损失研究. *农村生态环境*,1997,**13**(1):1~4,8.

[33] 冯宗炜,小仓纪雄. 重庆酸雨对陆地生态系统的影响和控制对策. *环境科学进展*,1998,**6**(5):1~8.

[34] 张林波,曹洪法,等. 苏、浙、皖、闽、鄂、赣 8 省酸沉降农业危害. *中国环境科学*,1998,**18**(1):12~15.

[35] Halwart M. Trends in Rice-Fish Farming. *The FAO Aquaculture Newsletter*. No. 18. FAO, Rome. 1998.

[36] IRRI, Programme Report for 1993. International Rice Research Institute, Manilla. 1994.

[37] 过孝民,等. 我国环境污染造成的经济损失估算. *中国环境科学*,1990,**1**:51~59.

[38] 葛吉琦. 江苏省太湖地区水污染对渔业影响的损失估算. *农村生态环境*,1991,**1**:46~48

[39] 葛吉琦. 江苏太湖地区水污染损失估算. *环境科学*,1992,(2):68~72.

[40] 中国科学院湖泊所. 太湖. 北京:海洋出版社,1993.

[41] 江苏省农林厅能环办. 农业面源污染对太湖水体的影响. 1996.

[42] 毛显强,等. 大足县稻田养鱼模式的环境经济学分析. *农业环境保护*,1996,**15**(5):246~250.

[43] 朱兆良. 中国土壤氮素. 南京:江苏科技出版社,1992.

[44] Jiggins, Drinking Water Inspectorate. Department of Environment, Transport and the Regions, London, personal communication, 1998.

[45] United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific. China: Water Resources and Their Use. Case study for the Study on Assessment of Water Resources of Member Countries and Demand by User Sector,1997.

[46] William V. And Dennis Keeney. Bugs in the system: redesigning the pesticides industry for sustainable agriculture. Earthscan Publications Ltd. London, 1998, 39.

[47] CCICED. WG 3 report "Cleaner production and use of chemical fertilisers and pesticides", 1995.