

农业有机废弃物资源化对化学

农业负外部性纠正研究

郝伟东 武晓艺 韩洁平¹

(东北电力大学 经济管理学院, 吉林 吉林 132012)

【摘要】: 针对化学农业的负外部性, 利用能值理论建立了基于农业生态需求的农业外部性分析模式。理论分析表明, 在兼顾粮食产量目标时, 农业有机废弃物资源化、生态化可以从源头纠正化学农业的负外部性。以涟水县高沟镇为例的实证分析表明, 通过 60%的化肥替代, 农业有机废弃物资源化可以纠正 85.49%的化学农业负外部性。较之“税费”“标准”“行政监管”等手段, 通过产业政策手段将农业补贴政策聚焦于农业有机废弃物资源化生态补偿是一种科学性与现实性较强的政策选择。

【关键词】: 化学农业 外部性 农业有机废弃物资源化

【中图分类号】: F303.4; F062.2 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1671-4407(2021)04-110-08

人口高速增长、工业化进程加速等因素使农业跨进“化学农业(或称石油农业、能源农业)”发展阶段。这种生产模式导致了种养殖过程中化肥、农药、兽药、饲料添加剂的广泛使用, 使农业面源污染成为我国乃至全球不可回避的问题^[1]。

我国既是农业生产大国, 又是农产品消费大国。一方面, 我国农作物耕地面积、农产品产量绝对水平位居世界前列, 但人均耕地面积不到世界平均水平的 1/2, 因而确保粮食安全成为我国农业发展最为基本、最为核心的目标; 另一方面, 随着我国经济高速发展, 百姓生活水平不断提高, 不仅增加了畜禽产品需求量, 而且大幅拉动了畜禽养殖业发展。几十年来, 为了实现粮食稳产增产、增加畜禽产品供给目标, 我国通过持续增加化肥、农药等化学投入品提高粮食单产, 从而提升粮食总量水平^[2]; 通过畜禽规模化养殖与分散化养殖并举政策, 促进畜禽产品供给。但与此同时却导致了我国农业面源污染、点源污染状况日益严重^[3-4]。近几年来, 在节能减排背景与可持续发展框架下, 为了改善农业生态环境和农村生活环境, 我国出台了一系列化肥农药减量化、降低分散化畜禽养殖规模政策, 但化肥、农药施用总量仍维持在高位水平, 农户分散化畜禽养殖比例也接近 50%。这种状况不仅严重损害了农业生态环境与农村生活环境, 而且导致农业负外部性不断扩大^[5]。因此, 纠正农业负外部性对改善农村环境、恢复农业生态功能具有重要意义。

1 文献综述及述评

在理论研究上, 纠正农业负外部性的研究基本遵循法律框架下的两种路径, 即经济的和行政的。在经济研究方面基本遵循庇古和科斯等人提出的理论框架体系。在庇古理论框架下, 一些学者针对农业生产投入化学品数量提出了利用输入税控制化学

¹作者简介: 郝伟东, 博士, 教授, 研究方向为新能源及其产业政策。E-mail:1547976893@qq.com

基金项目: 国家社会科学基金项目“我国工业生态发展与生态环境安全耦合协调度评价研究”(16BJY028);教育部哲学社会科学重大课题攻关项目“构建清洁低碳能源体系政策与机制研究”(18JZD032);吉林省科技发展计划项目“乡村振兴背景下吉林省农村有机废弃物资源化模式、产业融合及对策研究”(20200101148FG);吉林省社会科学基金项目“吉林省农村有机农废资源化三产融合研究”(2019JD44)

投入品的使用量^[6]；另一些学者提出以农业生产域内污染控制为核心的 Segerson 机制，其核心是“罚款+税收(或补贴)”^[7]；也有学者针对生态环境保护与居民健康安全保障提出了损害税^[8]，这些学者期望通过税收手段控制化学投入品使用数量。在科斯理论框架下，有些学者根据外部性内部化理论提出了农业负外部性内部化纠正模式，通过明确的产权机制使农业污染成本变成生产者决策变量，从而控制农业污染的形成^[9]；而有些学者认为农地产权不完善是农业面源污染的主要成因，认为通过完善农地产权相关制度可以有效控制农业污染^[10-11]；另外有些学者将产权、税收、行政监管置于同一框架之中，提出利用激励补偿制度约束农业相关从业者行为，使其控制化学投入品投入数量^[12]。在行政监管方面，农业面源负外部性纠正研究侧重于“技术标准+罚款”机制，即在技术层面制定农业污染物“排放标准”，在经济层面通过现场检测与抽查，并通过基于污染标准的罚款手段控制面源污染。此外，尽管我国农业面源污染治理几乎与其他国家同步，但相关法律法规严重滞后，因此，近年来我国很多学者针对我国相关法律法规尚不完善的问题，相继从法律法规角度、生态补偿角度提出了控制农业面源污染的解决措施，认为通过完善农业生态立法^[13]、建立农业生态补偿机制^[14]可以有效解决农业污染问题。

在实践中，“税费”与“标准”是纠正农业负外部性最为常用的手段。挪威、丹麦、匈牙利等国于 20 世纪 80 年代开始先后对化肥、农药等化学投入品征税，而荷兰则是基于污染标准进行免税或征税。但是这些国家的实践表明，基于“税费”手段对农业负外部性的纠正效果不明显，反而对本国农民收入和农业发展造成了较大的影响^[15]，因此，21 世纪初这些国家相继废除了这些手段。美国对农业负外部性纠正主要是通过市场式的“最佳管理实践”模式实现，并辅以补偿体系提高该管理模式的实施效果^[16]，同时美国针对国内农业规模化经营特点还采取了“污染排放许可证和休耕制度”^[17]。德国对农业负外部性纠正是建立在法规体系框架下的产业协同基础上，其以生态补偿与绿色农业为目标^[18]，以“直接规制、排污费、补助金”为手段^[19]，以“生态农业与生态村”建设为载体^[20]，通过农业生产模式转换实现农业负外部性的彻底根除。我国全面控制农业污染行动是从立法开始的^[21]，而最近几年我国农业负外部性纠正中主要采取法律手段^[22]及法律框架下的行政监管手段^[23]和化学投入品减量控制计划^[24-25]。

通过对现有理论与实践的梳理可以看到，目前发达国家控制农业污染主要是采取以“税费”为核心的经济手段和法律手段(包括行政监管)，通过减少化学投入品输入量、阻断化学污染进入渠道、约束从业者污染行为来减少农业污染，而我国则主要以法律和行政手段治理面源污染。然而，无论是经济手段、法律手段还是行政手段仍难以从根本上消除农业污染，从而无法在根本上纠正农业负外部性。(1) 农业污染以面源污染为主，尤其是面源性化学污染。面源污染存在严重的信息不对称性，而无论是庇古手段还是科斯手段，抑或行政手段均难以应对信息不对称。(2) 农业污染产生既有政策层面的原因，又有市场层面的原因。在政策层面，绝大多数国家将农业置于国民经济中的基础地位和优先发展地位，尤其是我国将粮食稳产增产作为农业生产的核心目标，使农业生产严重依赖于化学农业生产模式。在市场层面，由于化学投入品不仅对农业增产、成本降低(政府补贴背景下)作用较大，而且化学投入品的使用可以大幅度简化农业生产流程，使农民在农业生产资源配置上优先选择化学农业生产模式，同时我国农村因缺乏科学有效的农废处理技术和方式，使高度分散的农村点源污染呈现类似于面源污染的特征。

2 理论分析

2.1 基于能值的农产品供求函数构建

习近平总书记的“两山”理论提出“宁要绿水青山，不要金山银山，而且绿水青山就是金山银山”，他认为“良好生态环境是最公平的公共产品，是最普惠的民生福祉”。因此，从经济效益角度转向生态效益角度评估农业负外部性具有重要意义。

根据外部性理论，农业外部性就是农业生产者的生产活动对社会共享的农业生态环境、农村共享的生活环境所产生的影响。这种影响具体表现为农业生产带来的环境污染，或者农业生产提升了生态环境，前者称为农业的负外部性，后者称为农业的正外部性。以往农业外部性评估主要采取价值评估方法，以社会外在成本和外在收益表征私人活动的外部性，但其存在两个难以回避的缺陷：第一，对不同形态的投入和产出缺乏统一的价值折算标准，使价值评估难以客观真实反映评估对象的外部性。第二，难以科学估算不可更新资源与生态环境的损失^[26]，无法在本质上揭示生态环境对代际公平的影响。而以“能值”为手段评

价农业外部性不仅可以有效弥补这些缺陷，而且能够更好地契合习近平总书记“两山理论”思想。

能值理论采用同一度量的“能值”表征生态环境的自然资本与生态服务功能的价值，主要以“能值投资率”“净能值产出率”“环境负载率”等综合指标揭示对象系统对自然资源的索取程度和对环境的压力，其强调的是对象系统在生态环境中的生态足迹。而本文则是利用能值的同度量性质，以能值为同度量指标定量表征农业面源污染导致的负外部性水平、农废能源化正外部性水平，进而客观揭示农废能源化对农业负外部性的纠正效果。

为了利用能值表征农业负外部性和农废能源化正外部性，需要将传统价值分析中的供求函数转化为能值理论框架下的供求函数。

能值理论认为任何一种物品都可以用能值表征，因此根据能值理论思想，在 $E=e \times Q$ 条件下有：

$$\frac{dQ}{dE} = \frac{1}{e} \quad (1)$$

式中：E 为能值，Q 为农产品(物质或能量)，e 为能值转换率。

由于成本 C 是 Q 的函数，由 $C[Q(E)]$ 有：

$$\frac{dC}{dE} = \frac{dC}{dQ} \frac{dQ}{dE} = \frac{1}{e} \frac{dC}{dQ} \quad (2)$$

$$\text{即：} MC(E) = \frac{1}{e} \cdot MC(Q) \quad (3)$$

因而可知，基于农产品的边际成本可转化为基于能值的边际成本。同理，根据 $U[Q(E)]$ 有：

$$MU(E) = \frac{1}{e} \cdot MU(Q) \quad (4)$$

即基于产品的边际效用可转化为基于能值的边际效用，从而使需求可以利用能值刻画。由式(3)和式(4)可知，农产品需求与农产品供给均可以用能值刻画与计量。

2.2 我国化学农业负外部性的理论分析

自 20 世纪 50 年代起，由于我国人口不断增加，追求粮食稳产增产、确保粮食数量安全成为我国农业发展的首要目标。在该目标引导下，由于农业弱质性使我国对农资投入，尤其是对化肥农药等采取了长周期补贴政策，与此同时，我国化学工业的高速发展又为我国农业较早迈入化学农业发展模式提供了物质基础，从而使我国农业快速进入化学农业发展模式。当我国农产品，尤其是粮食等连年增产成为一种常态后，化学农业发展模式成为我国农业发展较长时期内的主导模式。近年来，节能减排与生态修复政策的实施使我国绿色农业、生态农业等农业生产模式获得了一定发展，然而由于对化肥农药等农资投入采取的补贴政策使我国农业产出对化肥农药产生了难以摆脱的依赖性，化学农业模式仍然占据主导地位。同时由于我国经济结构的转型升级使农村劳动力从第一产业转移，又导致农业对化肥农药的依赖进一步加强^[27]。

本质而言，农业生产是不同能量形式的转换，即将化学能、光能转换为生物质能，其间消耗了大量用于制造化肥、农药等

不可再生的化石能源。而我国化肥施用量对粮食产量的贡献已趋向于零^[28]，较大比例的化肥、农药通过热耗失转换为农业面源污染，导致农业负外部性的产生。从能值理论角度看，这种负外部性实际上是大量不可更新资源的热耗失。图 1 的分析揭示了化学农业负外部性的产生过程。

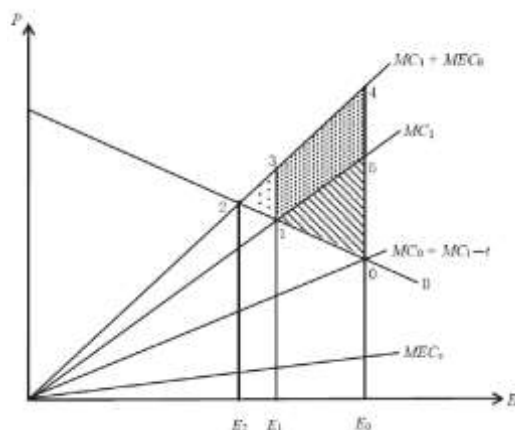


图 1 化学农业负外部性的产生过程

在图 1 中，D 为能值视角下农产品需求，即 $D=MU(E)$ ；在不存在农资补贴条件下，农业生产者在农资（主要指化肥、农药、农膜等）上的支出为 MC_1 。政府为了实现粮食稳产增产目标，采取了农资补贴政策（假设农资单位补贴为 t ），此时生产者在农业生产上的农资支出由 MC_1 下降到 $MC_0=MC_1-t$ 。 MEC_0 为治理化学农业污染发生的社会外在成本，本文称之为化学农业的生态负外部性。考虑这种生态负外部性，农业生产社会成本为 MC_1+MEC_0 。在供求均衡状态下，图 1 中均衡点 0、1、2 分别为实现政府目标的最优均衡点、实现私人（农业生产者）目标的最优均衡点和实现社会目标的最优均衡点。较之社会目标产量 E_2 ，为了达到私人目标产量 E_1 ，需要增加化肥农药等化学品投入，该投入引发的无效率导致图 1 中面积为 $\triangle 123$ 的社会成本。进一步，为了达到政府稳产增产目标 E_0 ，通过农资补贴使得化肥农药等投入持续增加，导致了无效率大幅度增加：（1）化学农业面源污染的加剧导致了社会成本扩大，达到图 1 中面积为 $\square 1345$ 的水平。（2）为了使私人目标产量扩大到政府目标产量，政府通过化肥农药补贴激励农业生产者提高产量，而这种补贴激励政策所增加的化肥农药不仅直接消耗大量不可更新的化石能源，而且间接消耗大量不可更新的水资源，直接减少了后代资源可得性，导致后代为此承担的代价为图 1 中三角形面积 $\triangle 015$ 所刻画的水平，从而产生了代际负外部性。

因此，上述分析表明，化学农业模式下政府目标产量 E_0 较之社会目标产量 E_2 导致了明显的负外部性。从可持续发展角度看，这种负外部性导致了环境负效应和资源负效应的产生。环境负效应水平为图 1 中面积 $\triangle 123+\square 1345$ ，资源负效应水平为图 1 中面积 $\triangle 015$ 。

在实际中，如果采取庇古税方式控制化学污染则会导致农产品产量大幅度降低到社会最优产量 E_2 ，这与政府最优产量 E_0 相悖。如果采取科斯产权方式控制化学污染，因农业面源污染成因复杂使其产权无法界定，又导致 MEC_0 难以甄别。如果采取政府管制，农民因无法找到化肥农药的有效替代品会选择降低产量，同时因信息不对称又导致政府监管成本大幅度提高。因此，在保障农业稳产增产目标下纠正乃至消除化学农业负外部性需要从农业生产模式入手，通过改变现有化学农业生产模式才能在本质上解决此类问题。

2.3 农废资源化外部性的理论分析

农业生产伴随着大量的作物秸秆、畜禽粪便等可更新资源，其通过能源化可以替代数量极为可观的化肥、农药等，既减少了农业面源污染，又减少了不可更新资源存量的消耗。农废能源化属于生态农业模式，该模式通过生态政策补贴 t (该补贴是将原有农资补贴 t 转化为农业生态补贴) 将使农废转化为农业绿色投入而使农产品生产成本保持在 MC_0 水平上，如图 2 所示。

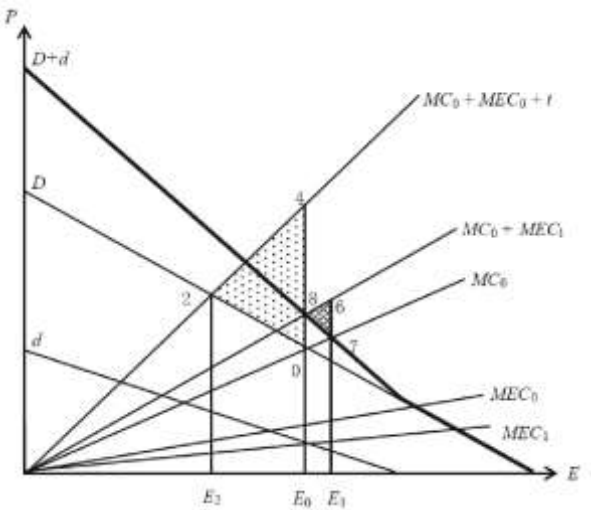


图 2 有机农废能源化下农业负外部性

因投入替代减少了化肥农药施用量使面源污染的外在社会成本降低到 MEC_1 水平(外在社会成本不能完全消除的原因在于农废能源化产品在数量上不能完全替代化肥农药)，农业生产的社会成本则降低到 MC_0+MEC_1 。同时，由于农废转换为可更新的经济资源，其需求 d 与农产品需求 D 共同形成了“农业生态需求” $D+d$ ，在供求均衡下使私人最优产量为 E_3 ，而此时政府最优产量目标依然可以保持在原有化学农业模式下产量 E_0 上。因此，较之化学农业模式下产量 E_0 ，农废能源化模式下产量 E_3 导致的无效率所产生的社会成本 $\Delta 678$ 远小于化学农业模式下的社会成本 $\Delta 024$ 。如果考虑生态多样性恢复需求，则 $D+d$ 进一步上升使社会成本 $\Delta 678$ 持续降低。

3 化学农业及农废能源化外部性实证分析

3.1 模型与算法

3.1.1 对象系统描述

能值分析法建立在对象系统的能值流图基础上，利用能值表征对象系统运行过程中对物质的(包括服务、货币)直接耗费，其表征的是对象自身的生态足迹，揭示了对资源环境的索取程度，其系统边界由其物理边界界定。而本文分析的农业负外部性则是农业活动所产生的间接影响，即农业生产活动产生的热耗失对资源、环境、人类健康的影响，揭示了对资源环境反馈过程中的副作用，其系统边界难以通过物理边界界定。

农业生产活动产生的热耗失和畜禽粪便是农业面源污染的两大成因，而面源污染受到自然力的作用使其地理范畴下的物理边界难以界定，因此本文采用污染物数量表征农业面源污染边界，在该边界内涵盖了污染对资源、环境、人类健康的影响，从而形成了农业面源污染影响的对象系统。

3.1.2 模型与算法

(1) 化学农业负外部性计量模型。

该模型的含义是，在确保我国粮食产量稳产增产约束下，计算化学农业生产活动的外部性。

$$\begin{aligned} \Delta E_c^\Sigma &= \Delta E_c^R + \Delta E_c^E + \Delta E_c^H \\ s.t. \quad Q(E_c) &\geq Q_0 \end{aligned} \quad (5)$$

式中： ΔE_c^R 、 ΔE_c^E 、 ΔE_c^H 分别为化学农业生产活动的热损失给资源、环境、健康带来的负外部性； E_c 为化学投入品数量，均以能值表征(单位为 sej)； Q 为粮食产量， Q_0 为目标产量(实际取近 5 年的均值)。

(2) 农废能源化外部性计量模型。

该模型含义是，在农产品产量不降低条件下，化学投入品与农废能源化产品搭配使用使农废能源化利用量尽可能高。

$$\begin{aligned} \max \quad \Delta E_{aw}^\Sigma &= \Delta E_{aw}^R + \Delta E_{aw}^E + \Delta E_{aw}^H - E_s \\ s.t. \quad Q(E_c + E_{aw}) &\geq Q_0 \\ E_{aw} &\leq E_0 \end{aligned} \quad (6)$$

式中： ΔE_{aw}^R 、 ΔE_{aw}^E 、 ΔE_{aw}^H 分别为农废能源化产品替代化学投入带来的资源、环境和健康的正外部性； E_s 为农废能源化系统自身运行需要的能值。

(3) 算法。

外部性本质上为外部性施加对象(指资源、环境和人类健康)在农业面源污染发生条件下遭受的损益。在面源污染条件下外部性施加对象的边界是模糊的，尤其是受害(益)者(包括代内和代际)是不可数的，外部性施加对象的损益计量只能以污染物数量表征对象边界，并通过等效替代方法才能实现。因此，本文主要采取污染治理成本法等效计量农业负外部性，同时通过农废能源化产品替代化学投入品计量农废能源化正外部性，其算法逻辑如下：

$$\Delta E_i = E_i \times d_i \times B_i \times c_i \quad (7)$$

$$\sum_{i=1}^n \Delta E_i = \sum_{i=1}^n E_i \cdot d_i \cdot B_i \cdot c_i \quad (8)$$

式中： n 为污染物种类， E_i 、 d_i 、 B_i 、 c_i 分别为第 i ($i=1, 2, \dots, n$) 种化学投入品的投入数量、生产过程中的耗散率、作用对象边界和治理单耗， ΔE_i 为第 i 种化学投入品产生的负外部性(单位为 sej)。

3.2 数据与技术参数

本文实证分析采取情景模拟分析。情景选择化学农业情景和循环农业情景。鉴于数据的可得性和代表性，实证分析中选择江苏省淮安市涟水县高沟镇为分析对象，农业生产数据来源于《涟水统计年鉴》《淮安统计年鉴》。由于该镇近几年农业生产模

式没有发生质的变化，故农资投入与农废产量取 2013—2017 年的均值。农作物草谷比系数与可收集系数见表 1，畜禽粪便产生系数及收集系数见表 2，高沟镇农业主要投入、主要农废产出、化肥等农资的有效利用量等见表 3，能值转换率^[29-30]见表 4。

3.3 化学农业负外部性计量与分析

3.3.1 化学农业负外部性计量

在现行化学农业模式下，由于被农作物吸收的化肥、农药比例较低、农用薄膜利用年限短(农户一般使用农膜大约 2 年左右)等原因导致了大量化石能源的热耗失。这些热耗失和未经无害化处理的畜禽粪便污染了域内水源、土壤和空气，根据式(5)、式(7)和式(8)计算出高沟镇化学农业负外部性清单如表 5 所示。

3.3.2 计量结果分析

表 1 高沟镇主要农作物草谷比系数及可收集系数

指标项	小麦	水稻	玉米	秋豆	山芋	其他谷物	花生	油菜籽	蔬菜
草谷比	1.38	1.28	2.05	1.68	1.16	1.06	1.5	2.05	0.10
可收集系数	0.74	0.80	0.94	0.79	0.77	0.84	0.84	0.80	0.50

表 2 高沟镇主要畜禽排放系数及可收集系数

指标项	生猪	肉牛	羊	兔子	家禽
规模化比例/%	95.61	65.31	80.46	80.46	62.16
每日每头畜禽粪便排放量/(kg/只·d)	1.42	11.15	1.62	0.37	0.14
每日每头畜禽尿液排放量/(kg/只·d)	3.44	6.63	0.81	0.03	—
饲养周期/d	158	365	189	90	210
可收集系数	1.0	0.6	0.6	1.0	0.8

表 3 高沟镇农业主要农资投入及畜禽粪便产量情况

指标项		数量/t	有效利用数量/t	资源化可转化利用量/t	备注
主要农资投入	氮肥	2516.43	880.75	—	作物吸收率 35%
	磷肥	645.41	96.81	—	作物吸收率 15%
	钾肥	208.27	88.51	—	作物吸收率 42.5%

	复合肥	366.41	125.31	—	作物吸收率 34.2%
	农药	48.22	16.88	—	作物吸收率 35%
	薄膜	151.25	30.25	—	废弃率 80%
	柴油	554.93	194.22	—	热效率 35%
农业有机废弃物产出	畜禽粪便	69800.16		48420.57	规模化养殖，能源化比例 100%
	秸秆	93327.79		31288.77	能源化比例 45.07%

表 4 主要农业投入品能值转化率

项目	氮肥/(sej/g)	磷肥/(sej/g)	钾肥/(sej/g)	复合肥/(sej/g)	农用薄膜/(sej/g)	农用柴油/(sej/g)
能值转换率	3.80×10^0	3.90×10^0	1.10×10^0	2.80×10^0	3.80×10^8	2.87×10^9
项目	农药/(sej/g)	煤炭/(sej/J)	电能/(sej/J)	水/(sej/J)	能值/货币比率/(sej/¥)	—
能值转换率	1.60×10^0	4.00×10^4	1.59×10^5	6.60×10^5	1.03×10^{13}	

化肥农药等使用过程会引发资源负效应和环境负效应，前者表现为化肥农药的热耗失使化石能源、水资源等不可更新资源存量持续减少，后者表现为化肥农药产生的污染损害了当代人与后代人的健康和生态环境，因此，由表 5 可以看到：

从资源环境角度看，高沟镇化学农业的资源负效应与环境负效应分别为 1.03×10^{10} sej 和 4.77×10^{10} sej，二者合计相当于 4.95×10^4 tce。其中，化肥农药导致的资源负效应与环境负效应分别为 9.21×10^{10} sej、 4.32×10^{10} sej，尤其是化肥对生物多样性与水资源产生的环境负效应较为明显，分别达到 1.90×10^{10} sej、 2.15×10^{10} sej。

从代际公平角度看，高沟镇化学农业代际与代内负外部性分别为 2.93×10^{10} sej 和 2.87×10^{10} sej。尤其是代际负外部性相当于每年使后代减少至少为 2.50×10^4 tce 的不可更新资源。

剔除农废弃置污染后，化学农业导致的负外部性为 5.35×10^{10} sej，相当于 4.56×10^4 tce，仅化肥热耗失损失每年至少超过 7815tce 当量。

3.4 农废能源化外部性计量与分析

3.4.1 农业有机废弃物能源化外部性计量

根据高沟镇农废可利用量、经济收集半径和式(6)，本文将该镇农废能源化情景设定为：(1)依托畜禽养殖场布局分布式“电、热、肥”联产发电项目，全镇共布局 10 套分布式系统，发电装机总规模为 4300kW，年转化秸秆 3.13×10^4 t，占全部秸秆产量比例为 33.5%，畜禽粪便为 4.84×10^4 t，占全部畜禽粪便比例为 69.4%。(2)农废能源化生产的电、热、肥就地消纳，直接用于本地农业生产和农民生活。农废能源化系统能值流图见图 3。根据式(6)计算高沟镇农废能源化外部性结果清单见表 6。

3.4.2 计量结果分析

表 5 高沟镇年化学农业负外部性(含畜禽粪便污染)清单

指标	项目	代际负外部性		代内负外部性		备注
		太阳能值/sej	折合标煤/tce	太阳能值/sej	折合标煤/tce	
资源负效应	氮肥 [#]	6.22×10^{18}	5302.03			流失率 10.3%
	磷肥 [#]	2.14×10^{18}	1825.08			流失率 14.57%
	钾肥 [#]	1.32×10^{17}	112.37			缺少流失率数据
	复合肥	6.75×10^{17}	575.86			缺少流失率数据
	农用塑料薄膜 [#]	4.60×10^{16}	39.22			利用年限按 2 年计
	农用柴油 [#]	1.04×10^{18}	883.06			
	农药 [#]	5.01×10^{16}	42.77			流失率 1%
环境负效应	生物多样性 [#]	1.90×10^{19}	16183.52			化肥致污
	水体污染 [#]			2.15×10^{19}	18310.88	化肥致污 ^[31]
	水体污染			1.30×10^{19}	11047.77	畜禽粪便致污 ^[32]
	空气 [#]			4.53×10^{18}	3860.40	畜禽粪便致污
	空气			4.82×10^{17}	411.03	柴油致污
	土壤 [#]			2.19×10^{18}	1870.52	化肥致污 ^[33]
	健康 [#]			5.48×10^{17}	467.83	化肥致污 ^[34]

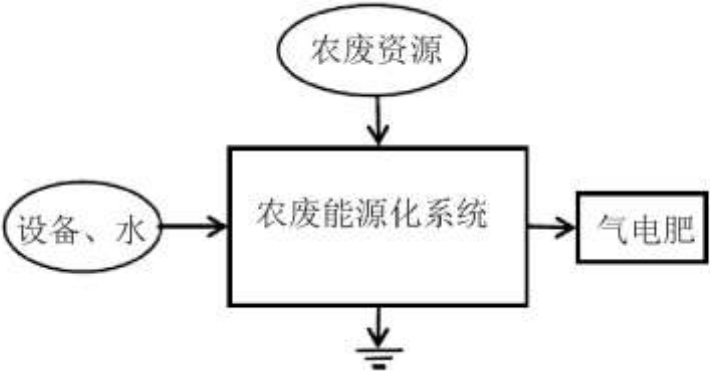


图 3 农废能源化简略能值流程图

农废能源化具有两种正向效应：一是通过要素投入替代增加不可更新资源，尤其是化石能源存量。二是降低化学污染与农废污染。前者直接降低了不可更新资源的消耗速度、增加后代资源可得性，故称为农废能源化的资源正效应；后者因化学投入品的减少改善了生态与环境，故称为农废能源化的环境正效应。由表 6 可以看到：

从资源环境角度看，农废能源化资源正效应为 2.17×10^{19} sej，相当于每年节约 1.85×10^4 tce。其中，替代化肥为 8.0×10^{18} sej，相当于每年节省约 6824.82tce，农废能源化环境效应为 3.77×10^{19} sej，相当于每年节约 3.22×10^4 tce。其中，恢复生物多样性和改善水质分别为 1.14×10^{19} sej、 1.30×10^{19} sej，两项合计相当于节约 2.08×10^4 tce。

表 6 高沟镇年农废能源化外部性清单

指标	项目	代际负外部性		代际正外部性		代内正外部性	
		太阳能值 /sej	折合标煤 /tce	太阳能值 /sej	折合标煤 /tce	太阳能值 /sej	折合标煤 /tce
农废能源化投入	机器设备	1.20×10^{19}	10259.55	0	0	0	0
	水	2.61×10^{18}	2227.98	0	0	0	0
农废能源化产出	资源正效应	被替代的化石能源系统所需不可更新资源量投入	0	0	2.56×10^{18}	2187.11	0
		农废替代化石能源资源量	0	0	1.12×10^{19}	9516.08	0
		农废替代化肥农药资源量	0	0	8.00×10^{18}	6824.82	0
	环境正效应	恢复生物多样性	0	0	1.14×10^{19}	9710.11	—
		改善空气质量	0	0		4.53×10^{18}	3860.40
		改善水质量	0	0		1.30×10^{19}	11047.77
		改善土壤质量	0	0		1.48×10^{18}	1263.30
		降低健康成本	0	0		3.29×10^{17}	280.70
		绿色热能与电能替代化石能源的利用而减少其导致的污染	0	0		7.04×10^{18}	6003.90

从代际公平角度看，农废能源化代际负外部性、代际正外部性、代内正外部性分别为 1.46×10^{19} sej、 3.31×10^{19} sej、 2.63×10^{19} sej，相当于 1.25×10^4 tce、 2.82×10^4 tce、 2.25×10^4 tce。显然，实施农废能源化净正外部性为 4.48×10^{19} sej，相当于每年节约 3.82×10^4 tce，增加了后代资源存量。

3.5 农废能源化对化学农业负外部性的纠正分析

上述分析表明，农废能源化不仅具有明显的资源正效应和环境正效应，而且对代内公平与代际公平的实现具有积极作用。

在代内公平方面，其改善了农村生活环境和农业生态环境。在代际公平方面，其通过降低不可更新资源的消耗，提高了后代对不可更新资源的可得性。

对比表 5 和表 6 可以看到，仅以涟水县高沟镇为例，在该镇实施“33.5%的作物秸秆+69.4%的畜禽粪便”能源化的情景下，高沟镇农废实施能源化对农业负外部性纠正可达 77.23%。若仅考虑化肥农药的影响，农废能源化对高沟镇化学农业负外部性纠正达到 85.49%。推而广之，如果在我国农业主产区实施农废能源化，其对我国化学农业污染所导致的负外部性纠正效果会非常显著。

4 结论与政策建议

本文研究表明，从经济、社会、资源环境协调发展角度看，化学农业代内负外部性与代际负外部性非常明显，而农废能源化具有较高的正外部性；同时农废能源化通过绿色、生态化产业手段弥补了庇古税、科斯产权等经济手段以及行政监管手段在农业面源污染控制上的缺陷。

根据本文研究结论，提出如下政策建议：(1)面向我国农业主产区的农村，完善农废能源化政策体系，积极培育农废能源化市场，将分布式能源产业政策、生态农业产业政策、节能减排政策与农废能源化市场有效结合。在分布式农废能源化产业形成初期阶段，将部分农资补贴转换为能源化产品价格补贴、农废收储运补贴、节能减排替代补贴等政策扶持农废能源化发展，为农业农村优先发展提供政策支撑。(2)完善农废能源化公共服务体系，通过提供技术培训、技术指导等服务使农民融入农废能源化产业过程，拓宽农民就业途径和收入渠道。(3)在制度层面建立面向农业生态需求的社会反哺农业机制，使社会资本与技术、农村资本、农业劳动力、农废资源形成有效配置，同时确保“三农”利益。(4)围绕农废能源化市场，完善面向“气、热、电、肥”生产所需各种设备与技术研发及产业化政策，引导科研机构、生产企业积极参与技术研发、设备制造，实现有效的产业互动。

参考文献：

- [1]宋涛，成杰民，李彦等. 农业面源污染防控研究进展[J]. 环境科学与管理，2010(2)：39-42.
- [2]闻大中. 我国农业生态系统的“石油化”及其改善—— I. 对我国农业生态系统“石油化”的剖析[J]. 生态学，1987(3)：1-5.
- [3]尚杰，尹晓宇. 中国化肥面源污染现状及其减量化研究[J]. 生态经济，2016(5)：196-199.
- [4]王建华，陶君颖，陈璐. 养殖户畜禽废弃物资源化处理方式及影响因素研究[J]. 中国人口·资源与环境，2019，29(5)：127-137.
- [5]刘聪. 中国农业化肥面源污染的成因及负外部性研究[D]. 杭州：浙江大学，2018.
- [6]Griffin R C, Bromley D W. Agricultural runoff as a non-point externality: A theoretical development[J]. American Journal of Agricultural Economics, 1982, 64(3) : 547-552.
- [7]Segerson K. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control[J]. Journal of Environmental Economics and Management, 1988, 15(1) : 87-98.

-
- [8]Hansen L G. A damage based tax mechanism for regulation of nonpoint emissions[J]. Environmental and Resource Economics, 1998, 12(1):99-112.
- [9]王登峰, 高超. 农业非点源污染的外部性及其内部化途径分析[J]. 生态经济, 2006(2): 256-258.
- [10]魏欣, 李世平, 张忠潮, 等. 基于农地产权制度视角的农户农业面源污染行为分析[J]. 农村经济, 2012(5): 108-112.
- [11]秦敏, 朱建春, 刘小童. 农业面源污染排污权交易制度的设计与创新[J]. 西北农林科技大学学报(社会科学版), 2017(1): 155-160.
- [12]Shortle J S, Dunn J W. The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies[J]. American Journal of Agricultural Economics, 1986, 68(3):668-677.
- [13]陈芳. 农业负外部性问题解决的经济法进路研究[J]. 农业经济, 2017(6): 25-26.
- [14]栾江, 田晓晖, 仇焕广, 等. 农业生态补偿政策的国际经验及其对中国的启示[J]. 世界农业, 2018(8): 4-10.
- [15]金书秦, 魏珣, 王军霞. 发达国家控制农业面源污染经验借鉴[J]. 环境保护, 2009(20): 74-75.
- [16]汪洁, 马友华, 栾敬东, 等. 美国农业面源污染控制生态补偿机制与政策措施[J]. 农业环境与发展, 2011(4): 127-131.
- [17]周志波, 张卫国. 农业面源污染环境税规制机制研究进展[J]. 西南大学学报(社会科学版), 2018(3): 43-51.
- [18]邢可霞, 王青立. 德国农业生态补偿及其对中国农业环境保护的启示[J]. 农业环境与发展, 2007(1): 1-3.
- [19]张宏翔. 德国排污制度环境税的经济效应与制度启示[J]. 华侨大学学报(哲学社会科学版), 2015(4): 50-59.
- [20]Litfin K T. Ecovillages:Lessons for sustainable community[M]. Cambridge:Polity Press, 2014.
- [21]金书秦, 韩冬梅. 我国农村环境保护四十年: 问题演进、政策应对及机构变迁[J]. 南京工业大学学报(社会科学版), 2015(2): 71-78.
- [22]王宏巍, 张炳淳. 新《环保法》背景下我国农业用地土壤污染防治立法的思考[J]. 环境保护, 2014(23): 58-60.
- [23]邓彦芬. 我国农业面源污染防治法律建设[J]. 农业经济, 2018(1): 106-107.
- [24]魏后凯. 实施化肥、农药使用减量行动计划[J]. 中国合作经济, 2018(3): 29.
- [25]陈颖, 吴娜伟, 董旭辉, 等. 农业农村污染治理攻坚战的重点与难点解析——《农业农村污染治理攻坚战行动计划》解读[J]. 环境保护, 2019(1): 8-11.
- [26]Hong Y, Xiaoyan S, Li L, et al. Spatio-temporal variations of health costs caused by chemical fertilizer utilization in China from 1990 to 2012[J]. Sustainability, 2017, 9(9):1505-1519.

-
- [27] 史常亮, 李赞, 朱俊峰. 劳动力转移、化肥过度使用与面源污染[J]. 中国农业大学学报, 2016(5): 169-180.
- [28] 麻坤, 刁钢. 化肥对中国粮食产量变化贡献率的研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2018(4): 1113-1120.
- [29] 蓝盛芳. 生态经济系统能值分析[M]. 北京: 化学工业出版社, 2002.
- [30] 陆宏芳, 沈善瑞, 陈洁, 等. 生态经济系统的一种整合评价方法: 能值理论与分析方法[J]. 生态环境, 2005(1): 121-126.
- [31] 赵桂慎, 王一超, 唐晓伟, 等. 基于能值生态足迹法的集约化农田生态系统可持续性评价[J]. 农业工程学报, 2014(18): 159-167.
- [32] 郭晓. 规模化畜禽养殖业控制外部环境成本的补贴政策研究[D]. 重庆: 西南大学, 2012.
- [33] 苏县龙, 姜志德. 我国农田土壤污染的环境成本分析[J]. 安徽农业科学, 2008(10): 4239-4240.
- [34] Yang H, Shen X Y, Lai L, et al. Spatio-temporal variations of health costs caused by chemical fertilizer utilization in China from 1990 to 2012[J]. Sustainability, 2017, 9(9):1505.
- [35] 芮菡艺, 鞠昌华, 朱琳. 江苏省畜禽养殖温室气体排放空间格局分析[J]. 家畜生态学报, 2018(1): 54-59.
- [36] 谢景欢, 陈钢, 袁巧霞, 等. 沼渣与化肥配合施用对温室番茄生长发育、产量及品质的影响[J]. 应用生态学报, 2010(9): 2353-2357.