

白世秀,王 宇. 我国农业生态效率评价及 DEA 分析[J]. 江苏农业科学,2019,47(7):328-332.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.07.077

我国农业生态效率评价及 DEA 分析

白世秀¹,王 宇²

(1. 贵州财经大学会计学院,贵州贵阳 550025; 2. 东旭科技集团有限公司,北京 100036)

摘要:农业作为第一产业,是我国经济发展与国计民生的基础,而农业生态效率是衡量一个国家或地区农业发展情况的关键指标。首先对农业生态效率的提出及评价进行回顾总结,并运用固定规模收益(CRS)模型和可变规模收益(VRS)模型对我国 31 个地区的农业生态效率进行评价分析。研究发现,目前我国有 15 个地区农业生态效率处于有效状态,如北京、上海、江苏、浙江、福建、湖南等,针对剩余 16 个无效地区进行技术效率和规模效益分析,松弛变量分析以及标杆分析,并提出相关建议,以期为我国农业生态效率相关决策和研究提供参考借鉴。

关键词:农业;生态效率;DEA 分析;技术效率;规模效率

中图分类号: F323.22 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)07-0328-05

21 世纪是我国农业发展的重要阶段,随着工业化农业进程的快速发展,以投入大量物资和能源为代表,促使生产力大幅度提升,但同时也造成了能源衰竭、生态失衡、环境污染等严重问题。根据《中国统计年鉴 2017》统计,2016 年全国化肥使用量为 5 984.1 万 t,农用膜使用量为 276 万 t,农药使用量为 178.29 万 t,虽然农业部表示农药使用量在 2016 年实现零增长,但仍然较高。由于化肥农药等的不合理使用,已经造成了严重的农业污染。近几年来农业环境问题已经成为我国重要议题,随着十七大第 1 次提出建设生态文明,基本形成能源资源和保护生态环境的产业结构、增长方式、消费模式,并指出资源节约、环境友好和生态文明是在可持续发展框架下,以生态有效的方式满足人的需要。因此,经济社会发展要实现资源节约与环境友好“两型社会”的关键在于提高生态效率。在此背景下,生态效率指标近几年在农业发展中被广泛应用,提高农业生态效率也成为我国农业经济增长和资源环境共同发展的关键因素。

本研究通过对我国农业生态效率进行回顾评价并进行分析,有助于比较各地区的生态环境现状以及所处的位置,生态效率作为经营管理概念以期能够为不同地区提供相应的决策建议。

1 农业生态效率评价及指标构建

1.1 农业生态效率

“生态效率”一词最初是由世界可持续发展工商理事会(WBCSD)于 1992 年提出,在 2012 年已经演变成国际标准专题。根据协议定义,生态效率是指提供有竞争力价格的商品或服务,能够满足人们的需要并提高生活质量,与此同时在整个生命周期内逐步减少资源使用强度和对环境的影响,至少与地球的承载能力相符。这说明生态效率可以被理解为一种

鼓励寻求改善环境的管理哲学。根据国际标准化组织(ISO)在 2012 年指出,生态效率是指与可持续发展相关产品价值系统的环境方面。因此,生态效率使人们能够并行地评估环境和经济方面。它已成为一个连接经济绩效与环境绩效的桥梁,在减轻对环境影响的同时保持或提高生产价值。本研究中的农业生态效率是指在提高各地区农业总产值的条件下,减少机械投入和化肥等使用量,使环境绩效与经济绩效达到最大化。

1.2 农业生态效率评价方法

目前,对农业生态效率评价方法主要有比值法、生命周期评价法^[1]、随机前沿分析法^[2]、生态足迹分析法^[3]、能值分析法^[4]和数据包络分析(DEA)法^[5-8]。目前应用较广的方法主要是 DEA 模型,如陈遵一基于 DEA 方法对安徽省 2009 年 17 个地级市进行农业生态效率分析评价^[9];潘丹等基于 DEA-SBM 模型发现,除北京、上海、海南、重庆外,其余地区都须要优化农业生态效率^[10];洪开荣等利用网络 DEA 模型发现,我国农业生态整体效率在 2013 年还处于较低水平,农业生态效率提升潜力巨大^[11]。从以上研究中可以发现,选取何种方法主要取决于研究对象与研究目的。鉴于 DEA 方法能够衡量不同单位投入与产出指标,并能够适宜地评价各个单位间的效率,为管理决策提供效率方面有用的信息,因此本研究选择 DEA 方法分析农业生态效率。

1.3 数据来源与指标体系构建

本研究以狭义农业为研究对象进行相关指标数据选取分析,根据农业生态效率有多种投入产出指标和现有文献梳理分析,选取 7 种投入指标,在现有文献基础上加入农用柴油使用量,以便衡量资源的使用情况。为了进行统一分析,产出指标选择农业生产总值。相关指标中的数据来自于《中国统计年鉴 2013—2016 年》《中国统计年鉴 2013—2016 年》《中国农村统计年鉴 2013—2016 年》等。

在指标的选择上须要考虑信度和效度等问题。一方面是选择投入指标的数量应当至少是产出指标的 2 倍,本研究选择 7 项投入指标和 1 项产出指标(表 1),符合条件;另一方面,要考虑所选择指标是否符合相对效率原则,是否满足投入

收稿日期:2017-12-04

基金项目:2018 年度贵州财经大学引进人才科研启动项目(编号:2018YJ11)。

作者简介:白世秀(1975—),男,吉林长春人,博士,副教授,主要从事生态效率与碳排放会计研究。E-mail:baishixiu@sina.com。

表 1 农业生态效率评价指标

一级指标	二级指标	变量及说明(代码)
投入指标	土地投入	耕地面积(X_1), hm^2 [12]
	机械投入	农业机械总动力, 万 t (X_2)
	化肥投入	化肥施用量(X_3), 万 t [13]
	灌溉投入	有效灌溉面积(X_4), hm^2
	农膜投入	农用塑料膜使用量(X_5), t [14]
	农药投入	农药使用量(X_6), 万 t
	柴油投入	农用柴油使用量(X_7), 万 t
产出指标	农业产值	农业总产值(Y), 万元 [15-16]

一定物质时,农业总产值不会减少。本研究使用 SPSS19 软件分析检验投入产出指标是否合理。

从表 2 可以看出,农业生态效率的投入与产出指标两两呈正相关关系,这表明所选指标对我国 31 个地区的农业生态效率具有一定影响。

因此,计算农业生态效率可以表示为农业生态效率 = $Y/f(X_1, X_2, X_3, X_4, X_5, X_6, X_7)$ = 农业总产值/ f (耕地面积, 农业机械总动力, 化肥施用量, 有效灌溉面积, 农用塑料膜

表 2 农业生态效率投入、产出指标的相关系数

投入指标	与产出指标的相关系数
X_1	0.648
X_2	0.886
X_3	0.860
X_4	0.920
X_5	0.723
X_6	0.825
X_7	0.667

施用量, 农药使用量, 农用柴油使用量)。

1.4 描述性统计分析

从整体来看,我国各地区农业生态化水平差距较大,我国 2012—2015 年农业生产总值的标准差为 1 212.34,最大值是最小值的 74.88 倍,说明我国农业总产值差距明显,农用塑料膜使用量差距最大,为 207.27,最大值出现在山东省(31.09),最小值出现在西藏(0.15),主要可能是因为各地区耕地面积差距较大(表 3)。

表 3 我国农业生态效率投入产出指标统计值描述

指标	平均值	中值	标准差	最小值	最大值	最大值/最小值
Y	1 698.59	1 447.05	1 212.34	60.65	4 541.56	74.88
X_1	4 357.89	4 411.55	3 328.06	188.55	15 856.03	84.09
X_2	3 437.5	2 675.74	3 177.04	115.68	12 903.53	111.55
X_3	2 071.95	1 586.61	1 631.94	160.27	5 238.65	32.69
X_4	191.69	210.89	152.52	5.51	700.68	127.40
X_5	8.11	6.02	6.93	0.15	31.09	207.27
X_6	5.80	5.70	4.51	0.12	15.69	156.90
X_7	69.66	65.11	63.57	3.45	292.31	84.72

2 DEA 在我国农业生态效率中的应用

数据包络分析方法是由 Charnes 等在 1978 年提出的基于被评价对象相对比较的非参数技术效率分析方法 [17],它的基本模型为固定规模收益(CRS)模型。由于 DEA 在分析多投入产出的情况下具有特殊的优势,根据选取大量的统计数据作为样本,采用线性规划技术确定不同指标的权重,从而克服主观造成因素。因此,近年来在农业生态效率评价中获得了广泛应用。

因为 CRS 模型是假定所有的决策单元(DMU)均处于最优的模型,但是实际情况会存在个别单元并非处于最优模型。这样会混淆纯技术效率(PTE)和规模效率(SE),在此基础上 Banker 等于 1981 年对 CRS 模型进行了补充,得到可变规模收益(VRS)模型,它能计算决策单元的纯技术效率,从而将 PTE 和 SE 结果分开 [18]。

2.1 测度综合技术效率的投入导向 CRS 模型

投入导向的 CRS 模型用于测量决策单元的综合技术效率即本研究定义的农业生态效率。决策单元是在一定投入指标的情况下所产出(农业总产值)的最小能力。在此模型中,当效率值(综合技术效率)为 1 时,为(弱)有效,同时各指标松弛量也为 0 时,该决策单元即处于有效状态,此时纯技术效率和规模效率都有效;当效率值小于 1 且各指标松弛变量不为 0 时,则该决策单元为 DEA 无效,但是对于无效决策单元,

CRS 模型并不能判断是纯技术无效还是规模无效。

2.2 测度纯技术效率的投入导向 VRS 模型

如果 DMU 是规模收益可变的,那么采用 CRS 得出的效率值并非是纯粹的技术效率,其中也包括规模效率的成分,因此产生了 VRS 模型。它只评价 DMU 的纯技术效率,排除了规模效率, PTE_{VRS} 的值大于或等于 TE_{CRS} 。如果纯技术效率值为 1 且各指标松弛变量为 0,则该决策单元为技术有效,否则为技术无效。

2.3 规模效率的计算

综合技术效率是由规模效率和纯技术效率 2 个部分相乘得来。可以通过 CRS 模型和 VRS 模型对同一组数据计算得出,如果某一个 DMU 综合技术效率与纯技术效率不相等,则表示此规模无效。根据前文推导规模效率是通过综合技术效率和纯技术效率计算得出:

规模效率 = $\frac{\text{综合技术效率}(TE)}{\text{纯技术效率}(PTE)}$ 。

VRS 模型可以根据相关的参数以判断其规模收益的情况:(1)如果综合技术效率和技术效率相等且都为 1,则 DMU 的规模效率为 1,说明决策单元达到最大产出规模点并且处于规模收益不变阶段;(2)当综合技术效率和技术效率不相等时,如果决策单元的 $TE_{CRS} < PTE_{VRS}$,则规模效率小于 1,该决策单元为规模无效;(3)在决策单元规模无效的情况下,可利用非递增规模收益(NIRS)模型确定决策单元所处的规模

收益阶段。若 $TE_{NIRS} = PTE_{VRS}$, 则该决策单元处于规模收益递减阶段, 增加 1 个单位的投入会带来小于该比例的产出; 若效率值不相等, 则处于规模收益递增阶段, 增加 1 个单位的投入会带来大于该比例的产出。

3 各地区农业生态效率的比较分析

为评价我国各地区的生态效率和对比分析, 以及在保持产量和农业增加值的同时如何减少投入量及污染物产出, 本研究选取了 2012—2015 年我国 31 个地区作为决策单元, 并将投入、产出指标代入到模型中, 利用 DEAP 2.1 软件计算各地区的综合技术效率(农业生态效率)、纯技术效率和规模效率及相应的规模收益阶段, 具体结果见表 4。

表 4 2012—2015 年我国各地区农业生态效率评价结果

地区	TE	PTE	SE	状态
北京	1.000	1.000	1.000	不变
天津	0.934	0.983	0.949	递增
河北	0.925	0.984	0.941	递减
山西	0.664	0.665	0.999	递增
内蒙古	0.589	0.592	0.995	递增
辽宁	0.929	0.958	0.970	递减
吉林	0.509	0.604	0.992	递增
黑龙江	0.982	1.000	0.982	递减
上海	1.000	1.000	1.000	不变
江苏	1.000	1.000	1.000	不变
浙江	1.000	1.000	1.000	不变
安徽	0.607	0.608	0.998	递增
福建	1.000	1.000	1.000	不变
江西	0.703	0.705	0.996	递增
山东	0.811	1.000	0.811	递减
河南	0.909	1.000	0.909	递减
湖北	0.946	0.965	0.981	递减
湖南	1.000	1.000	1.000	不变
广东	1.000	1.000	1.000	不变
广西	0.955	0.956	0.999	递增
海南	1.000	1.000	1.000	不变
重庆	1.000	1.000	1.000	不变
四川	1.000	1.000	1.000	不变
贵州	1.000	1.000	1.000	不变
云南	0.723	0.744	0.971	递减
西藏	1.000	1.000	1.000	不变
陕西	1.000	1.000	1.000	不变
甘肃	0.869	0.927	0.938	递减
青海	1.000	1.000	1.000	不变
宁夏	0.837	0.946	0.885	递增
新疆	1.000	1.000	1.000	不变
平均值	0.903	0.924	0.978	

3.1 农业生态效率的区间分布分析

根据 Norman 等的研究将 DMU 综合技术效率值强度分为 4 类^[18]: (1) 综合技术效率等于 1, 且为其他地区的标杆对象, 为强势有效单位, 包括北京、上海、江苏、福建、湖南、广东、浙江、四川、西藏、青海等 10 个地区, 占比约为 32.26%。(2) 综合技术效率为 1, 不为其他省份标杆的为边缘效率单位, 包括重庆、海南、陕西、贵州、新疆等地区, 占比约为 16.13%。

(3) 综合效率大于 0.8 小于 1 则为边缘非效率单位, 如天津、辽宁、黑龙江、山东等 10 个地区, 所占比例为 32.26%。(4) 当综合技术效率小于 0.8 时为非效率单位, 如山西等 6 个地区, 所占比例约为 19.35%。均值在 0.903 以下的省份有 9 个, 约占 29.03%。从分析中可以发现, 我国还有一部分地区须要对投入产出指标进行改进和完善以达到有效生产前沿面。

3.2 纯技术效率与规模效率分析

从 CRS 模型分析结果来看, 目前北京、上海、江苏、浙江、福建、湖南、广东、海南、贵州、陕西、四川、西藏、青海、重庆、新疆等 15 个地区为相对有效状态, 处于 CRS 生产前沿面。农业生态效率综合技术效率由纯技术效率和规模效率相乘得来, 这 15 个地区的 PTE 和 SE 都为有效状态。

其余 16 个地区生态效率均处于为无效状态, 因为 CRS 模型不能有效地剔除规模效率所混杂的因素, 即不能准确地区分纯技术效率与规模效率的具体无效情况, 因此将 CRS 和 VRS 模型进行结合, 分为 3 种情况进行分析。由表 4 可知, 在 2012—2015 年没有地区处于技术无效规模有效情况, 技术有效规模无效的有黑龙江、山东和河南。说明这 3 个地区纯技术效率值为 1, 技术具有有效性, 但是相对来说规模效率相对其他地区较低, 进而导致综合效率较低。其余 13 个地区无论是技术效率还是规模效率都处于无效状态, 相对较低, 所以乘积更低, 因此综合技术效率低下, 说明这些地区投入产出指标都须要加强优化, 很难在短时间内完成。

3.3 规模收益分析

从规模收益角度分析, 在 16 个农业生态效率无效的地区中, 其中有 8 个地区处于规模递减状态, 即增加一定比例的能源消耗只能带来少于该比例的农业总产值, 这些地区须要控制农业经营规模, 减少化肥、农药、农用膜等的投入。另外 8 个地区处于规模递增状态, 说明适当增加一定比例的能源投入能够提高高于此比例的农业总产值, 说明这些地区要努力维持规模效益递增状态。

3.4 松弛变量分析

对于生态效率处于无效状态的地区, VCR 模型给出了各个指标的松弛变量, 这可以反映相关变量可以通过调节达到 DEA 有效。具体非 DEA 有效松弛变量统计结果如表 5 所示。

表 5 非 DEA 有效松弛变量统计结果

指标	需要调整的地区 (个)	占比 (%)
耕地面积	9	29.03
农业机械动力	7	22.58
有效灌溉面积	12	38.71
化肥施用量	5	16.13
农用薄膜使用量	5	16.13
农药使用量	4	12.90
农用柴油使用量	7	22.58

从投入指标角度分析, 2012—2015 年耕地面积和有效灌溉面积的松弛变量所占比例相对较大, 特别是有效灌溉面积松弛变量调整比例达到 38.71%, 说明耕地面积和有效灌溉面积不能够得到合理的利用从而导致总产值农业总产值没有充分得到提高, 我国各地区政策制定者可以制定相关调整政

策进行调整。其次是农用机械动力和柴油使用量,各地区应提高农用机械设备技术研发投入,避免造成不必要的浪费,加重环境负担。

3.5 标杆地区对比分析

标杆地区对比分析是无效地区以有效地区为标准对象,通过对比分析找出自己的不足之处并进行调整。如果有效地区被无效地区参照的越多,说明有效地区有效性就越强。例如在 2012—2015 年,无效地区以北京、广东、贵州为标杆分别有 5、8、9 个,这说明北京、贵州和广东无论是在经济还是在节

能减排上,相对于其他地区都相对较好,无效地区应该根据 VRS 模型中的目标值进行调整改进,由表 6、表 7 可知,各无效地区须要通过改变投入指标来达到有效前沿面。综合技术效率为 1 的北京、上海等地区已经处于有效前沿,它们的投入冗余都为 0。而未达到有效的地区就须要根据表 7 进行调整,如 2015 年天津须要缩减耕地面积 7 273 hm²,减少机械动力投入 188. 719 万 kW,须要提升有效灌溉面积 13. 397 1 万 hm²,分别减少化肥、农用塑料膜、农药、农用柴油使用量 1. 903、0. 058、0. 006、1. 015 万 t。

表 6 各地区农业生态效率投入指标改进目标值

地区	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	X ₅	X ₆	X ₇
北京	220. 33	207. 68	160. 27	12. 14	1. 16	0. 36	3. 45
天津	430. 66	366. 66	223. 71	21. 57	1. 14	0. 36	7. 74
河北	5 088. 00	5 119. 78	3 816. 70	327. 49	13. 25	8. 39	104. 04
山西	2 698. 44	1 605. 17	796. 01	79. 32	3. 13	2. 03	19. 74
内蒙古	3 685. 39	2 095. 54	1 103. 98	124. 94	4. 95	1. 85	28. 14
辽宁	3 322. 91	2 272. 15	1 460. 45	144. 19	7. 37	4. 85	70. 00
吉林	2 505. 66	1 713. 45	979. 62	132. 99	3. 51	3. 38	39. 44
黑龙江	15 856. 03	5 000. 00	5 238. 65	248. 11	8. 44	8. 37	142. 38
上海	188. 55	115. 68	188. 85	10. 47	1. 90	0. 50	12. 75
江苏	4 578. 85	4 523. 94	3 889. 50	325. 35	11. 56	8. 06	106. 48
浙江	1 978. 28	2 433. 10	1 434. 50	90. 42	6. 50	6. 01	199. 73
安徽	3 572. 27	2 771. 77	1 673. 52	186. 48	5. 77	6. 98	44. 75
福建	1 337. 45	1 344. 02	1 067. 18	121. 96	6. 02	5. 70	85. 98
江西	2 175. 12	1 937. 86	1 064. 06	100. 36	3. 68	3. 96	20. 17
山东	7 625. 20	12 903. 53	4 913. 36	470. 13	31. 09	15. 69	172. 08
河南	8 130. 33	11 302. 40	5 121. 61	700. 68	16. 21	12. 92	114. 10
湖北	3 483. 25	4 023. 37	2 383. 32	258. 75	6. 56	11. 57	62. 80
湖南	4 148. 73	5 547. 36	3 003. 77	247. 90	8. 22	12. 35	42. 13
广东	2 618. 85	2 597. 69	1 796. 87	248. 85	4. 58	11. 26	76. 80
广西	2 975. 37	2 341. 23	1 423. 16	197. 92	4. 10	6. 78	60. 83
海南	726. 25	502. 67	260. 39	48. 43	2. 63	4. 07	22. 20
重庆	2 448. 05	1 225. 97	685. 66	96. 92	4. 32	1. 86	21. 13
四川	6 733. 13	4 052. 93	2 670. 15	251. 04	12. 93	5. 96	46. 40
贵州	4 544. 45	2 345. 26	1 047. 17	100. 20	4. 75	1. 38	10. 75
云南	3 613. 60	2 324. 74	1 266. 30	165. 25	4. 73	4. 21	50. 67
西藏	442. 38	543. 19	245. 53	5. 50	0. 15	0. 10	5. 28
陕西	3 991. 88	2 505. 57	1 237. 61	235. 91	4. 11	1. 30	89. 18
甘肃	3 722. 73	2 099. 01	996. 35	88. 63	4. 64	1. 86	34. 49
青海	587. 70	435. 09	204. 52	9. 73	0. 66	0. 19	6. 50
宁夏	886. 73	764. 80	359. 31	33. 68	0. 69	0. 26	15. 50
新疆	5 166. 68	2 241. 47	4 643. 94	220. 26	23. 16	2. 44	78. 98

3.6 提高我国农业生态效率建议

根据 DEA 模型分析,提高我国农业生态效率主要可以从以下几个方面考虑:(1)合理规划耕地面积,提升有效灌溉面积。有效灌溉面积是指土地较为平坦,临近一定水源和相应的配套灌溉工程或设施,在一般情况下能够进行正常灌溉的耕地面积。即在耕地面积的基础之上进行有效灌溉,这说明各省份可提高灌溉设备技术,合理灌溉农作物耕地,提高水的利用率。(2)合理使用化肥、农药、农用膜等污染环境的农产品。提高农药转化率,达到资源合理配置,对农药包装物进行集中处理,减轻水污染。对农用薄膜进行回收处理或循环再利用,改善化肥利用效率,研制新型有机化肥。增加农业知识

培训,提高农民专业化,合理高效使用农药化肥,减少氮、磷、钾等污染物排放。(3)提高生产技术,打造高科技农业机械。提高我国在农业机械技术方面的研发能力,减少农用柴油消耗机器设备,改善化肥农药转化率,提高利用率。对陈旧机械应采取回收处理。

4 结论

通过对我国农业生态效率的回顾以及从 DEA 模型分析发现,目前我国北京、上海、江苏、浙江、福建、湖南等 15 个地区为相对有效状态,也起到了一定的表率作用。很多无效的地区可以将有效地区作为标杆对象。农业生态效率综合技术

表 7 我国农业生态效率无效地区投入指标的投入冗余值

地区	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	X_6	X_7
天津	7.273	188.719	133.971	1.903	0.058	0.006	1.015
河北	1 454.636	5 720.784	634.373	5.385	0.218	0.138	188.26
山西	1 362.012	1 614.150	596.585	40.034	1.580	1.026	10.231
内蒙古	5 528.258	1 441.667	1 941.471	85.953	3.407	1.276	43.508
辽宁	1 664.022	403.594	64.792	6.397	7.113	1.133	3.105
吉林	4 499.571	1 125.621	715.712	87.367	2.304	2.220	27.443
安徽	2 305.780	3 475.690	2 482.138	151.525	3.726	4.506	28.877
江西	909.606	810.387	918.932	41.969	1.539	5.765	8.433
湖北	1 788.877	147.684	390.361	88.506	0.241	1.267	2.305
广西	1 436.182	1 146.168	163.454	57.922	0.189	0.312	2.976
云南	2 601.553	798.456	434.922	56.758	6.075	1.444	22.157
甘肃	1 656.048	383.052	300.017	6.957	12.261	5.845	2.707
宁夏	398.221	43.591	139.525	6.240	0.880	0.015	6.649

效率小于 1 的地区可以通过与有效省份进行对比分析,并找出节能减排的差距,从而使生态效率达到有效状态。

我国农业生态效率无效的地区,主要应通过有效利用耕地面积,减少化肥、农药、农用膜的使用量使相应资源合理配置,提高农业的有效灌溉面积,发展高技术农业,提高纯技术效率与规模效率,改善规模收益递减趋势,以驱使我们农业生态效率水平得到改善。农业生态效率有效的地区,应在现有综合技术效率有效的基础上,控制如化肥、农药等相关变量的投入,以及重视农业面源污染问题,研究更高科技的农业技术,发展可循环再利用资源,保持农业生态效率规模效益递增趋势,以期为我国建设资源节约型与环境友好型社会奠定基础。

参考文献:

[1] 顾程亮,李宗尧,成祥东. 财政节能环保投入对区域生态效率影响的实证检验[J]. 统计与决策,2016(19):109-113.

[2] Lio M C, Hu J L. Governance and agricultural production efficiency: a cross-country aggregate frontier analysis[J]. Journal of Agricultural Economics, 2009, 60(1): 40-61.

[3] 洪名勇,全文选. 基于 NPP 生态足迹模型的贵州农业可持续发展[J]. 生态经济(学术版), 2012(1): 120-124, 137.

[4] 朱玉林,周杰,李莎,等. 基于能值理论的湖南农业生态经济系统生态效率分析[J]. 湖南科技大学学报(社会科学版), 2011, 14(6): 86-89.

[5] 吴小庆,王亚平,何丽梅,等. 基于 AHP 和 DEA 模型的农业生态效率评价——以无锡市为例[J]. 长江流域资源与环境, 2012, 21(6): 714-719.

[6] 程翠云,任景明,王如松. 我国农业生态效率的时空差异[J]. 生态学报, 2014, 34(1): 142-148.

[7] 郑家喜,杨东. 基于 DEA-Malmquist 分析法的农业生态效率

测算研究——以长江中游四省份为例[J]. 湖北社会科学, 2016(9): 65-71.

[8] 聂弯,于法稳. 农业生态效率研究进展分析[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9): 1371-1380.

[9] 陈遵一. 安徽农业生态效率评价——基于 DEA 方法的实证分析[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(17): 9439-9440, 9443.

[10] 潘丹,应瑞瑶. 中国农业生态效率评价方法与实证——基于非期望产出的 SBM 模型分析[J]. 生态学报, 2013, 33(12): 3837-3845.

[11] 洪开荣,陈诚,丰超,等. 农业生态效率的时空差异及影响因素[J]. 华南农业大学学报(社会科学版), 2016, 15(2): 31-41.

[12] 刘志成,张晨成. 湖南省农业生态效率评价研究——基于 SBM-undesirable 模型与 CCR 模型的对比分析[J]. 中南林业科技大学学报(社会科学版), 2015, 9(6): 32-36, 66.

[13] 刘涛. 中国农业生态用水效率的空间差异与模式分类[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(7): 443-446.

[14] 张子龙,鹿晨昱,陈兴鹏,等. 陇东黄土高原农业生态效率的时空演变分析——以庆阳市为例[J]. 地理科学, 2014, 34(4): 472-478.

[15] 王宝义,张卫国. 中国农业生态效率测度及时空差异研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(6): 11-19.

[16] 林锦彬,刘飞翔,郑金贵. 我国农业生态效率时空格局差序化分析——基于 DEA-ESDA 模型[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(4): 302-306.

[17] Charnes A, Rhodes W W C. Evaluating program and managerial efficiency: an application of data envelopment to program follow through[J]. Management Science, 1981, 27(6): 668-697.

[18] Norman M, Stoker B. Data envelopment analysis: the assessment of performance[M]. New York: John Wiley & Sons, 1991.