

耕地资源利用的生态外部性价值核算及其补偿研究

魏宁宁, 李丽, 高连辉

南京农业大学公共管理学院, 南京 210095

摘要 全面准确核算耕地资源利用的生态外部性价值是耕地保护生态补偿的基础, 对耕地资源的利用不仅会产生正的生态外部性, 还会产生负的生态外部性, 如水体污染、土壤重金属污染等, 因此核算耕地资源利用的生态外部性价值时, 应充分考虑其生态效益和环境成本。采用单位面积当量因子法和资源环境经济学的相关理论和方法, 核算了南京市 2014 年耕地资源利用的生态外部性价值。研究表明, 2014 年南京市耕地资源利用的生态服务价值为 55.08 亿元; 耕地资源利用的环境成本为 9.23 亿元; 生态补偿总价值量为 45.85 亿元, 只占财政收入的 2.59%, 并不构成财政紧张。对耕地资源利用的生态外部性价值核算旨在正确认识耕地资源利用中的生态效益和环境问题, 为制定生态补偿措施提供依据。

关键词 耕地资源; 生态服务; 环境成本; 生态补偿; 南京

人类对土地价值的认识, 经历了由单一经济价值到经济、社会和生态价值的发展过程^[1]。在农业社会及工业社会早期, 由于社会生产力低, 人们关注的重点主要放在耕地的经济价值上, 旨在提高耕地的经济产出。随着社会经济的发展, 人们发现耕地资源除了具有粮食生产功能外, 还具有提供社会保障、改善生态环境等多种功能^[2], 基于单一功能的价值核算不能全面认识耕地的全部价值内涵, 导致耕地价值被低估, 直接后果就是耕地以较低的成本转化为非农用地。耕地资源具有经济价值、社会价值和生态价值已经得到社会各界的认可, 但耕地资源的价值如何实现, 已经成为各界关注的重点。耕地资源经济价值在市场交换中得到实现, 其社会价值也随着国家农村社会保障体系的完善,

逐步降低, 最终将不再具有社会价值, 而耕地资源生态价值具有外部性, 不能通过市场交易实现, 这就需要通过生态补偿的方式实现其生态价值。

当前, 对耕地保护的生态外部性补偿, 学界主要基于两种思路: 一种是基于机会成本的方法计算耕地保护的生态外部性补偿额, 这就涉及土地发展权问题, 以及由于耕地保护而丧失了土地其他利用方式所获得的收益作为补偿基础; 另一种思路是以耕地资源利用的生态外部性价值作为补偿的标准。两种方法各有利弊, 机会成本法虽然计算简单, 但是以经营性建设用地的经济效益作为耕地保护机会成本损失未免太绝对化了, 因为土地具有区位性, 远离城市的土地即使获得了土地开发权也未必能获得较高的土地收益, 况且由谁

收稿日期: 2017-10-26; 修回日期: 2017-11-15

基金项目: 国家自然科学基金项目(71173113)

作者简介: 魏宁宁, 博士研究生, 研究方向为土地资源可持续利用, 电子信箱: aiwowo1112@163.com

引用格式: 魏宁宁, 李丽, 高连辉. 耕地资源利用的生态外部性价值核算及其补偿研究[J]. 科技导报, 2018, 36(2): 61-66; doi: 10.3981/j.issn.1000-7857.2018.02.007

支付耕地保护的补偿额也是个问题,是国家财政支付还是获得土地发展权的区域支付很难确定。基于耕地资源利用的外部性价值补偿的局限主要是耕地资源利用的生态外部性价值很难核算,且随着人们更加重视生态环境,耕地资源利用的生态外部性价值也会动态变化等。虽然第2种方法有局限性,但是其思路是清晰的,即谁提供,谁获益;谁破坏,谁付费。耕地使用者提供了正的生态外部性(生态服务)给全社会,理应得到补偿;同样农户在利用耕地的过程中产生的环境破坏,也应由农户承担成本。国内外对生态系统服务功能和环境影响研究多年,对其生态服务价值和环境影响成本核算的准确性也有很大提高,因此,本研究选择耕地资源利用的生态外部性价值作为生态补偿依据。

以江苏省南京市为例,2014年数据为基础,测算耕地资源利用的正是生态外部性价值(生态服务价值)和负的生态外部性价值(环境影响成本),并以耕地资源利用的净生态外部性价值(正的生态外部性减去负的生态外部性)作为生态补偿的标准,旨在为正确认识耕地利用中的生态服务和环境问题以及制定生态补偿措施提供依据。文中数据主要来源于三方面:一是通过查阅《南京市统计年鉴》、中国土壤数据库等统计资料得到;二是通过咨询南京市国土资源局、南京市水务局、南京市水利局等机构获取相关数据;三是从公开发表的相关文献中获取资料数据。

1 耕地资源利用的生态外部性价值核算

对耕地资源的利用不但会产生正的生态外部性(生态服务),如气候调节、水文调节、保持土壤、维持生物多样性等;还会产生负的生态外部性(环境影响),如水体富营养化、土壤重金属污染等环境影响,因此核算耕地资源利用的生态外部性价值时,应充分考虑其生

态服务价值和环境影响成本。

1.1 耕地资源利用的生态服务价值核算

目前,生态系统服务价值核算可以大致分为二类,即基于单位服务功能价格的方法^[3-5]和基于单位面积价值当量因子的方法^[6-7]。基于单位服务功能价格方法输入参数较多、计算过程较为复杂,而当量因子法较为直观易用,数据需求少,特别适用于大区域尺度生态系统服务价值的评估,因此,本研究用当量因子法核算耕地资源生态服务价值。当量因子法是在区分不同种类生态系统服务功能的基础上,基于可量化的标准构建不同类型生态系统各种服务功能的价值当量,然后结合生态系统的分布面积进行评估。借鉴谢高地等^[8]的生态系统服务价值当量因子法核算耕地资源生态服务价值,同时对其修正,以适应耕地资源的生态服务价值核算。谢高地等的研究中生态系统服务类型包括供给服务(食物生产、原材料生产)、调节服务、支持服务和景观服务。本研究核算的是耕地资源的生态服务价值,而供给服务是由耕地资源生产功能实现的,表现为耕地资源利用的经济服务价值,因此核算耕地资源生态服务价值时不包括供给服务价值,生态服务类型见表1,生态服务价值当量表2。

标准当量因子价值量的确定是生态系统服务价值核算的基础,本研究以每年单位面积粮食产量净利润作为标准当量因子价值量^[9]。每年单位面积粮食产量净利润参考小麦、水稻和玉米三大粮食主产物计算。其计算式为

$$D = S_r \cdot F_r + S_w \cdot F_w + S_c \cdot F_c \quad (1)$$

式中, D 为1个标准当量因子的生态系统服务价值量(元/hm²); S_r 、 S_w 和 S_c 分别为2014年稻谷、小麦和玉米的播种面积占3种作物播种总面积的比例(%); F_r 、 F_w 和 F_c 分别为2014年全国稻谷、小麦和玉米的单位面积平均

表1 耕地资源的生态服务类型
Table 1 Ecological service types of arable land resources

一级类型	二级类型	生态服务定义
调节服务	气体调节	生态系统维持大气化学组分平衡,吸收SO ₂ 、吸收氟化物、吸收氮氧化物
	气候调节	对区域气候的调节作用,如增加降水、降低气温
	水文调节	生态系统的淡水过滤、滞留和储存功能以及供给淡水
	废物处理	植被和生物在多余养分和化合物去除和分解中的作用,滞留灰尘
支持服务	保持土壤	有机质积累及植被根物质和生物在土壤保持中的作用,养分循环和累积
	维持生物多样性	野生动植物基因来源和进化、野生植物和动物栖息地
景观服务	提供美学景观	具有(潜在)娱乐用途、文化和艺术价值的景观

表2 耕地资源单位面积生态服务价值当量
Table 2 Ecological service value equivalent per unit area of arable land resources

一级类型	二级类型	价值当量
调节服务	气体调节	0.72
	气候调节	0.97
	水文调节	0.77
	废物处理	1.39
支持服务	保持土壤	1.47
	维持生物多样性	1.02
景观服务	提供美学景观	0.17
合计		6.51

净利润(元/hm²)。依据《中国统计年鉴 2015》《全国农产品成本收益资料汇编 2015》和式(1),得出 D 值为 3567.5 元/hm²。

区域耕地生态系统服务价值总量为

$$CF = 6.51 \cdot D \cdot S \quad (2)$$

式中, CF 为区域耕地生态系统服务价值总量(元); D 为 1 个当量因子的价值量(元/hm²); S 为区域耕地的总面积(hm²), 6.51 指耕地生态系统的总生态价值相当于 6.51 个当量因子的价值量。

1.2 耕地资源利用的环境影响成本核算

耕地资源利用的环境影响主要表现为由于发展集约化农业不断提高耕地集约利用程度而对环境造成的面源污染和生态损害^[10]。吕耀等^[11]认为中国农业在土壤、水、大气、生物多样性和景观 5 个方面对环境造成了面源污染。美国的研究表明,美国现代农业对人类健康的影响、对生态环境的破坏、对地下水的污染等所造成的年损失高达 700~1000 亿美元,发展中国家仅农药污染就使约 40 万人受到毒害,死亡率达 2.5%^[12]。本研究借鉴国内外专家的研究成果,并结合区域实际情况和数据可获取性,从农业在水、土壤、大气 3 个方面对环境造成的影响核算耕地资源利用的环境成本。

1.2.1 耕地资源利用的水环境影响成本核算

大量施用于田间而未被利用的肥料通过淋溶、挥发、地表径流和冲刷等途径进入沟渠,继而直接排入河、湖、塘堰,当氮(N)、磷(P)含量超过一定浓度时,便会导致水质下降而出现富营养化,从而影响渔业生产和生活用水。

1) 水体富营养化导致的渔业损失。

本研究采用 James 的环境污染经济损失模型^[13]估

算水环境损失。环境污染经济损失模型是指在环境污染过程中,污染物浓度与其造成的损害及经济损失呈 S 型关系,即污染物在低浓度时对环境造成的经济损失并不明显;当污染物浓度达到一定临界值后,污染损失随着浓度的变大而急剧增加;当污染物浓度增加到一定程度后,污染损失缓慢增长并达到极限值。

假定水体中有 i 种污染物,浓度为 C_{wi} ,则水环境的损害值 S_{wi} 的函数关系式为

$$S_{wi} = \frac{K}{1 + a_{wi} \cdot \exp(-b_{wi} \cdot C_{wi})} \quad (3)$$

式中, S_{wi} 为第 i 种污染物对水环境质量的损害值; C_{wi} 为第 i 种污染物的浓度; K 为水环境的价值; a_{wi} 、 b_{wi} 为待定参数,由第 i 种污染物的特性确定,可通过毒理试验或损害实验确定。

当 C_{wi} 值趋于无穷大时, S_w 值趋于 K 值,说明当水体中某种污染物浓度值相当大时,水环境质量被完全损害。水环境渔业功能的价值用当年的渔业产值代替,基于此,水环境价值损失 LE_a 可以表示为

$$LE_a = S_w \cdot \lambda_w \quad (4)$$

式中, S_w 为水环境污染造成的渔业损失; λ_w 为农作物生产对水环境污染导致渔业损失的贡献率,根据相关报道^[14],本研究取值 50%。

2) 生活用水污染损失。

本研究以水务部门为使自来水达到国家《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2006)而支出的水质处理成本估算化肥农药对生活用水污染损失值。即

$$LE_b = N \cdot W \cdot C_s \cdot \psi \quad (5)$$

式中, LE_b 为生活用水污染损失; N 为饮用水消费人口总数; W 为人均消费水量; C_s 为移除水体中的硝酸盐类残留物以达到国家标准(每升水中硝酸盐含量(以氮含量表示) ≤ 10 mg/L)的处理和运营成本; ψ 为农业种植对硝酸盐污染的贡献率,根据相关报道^[14],本研究取值 55%。

1.2.2 耕地资源利用的土壤环境影响成本核算

化肥的不合理施用和污水灌溉等使农田土壤遭受严重重金属污染,农田重金属污染损失价值同样采用环境污染经济损失模型测算。

假定土壤中有 i 种重金属,浓度为 C_{ti} ,则农田重金属污染的损害值 S_{ti} 的函数关系式为

$$S_{ti} = \frac{K}{1 + a_{ti} \cdot \exp(-b_{ti} \cdot C_{ti})} \quad (6)$$

式中, S_{ti} 为第 i 种土壤重金属对土壤质量的损害值; C_{ti} 为

第*i*种土壤重金属的浓度;*K*为土壤环境的价值,这里用农业总产值表示; a_i 、 b_i 为待定参数,由第*i*种污染物的特性确定,可通过毒理试验或损害实验确定。

农田重金属污染损失价值为

$$LP = S_i \cdot \lambda_i \quad (7)$$

式中, S_i 为农田重金属污染对土壤质量的损害值; λ_i 为农业生产对土壤重金属污染导致农作物减产的贡献率,根据相关报道^[15],本研究取值90%。

1.2.3 耕地资源利用的大气环境影响成本核算

对耕地资源利用时会产生大量的温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O)排放到大气中^[16]。水田和旱地作物在生长过程中都会产生 CO_2 ; CH_4 主要来源于厌氧条件下的水稻田;而水田和旱地均会产生 N_2O ,其中旱地是中国农田 N_2O 的主要排放源,约占80%左右,稻田在淹水期内排放的 N_2O 很少,而在泡田前和成熟落干后的非淹水期则排放大量 N_2O 。在计算温室气体排放的环境成本时,以 CO_2 为计量基础,通常采用增温潜势(*GWP*)表示相同质量的不同温室气体对温室效应增强的相对辐射效应。在 CO_2 的*GWP*为1的基础上,根据2007年发布的IPCC第四次评估报告,采用20年时间尺度的气候变化的*GWP*,则 CH_4 的*GWP*为24.5, N_2O 的*GWP*为320,据此,将 CH_4 和 N_2O 换算为 CO_2 ,计算其排放的成本

$$F_j = f_j \cdot s_i \cdot t_n \quad (8)$$

式中, F_j 为某种温室气体年排放总量($\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$), f_j 为某种温室气体平均排放通量($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$); s_i 为某种农田(水田或旱地)的面积(hm^2); t_n 为某种农作物(稻谷、小麦、玉米)的生长周期。

$$F_{\text{TCO}_2} = F_{\text{CO}_2} + CWP_{\text{CH}_4} \cdot F_{\text{CH}_4} + CWP_{\text{N}_2\text{O}} \cdot F_{\text{N}_2\text{O}} \quad (9)$$

式中, F_{TCO_2} 为农田3种温室气体1年的排放量折算成 CO_2 的排放量; F_{CO_2} 、 F_{CH_4} 和 $F_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 年排放量; CWP_{CH_4} 和 $CWP_{\text{N}_2\text{O}}$ 为 CH_4 和 N_2O 的增温潜势。

$$LG = F_{\text{TCO}_2} \cdot N_c \cdot (C_f + C_t) / 2 \quad (10)$$

式中,*LG*为温室气体排放环境成本; N_c 为 CO_2 中C的含量为27.27%; C_f 为固定 CO_2 的造林成本,采用最多的中国造林成本为260.90元/t; C_t 为排放 CO_2 的碳税,目前国际上采用最多的是瑞典碳税,150美元/t。

2 耕地资源利用的生态补偿

耕地资源利用不但会产生正的生态外部性(生态服务),还会产生负的生态外部性(环境影响),因此对耕地资源利用的生态补偿时,要充分考虑其生态服务价值和环境影响成本。

$$P = CF - (LE + LP + LG) \quad (11)$$

式中,*P*为耕地资源利用生态外部性补偿额;*CF*为生态服务价值;*LE*为水环境影响成本;*LP*为土壤环境影响成本;*LG*为大气环境影响成本。

3 实证研究

3.1 耕地资源利用的生态服务价值核算结果分析

对2014年南京市耕地资源生态服务价值计算得到生态服务总价值量为55.08亿元(表3),对各部分进行排序,可以发现:保持土壤(23%)>废物处理(21%)>维持生物多样性(16%)>气候调节(15%)>水文调节(12%)>气体调节(11%)>提供美学景观(3%)。

表3 耕地资源利用的生态外部性价值测算结果

Table 3 Calculation results of ecological externalities of arable land utilization

一级类型	二级类型	总价值量/亿元	比例/%
正的生态外部性	调节服务		
	气体调节	6.09	11
	气候调节	8.21	15
	水文调节	6.51	12
	支持服务		
	废物处理	11.76	21
	保持土壤	12.44	23
景观服务	维持生物多样性	8.63	16
	提供美学景观	1.44	3
	水环境影响		
	渔业损失	1.45	16
负的生态外部性	生活用水损失	1.53	17
	土壤环境影响	0.95	10
	大气环境影响	5.30	57
生态外部性补偿额	—	45.85	—

3.2 耕地资源利用的环境影响成本核算结果分析

3.2.1 水环境影响成本核算结果分析

1) 水体富营养化导致的渔业损失。水污染损失评估相当复杂,难点在于各参数的选择和确定,本研究参照向平安等^[17]关于农田生产的环境影响评估的研究结果近似确定:在污染物为N时, $a=160.6$ 、 $b=0.484$;污染物为P时, $a=160.6$ 、 $b=4.84$ 。南京市2014年渔业总产值为79.86亿元,根据上述参数和式(3)可计算出N导致的渔业损失为0.92亿元,P导致的渔业损失为1.97亿元。由相关研究可知,农作物生产对水体富营养化的贡献率为50%,南京市2014年因水体富营养化导致的渔业损失为1.45亿元。

2) 生活用水污染损失。通过咨询南京市水务局获知,专门用于移除水体中的硝酸盐类残留物以达到国家标准的处理和运营成本包含直接材料费(原水费、消毒药剂费、混凝药剂费)、燃料动力费、人工费、折旧费、输配费用、生产辅助成本等,2014年上述成本平均为0.28元/ m^3 ,根据南京市2014年常住人口总数为821.61万人,人均消费量66.36 $m^3 \cdot a^{-1}$,根据式(5)计算得到南京市2014年因化肥、农药施用所导致的生活用水污染损失为1.53亿元。

3.2.2 土壤环境影响成本核算结果分析

本研究确定的农田土壤重金属包括锌、铜、镉、铅、铬、汞、砷7种,通过南京农业大学资源环境科学学院获取各监测点土壤重金属含量等有关数据,同时整合各土壤样本点重金属含量数据,获得耕作层(0~30 cm)土壤中7种重金属平均含量分别为锌88.33 mg/kg、铜36.15 mg/kg、镉0.1 mg/kg、铅37.87 mg/kg、铬77.9 mg/kg、汞0.64 mg/kg、砷9.02 mg/kg。土壤各重金属参数 a 和 b 的确定是核算土壤重金属污染损失值的关键,本研究以中国土壤环境质量标准(GB 15618—1995)中一级标准的50%作为基准来确定参数 a 和 b ,并利用式(6)和式(7)计算,得到南京市2014年因农田土壤重金属污染引起的环境成本为0.95亿元。

3.2.3 大气环境影响成本核算结果分析

水田和旱地作物在生长过程中都会产生 CO_2 ,根据相关研究^[14, 16, 18], CO_2 平均排放量为 $374.39 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$;水稻田 CH_4 的平均排放通量为 $0.334 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$;水稻田在泡田前和成熟落干后的非淹水期内排放大量 N_2O ,平均排放通量为 $0.056 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$;旱地 N_2O 的平均排放通量为 $0.021 kg \cdot hm^{-2} \cdot d^{-1}$ 。根据温室气体排放通量参

数以及式(8)、(9)、(10)计算得出农田温室气体排放造成的环境成本为5.30亿元。由表3环境影响成本比例可知,温室气体排放是最主要的环境污染源,占环境影响成本总价值量的57%。

3.3 生态补偿额确定

南京市2014年耕地资源利用正的外部性价值总量为55.08亿元,负的外部性价值总量为9.23亿元,净生态外部性价值为45.85亿元,由此可知,耕地保护的生态补偿总额为45.85亿元,2014年南京市耕地面积为 $237193.07 hm^2$,及每公顷耕地的生态补偿额为19330.24元。2014年南京市财政收入为1771.85亿元,生态补偿总额仅占财政收入的2.59%,因此,对农户生态补偿并不会构成南京市财政紧张。

4 结论与讨论

1) 对耕地资源的利用会产生经济价值、社会价值和生态价值,其经济价值在市场交换中得到实现,社会价值也通过农村社保等国家转移支付形式得到部分实现,而其生态价值也应得到相应补偿。耕地资源利用生态外部性价值的准确核算是制定耕地资源生态外部性补偿政策的基础。耕地资源利用不但会产生正的生态外部性(生态服务),还会产生负的生态外部性(环境影响),因此核算耕地资源利用的生态外部性价值时,应充分考虑其生态服务价值和环境影响成本。

2) 本研究核算了耕地资源利用的生态外部性,包括正的生态外部性(生态服务)和负的生态外部性(环境影响)。通过对耕地资源利用的生态外部性的综合评估,更加全面客观地认识了耕地资源的生态服务功能,特别是对生态环境的影响,如化肥农药大量使用造成的面源污染等。随着经济社会的不断发展,今后对耕地资源的生态服务功能的认识会不断深入,其价值评估结果可能会更高、更深入。同时,农田生态系统是一个非常复杂的系统,其负面功能的产生受多种因素影响,本研究对其负面外部性成本的评估具有一定的局限性,需要在今后进一步探索。

参考文献(References)

- [1] 李翠珍,孔祥斌,孙宪海.北京市耕地资源价值体系及价值估算方法[J].地理学报,2008,63(3):321-329.
- [2] 王秋兵.土地资源学[M].北京:中国农业出版社,2003.
- [3] 赵同谦,欧阳志云,王效科,等.中国陆地地表水生态系统服

- 务功能及其生态经济价值评价[J]. 自然资源学报, 2003, 18(4): 443-452.
- [4] 王景升, 李文华, 任青山, 等. 西藏森林生态系统服务价值[J]. 自然资源学报, 2007, 22(5): 831-841.
- [5] 王兵, 鲁绍伟. 中国经济林生态系统服务价值评估[J]. 应用生态学报, 2009, 20(2): 417-425.
- [6] Costanza R, d'Arge R, de Groot R S, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387: 253-260.
- [7] 谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值[J]. 资源科学, 2015, 37(9): 1740-1746.
- [8] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911-919.
- [9] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法的改进[J]. 自然资源学报, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [10] 宋敏. 耕地资源利用中的环境成本分析与评价——以湖北省武汉市为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2013, 23(12): 76-83.
- [11] 吕耀, 章予舒. 农业外部性识别、评价及其内部化[J]. 地理科学进展, 2007, 26(1): 123-132.
- [12] 吕耀, 王兆阳. 基于农业多功能性理念的农业多元价值体系重建[J]. 价格理论与实践, 2007(4): 35-36.
- [13] James L D, Lee R R. 水资源规划经济学[M]. 常锡厚, 赵宝璋, 谢安周, 译. 北京: 水利电力出版社, 1984: 255-257.
- [14] 张应龙, 谢永生, 文曼, 等. 黄土高原沟壑区粮食生产的资源环境成本[J]. 农业工程学报, 2011, 27(6): 269-277.
- [15] 高奇, 师学义, 李牧, 等. 复垦村庄土壤重金属污染损失评价[J]. 水土保持学报, 2014, 28(2): 204-209.
- [16] 黄坚雄, 卢源泉, 隋鹏, 等. 农田温室气体净排放研究进展[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(8): 87-94.
- [17] 向平安, 周燕, 黄璜. 洞庭湖湿地稻区化肥环境影响评估[J]. 中国人口·资源与环境, 2007, 17(1): 81-84.
- [18] 刘利花, 尹昌斌, 钱小平. 稻田生态系统服务价值测算方法与应用——以苏州市域为例[J]. 地理科学进展, 2015, 34(1): 92-99.

Value calculation and compensation of ecological externalities of arable land resources utilization

WEI Ningning, LI Li, GAO Lianhui

College of Public Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China

Abstract To calculate the ecological externalities of cultivated land resources comprehensively and accurately is the basis of the ecological compensation for cultivated land protection. Cultivated land resources not only have positive ecological externalities, but also have negative externalities, such as the agricultural non-point source pollution, the soil heavy metal pollution and other environmental costs, therefore, when calculating the ecological externalities of cultivated land resources, the ecological benefits and the environmental costs should be fully considered. In this paper, the positive and negative ecological externalities of cultivated land resources in Nanjing city are calculated by the method of the unit area equivalent factor and the resource and environmental economics. It is shown that the ecological service of cultivated land resources in Nanjing city in 2014 is worth $\text{¥}55.08 \times 10^8$; the negative ecological service value of cultivated land resources is $\text{¥}9.23 \times 10^8$; the total value of the ecological compensation quantity is $\text{¥}45.85 \times 10^8$, accounting for only 2.59% of the revenue, which does not constitute a financial strain. The calculation of ecological externalities of cultivated land resources provides a basis for correctly understanding the ecological benefits and environmental problems in the use of cultivated land resources and a basis for the development of ecological compensation measures.

Keywords cultivated land resources; ecological service; environmental costs; ecological compensation; Nanjing city ●



(责任编辑 傅雪)