

流域农业土地生态价值内涵及应用分析

付意成, 杜 霞*, 彭文启, 董 飞

(中国水利水电科学研究院水环境研究所, 北京 100038)

摘要: 农业生态系统服务价值与其他产品生产密切相关。生态系统作为生产输入会提供服务价值, 而其通常被看作购置性投入的替代品, 利于成本降低。农业生态系统保护与粮食产量增加存在动态均衡, 两者具有“下跌”关系。农业生产者为实现土地利用层面的利润最大化, 对生态系统服务的更大依赖将导致农田产量削减。通过构建农业生态系统生产函数模型, 合理确定替代条件和产出结果, 量化研究种植土地保留数量与提供生态系统服务土地数量的分配比例。以永定河上游流域为典型区, 借助用于生产的土地产量弹性计算, 流域每增加1%的生态系统服务用地, 对应农作物产量将缩减2.7%。虽对农业生态价值“下跌”影响从微级视角给出量化分析模型, 但对生产中生态保护政策影响的研究仍需深化。

关键词: 农业; 生态系统; 土地利用; 价值; 生产函数; 下跌

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2015.08.035

中图分类号: S181; TV212

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2015)-08-243-08

付意成, 杜 霞, 彭文启, 等. 流域农业土地生态价值内涵及应用分析[J]. 农业工程学报, 2015, 31(8): 243—250.

Fu Yicheng, Du Xia, Peng Wenqi, et al. Agro-ecosystem value connotation based on watershed land use[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2015, 31(8): 243—250. (in Chinese with English abstract)

0 引言

流域作为典型的社会-经济-自然复合生态系统^[1], 是一种从整体上解决人类干扰自然水循环过程所导致的一系列生态问题的理想管理单元^[2]。流域农业生态价值将农业生态系统产品与服务价值经济核算进行衔接, 是从农业生产根源上对区域生产投入、土地成本、产品附属价值进行的货币化表现。客观、正确、全面认识农业的多功能性, 需关注农业的生态价值^[3]。当前对农业生产全球公益性质的补偿相对缺乏, 因此, 当区域公众选择的土地利用方式对流域发展(社会经济层面)有利, 并从全球视角看也不失为最佳利用方式时, 地方决策者们可能会过度开发流域农业生态价值, 由此造成农业生态系统保护力度与开发规模的不匹配^[4]。流域层面保护农业生态的益处本身具有纯公益性质, 如支持授粉昆虫^[5]、保护沿海地带^[6]、农田渠道管理^[7]等从不同角度验证了农业生态价值的公益多元化。

当前, 多数公众对农业生态系统服务价值持肯定态度^[8]。从土地产出多元化上分析, 公众为实现农业生态价值的优化配置, 在综合权衡有限土地生产价值和生态系统收益价值大小的基础上, 合理确定农业生产保留地的数量。流域农业生态系统的维持需要较少的投入, 如一

位土地经营者保护的授粉昆虫也可能为其邻居的果树服务, 因而开放的农业生态系统因第一个土地经营者没有限制授粉昆虫而运转。因此, 花费低廉的成本即可实现生态保护的观点对生态保护倡导者具有很强吸引力。任何事情都具有双面性。如果生态系统服务是购置性投入的替代品, 并且如果当地人过分重视保护或者恢复生物栖息地以便为自己提供利润最大化的生态服务水平, 在此前提下更多的土地因提供生态系统服务而受到保护或者被生态复原, 由此导致粮食产量缩减, 土地产出作物价格上扬, 进而吸引更多人投入到粮食生产行业, 农业生态系统稳定局面被打破。因此, 如果生态系统服务和购置性投入是替代物, 粮食产出效应则具有负面价值。农业生态保护的倡导者应该做到何种程度才能使当地人受益于增加了的生态系统服务价值, “生态保护”如何界定, 流域层面上应保护数量有限的小规模自然差异土地, 还是保护本地特色差异近乎消失而农业产量得到增强的大规模人为开采农田? 深刻辨析农业土地生态价值内涵, 量化研究农业产量减少与土地生态价值增加量间的对应关系, 是合理制定流域农业土地保护政策及区域可持续发展的重要依据, 也是促进区域生态、经济社会协调一体化发展的关键。

1 农业生态保护均衡

农业生态系统保护与粮食产量增加存在动态均衡, 且这种均衡似乎有些违反直觉。生态系统服务能帮助生产者增强在其他投入上的生产力, 或者能使其减少购买其他投入的资本。因此, 对农业生态系统服务的更大依赖虽对生产者有所帮助, 但土地生产产量会减少^[9]。如果因替代相对较低的投入资本而节约的成本超出购置性资本投入, 则在农业生产产量下降的情况下, 其利润也可

收稿日期: 2015-03-03 修订日期: 2014-04-08

基金项目: 国家自然科学基金项目(51409269); 中国博士后科学基金项目(2014M550770)

作者简介: 付意成, 男, 山东临朐人, 博士, 主要从事流域水资源管理与生态价值研究。北京 中国水利水电科学研究院水环境研究所, 100038。

Email: swfyc@126.com

*通信作者: 杜 霞, 女, 北京人, 教授, 主要从事水资源质量保护与评价研究。北京 中国水利水电科学研究院水环境研究所, 100038。

Email: duxia@iwhr.com

能上升。土地生产者因其自身受益而优化其土地利用强度，如砍伐小部分森林来种植庄稼或将其作为对农业生产有益昆虫的栖息地，用于洪水蓄积或者其他服务目的，土地利用强度不会增加，但农业产量有所提升。如果通过本地昆虫授粉提供的生态系统服务替代租用蜜蜂的购置性资本投入，而林果种植面积稍多的土地生产者则无须购买多余的蜜蜂，节省了购买蜜蜂的费用。但如果保留多余的森林面积，即使土地生产者的收入不会下降，土地上的粮食产量势必下降。

农业生产的粮食产量下降意味着食品产量降低，预示着食品价格提高，对生态保护产生两种影响：1) 依赖农业种植谋生的人有利可图，造成其他地方的土地利用更加集约化；2) 保留土地提供生态系统服务和购买物资来替代此类服务之间平衡点发生变动。农业生态系统保护与否取决于土地生产投入和产出的相对价格，如果土地生产者依赖生态系统服务，农产品供应收缩和价格上涨过程会促使其他农场主由依赖转为开发，农业生态价值货币化趋势明显。因此，生态系统服务的价值除能给土地生产者提供物质刺激外，还会影响生态保护政策的执行力。如果农业生态系统服务和购置性投入具有替代性，对前者依赖过大会导致减产。因此，农业生态价值的量度应综合考虑土地生产者保留土地给其他人带来的激励作用的影响。本文借助静态比较模型（模型简单且没有限制性）分析土地生产者对土地保留的私人最佳选择对粮食产量的影响。

2 农业生态系统服务

流域生态系统服务通常与农业生产有关，已有的研究主要集中在使用生态系统服务替代购置性投入这一情形。在 Gretchen Daily^[10]编写的《自然的服务》一书中，农业生态系统服务功能主要包括土壤和土壤肥力的产生以及更新、庄稼和天然植物的授粉、农业害虫的控制、种子的播撒和营养物质的转移，此外，防洪、气温和风力的调节也使农场受益。弗吉尼亚州奥古斯塔 Polyface 农场直接用于农业生产的土地不到 20%，但受到保护的土地调节了气温和风力，从而保护了植物和动物，提高了土壤的再生能力，为消灭农业害虫的小型食肉动物提供栖息之处，此外还调节水流，利于水分保持^[11]。Polyface 农场不购买任何化学杀虫剂、工厂加工生产的肥料或来自其他渠道的饲料，而奥古斯塔的其余农场主却把自己总生产费用的几乎一半用于购买上述物资。Polyface 农场 80% 的土地是森林，因此，农场主利用生态系统服务功能替代农业生产过程中需购买的物资。

流域农业生态系统具有防洪和水质净化的功能。土地经营者通过结合购置性投入与陆地景观的自然特点“生产”出绿地和阡陌。在农田生产中采用“绿色基础设施”具有很高的成本效益^[12]。农场建设中多栽种或保留树木，并多保留雨水浇灌的绿地、湿地以及其他“天然”陆地景观，而并非使用管道、渠道、泵唧装置以及其他“灰色基础设施”。除防洪外，“绿色基础设施”还可以降低供水和农田退水费用。

农业生态系统服务价值通常被看作是购置性投入的替代品，而非补充品。后续推论将就这一现象进行具体阐述。

3 农业生态系统价值

界定农业生态系统生产函数，函数将农业生产投入与产出数量结合起来。参考 Simpson^[8]的研究成果，土地产量与投入、生态系统服务数量、土地面积间的关系简写为：

$$q = f(x, S, A) \quad (1)$$

式中： q 为产量， x 为购置性投入的数量， S 为提供的生态系统服务的数量， A 为直接参与生产过程的土地面积。

生态系统生产函数的标志特点是产量部分取决于未开发的生态系统提供的服务。保持未开发自然生态系统的功能应放弃对土地替代性功能价值的开发。如在农业生产方面，一些土地可能要被用于种植树篱、防风林或用作授粉昆虫及野生动物的栖息地，或者用作天然覆盖物和湿地（补充地下水并减轻洪灾损失），所以不能作为生产用地。为此，让土地休耕一段时间，在此期间土壤肥力得以恢复，即为对施肥的替代，且休耕土地的数量即为实行“保护”措施的土地数量。种植园轮流造林的举措可理解为集约化利用土地的一种措施，目的在于提供更多的生态系统服务。

土地利用的集约程度可以用植被保持区域和不透水表面之间的比例来测量。直接利用土地进行生产活动和保留一些区域提供生态系统服务间存在不可避免的交换。借鉴 Simpson^[8]的相关研究，土地的生产能力 S 简单表达为：

$$S = \varphi \cdot (\bar{A} - A) \quad (2)$$

式中： \bar{A} 代表土地使用决策者所持有的地块面积； A 代表直接用于生产的土地面积； φ 为参数，用来测量为提供生态系统服务而保留的土地的生产力。

土地产生的生态系统服务价值量随着用于耕种土地 A 数量的增加而减少。式(1) 和式(2) 不一定意味着生态系统提供的任何实物计量与保留的土地数量以线性方式发生变化，如可假设自然生态系统过滤营养物质的能力是一个递减指数函数，或在一个大小为 $\bar{A} - A$ 的区域中物种多样性可通过幂函数来描述^[13]。

假定 r 代表投入的价格，并将产量价格正规化到 1。土地生产者的利润 η 为：

$$\eta = f(x, S, A) - r \cdot x \quad (3)$$

在购置性投入的情况下，为实现利润最大化，存在

$$f_x \leq r \quad (4)$$

为提高土地的集约利用程度，应

$$f_A - \varphi \cdot f_S \geq 0 \quad (5)$$

式中：下标字母表示偏导数，如 $f_x = \partial f / \partial x$ 。在一阶条件下，式(4) 和式(5) 可能是不等式。对于以生态服务价值开发为目的的土地，不采用购置性投入可能是最佳选择，而在农业生产过程中，最大化地集约利用土地可能是最

佳选择。研究将针对式(4)和式(5)是不等式的情形进行讨论。

3.1 替代条件分析

多数农业生态系统服务文献资料假定生态系统服务是购置性投入的替代品: 生产者可通过较低的土地集约利用程度以及更多地依赖“天然”的投入而节省资本投入^[14-15]。替代品的概念通常为: 当购置性投入的价格上升时, 如果更多的土地被保留用于提供生态系统服务, 那么生态系统服务是购置性投入的替代品。因此, 如果 $dS/dr > 0$, 则 S 是 x 的替代品。因为保留土地的数量和直接用于生产的土地数量必须加起来等于现有土地的数量 \bar{A} , 通过保留土地的数量来测量生态系统服务的数量, 那么 $dS/dr = -dA/dr$ 。

假定一阶条件下, 式(4)和式(5)可以作为等式成立, 对于 r 求微分, 则:

$$f_{xx} \cdot \frac{dx}{dr} - (\varphi \cdot f_{xs} - f_{xA}) \frac{dA}{dr} = 1 \quad (6)$$

$$(f_{xA} - \varphi \cdot f_{xs}) \frac{dx}{dr} + (\varphi^2 \cdot f_{ss} - 2\varphi \cdot f_{SA} + f_{AA}) \frac{dA}{dr} = 0 \quad (7)$$

使用式(6)从式(7)中消去 dx/dr , 则:

$$\frac{dA}{dr} = \frac{\varphi \cdot f_{xs} - f_{xA}}{f_{xx}(\varphi^2 \cdot f_{ss} - 2\varphi \cdot f_{SA} + f_{AA}) - (\varphi \cdot f_{xs} - f_{xA})^2} \quad (8)$$

通过满足利润最大化的二阶条件, 式(8)中的分母为正。购置性投入是对直接用于生产的土地的补充, 那么, 如果式(8)中的分子为负, 就替代了生态系统服务。

3.2 投入产出分析

在经济社会发展和生态诉求之间的矛盾日益尖锐的情况下, 主要关注在土地利用集约化程度降低的情况下, 土地提供的生态价值是否满足可持续发展的需求。为此, 本文针对土地处于最优分配状况时, 土地所有者为获取更多的生态系统服务价值, 转换农业生产土地利用方式的可行性和产出情况进行探讨。

如果土地利用的集约度降低, 购置性投入 x 和总产量 q 会出现相应变化。因此, 对 A 求生产关系的全部微分

$$\frac{dq}{dA} = f_x \cdot \frac{dx}{dA} - \varphi \cdot f_s + f_A \quad (9)$$

假设土地集约化的选择接近于在当前状态下实现利润最大化, 因此满足了式(5)的条件。通过对 A 完全求式(4)的微分, 并联合式(9), 有:

$$\frac{dx}{dA} = \frac{\varphi \cdot f_{xs} - f_{xA}}{f_{xx}} \quad (10)$$

利润最大化的二阶条件要求: $f_{xx} < 0$ 。比较式(10)和式(8), 当且仅当生态系统服务是购置性投入的替代品时, $dx/dA > 0$ 。

假定将土地在生态保护和生产活动间进行分配, 以便使利润最大化 ($\varphi \cdot f_s = f_A$)。如果生态系统服务和购置性投入是替代品, 联合式(9)和式(10), 得出:

$$\frac{dq}{dA} = f_x \cdot \frac{\varphi \cdot f_{xs} - f_{xA}}{f_{xx}} > 0 \quad (11)$$

如果较少的土地被保留用来提供生态系统服务(例如将 A 变大一些), 生产活动则会增加, 因此, 当更多的土地被保留用来提供生态系统服务时, 生产活动就会削减。

对土地生产者而言, 如果将多数土地用于提供生态系统服务, 而将少数土地用于生产, 那么即使其利润没有减少, 产出也会减少。不过, 这将暗示市场价格会上涨。笔者将产量的价格正规化为 1, 因此购置性投入的相对价格 r 会减少。从式(8)可以看出, 其他生产者效仿该生产者(减少土地利用的集约化程度)的动力会降低。

从生态保护政策的执行层面而言, 如果从事农业生产的个人或农场利益依赖生态系统服务功效, 他们会缩减其生产活动总量。因为式(11)是一种严格不平等, 意味着保护生态的提倡者会合理分析希望改变其行为的生产者的具体出发点和意图。如果农业生产者已经在进行土地优化利用, 这种效应会随之而来; 如果生产者还未进行土地优化利用, 当他们接受当地最佳土地分配方式时, 该效应才会出现。

当前, 生态保护的倡导者尚未充分考虑到在环保意识日渐增强的大趋势下, 部分数量的农场土地(现在用于生产农作物出售)将被用于提供生态系统服务, 由此导致粮食产量减少、食品种类改变(产品转移)这一情况出现的必然性。因此, 在一个地区增加生态保护区面积可能会增大其他地区生态退化的风险。此类“矛盾”(或“下跌”)已在相关的农业保护计划中被提出, 且这些计划都涉及到了土地休耕问题, 但针对以生态系统服务方法进行生态保护可能出现的问题尚未得到充分研究^[16]。

3.3 测算模型构建

借鉴相关研究, 规模生产函数的不变收益表达形式为^[17]:

$$q = \sqrt{x \cdot S} - \gamma \cdot x \cdot S / A \quad (12)$$

式(12)中变量符号的意义同上。 γ 是一个正的常数。该生产函数简单, 并具有限制性。当产量价格被正规化为 1 时, 利润目标 η 为:

$$\eta = \sqrt{x \cdot S} - \gamma \cdot x \cdot S / A - r \cdot x \quad (13)$$

对于 x 来说, 利润最大化的一阶条件为:

$$\begin{cases} \frac{1}{2} \sqrt{S/x} - \gamma \cdot S / A - r = 0 \\ -\frac{\varphi}{2} \sqrt{x/S} + \gamma \cdot x \cdot \frac{\varphi \cdot \bar{A}}{A^2} = 0 \end{cases} \quad (14)$$

当一阶条件式(14)成立时, 最优化处理的二阶条件得到了满足。经过变换得:

$$x = \frac{S}{4(\gamma \cdot S / A + r)^2} \quad A = \frac{\bar{A}}{1 + \sqrt{r / \gamma \cdot \varphi}} \quad (15)$$

直接用于生产的土地在效力方面获得了提高, 而受保护土地由此产生的生态系统服务由参数 φ 决定, 即如果少量的生态系统服务能持久有效, 那没必要划拨更多的土地来提供诸多此类服务。

在生产函数中, 生态系统服务和购置性投入是替代项: 当购置性投入 r 的价格上扬时, 用于生产的土地减少, 意味着必须增加土地保护的数量。当为达到利润最大化而增加保留土地的数量时, 暗示着产量削减。将式(14)乘以 x 得到:

$$\frac{1}{2}\sqrt{x \cdot S} - \gamma \cdot x \cdot S / A - r \cdot x = \eta - \frac{1}{2}\sqrt{x \cdot S} = 0 \quad (16)$$

对于 A 求式(16)的完全微分。当 A 和 x 被选择用于利润的最大化时, 表达式的数值解为:

$$\frac{dx/x}{dA/A} = \frac{A}{A-A} \quad (17)$$

因此, 当大多数土地用于生产时, 对购置性投入的依赖性较大。如果将更多土地用于农业生产活动, 就需要购买更多的投入来补偿丧失了的生态系统服务。作为生态保护政策, 如果土地不用于生产, 而被保护起来用于提供生态系统服务, 情形如何? 如果开始考虑的是对购置性投入的过分依赖, 那么生态系统服务对购置性投入技术替代的边际率将会很高, 即购置性投入会大幅缩减。

用于生产的土地利用发生变化后, 为使利润最大化 ($\partial q/\partial x=r$), 则:

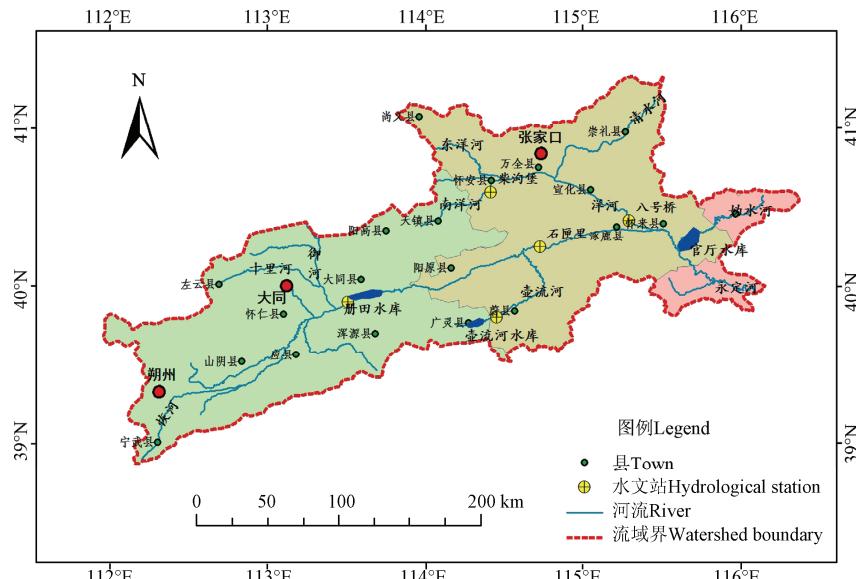


图1 永定河流域概况
Fig.1 Location of Yongding River basin

4.2 数据测算

本文以2007年TM(thematic mapper)、ETM+(enhanced thematic mapper plus)遥感影像为数据源, 在对遥感影像进行几何校正、影像拼接等预处理基础上, 利用分层分类法进行土地利用类型分类提取^[18]。研究中采用野外调查和目视解译相结合方法, 选取典型区域进行遥感解译精度评价, 精度为82.4%。对提取结果进行统计分析: 耕地面积约为683 469 hm², 仅占流域总面积的18.4%; 草地面积1 115 800 hm², 在防治水土流失、调节局地气候、防风固沙方面发挥着重要作用; 森林面积约728 600 hm²。永定河上游流域土地利用情况见表1。

$$\frac{dq/q}{dA/A} = \frac{r \cdot x}{q} \frac{A}{A-A} \quad (18)$$

如果当前流域农业生产较大程度依赖购置性投入, 则容易出现产量大幅削减的情景。

4 永定河流域耕作方式程式化描述

4.1 流域概况

永定河为海河流域七大水系之一, 地理位置位于112°~117°45'E、39°~41°20'N之间。永定河上源为桑干河和洋河, 分别发源于晋西北和内蒙古高原南缘, 两河均流经官厅水库, 出水库后始名永定河, 至屈家店与北运河汇合, 其水经永定新河由北塘入海。永定河流域地处半干旱半湿润季风气候区, 为寒温带大陆性气候。永定河官厅水库以上流域在行政区划上主要包括内蒙古自治区、山西省、河北省、北京市4地, 共有32个市/区/县。本文以官厅水库上游流域作为典型区, 行政区域涉及到山西省大同市、朔州市与河北省张家口市。典型区位于永定河的上游, 区内农业生产较为发达, 是流域水生态主要的影响区和污染物的主要产生区, 对流域整体的水生态具有重要的影响。典型区概况见图1。

表1 永定河流域上游土地利用情况

Table 1 Land use status in upstream Yongding River basin

土地利用类型 Land use type	面积 Area/hm ²
农田 Farmland	683 469
森林 Forest	728 600
草地 Grassland	1 115 800
其他 Others	1 178 331
总计 Total	3 706 200

注: 森林包括针叶林、阔叶林、混交林灌丛; 草地包括草原草地、荒漠草地、高寒草地与灌丛草地; 其他主要包括建筑物、饲养场、池塘与道路等。

Note: Forest includes coniferous forest, broad-leaved forest and mixed forest thickets; grass includes prairie grassland, desert grassland, alpine grassland and shrub grassland; others mainly include structures, feedlots, ponds and roads.

4.2.1 农业生产价值估算

农产品价值计算过程中选取能反映永定河流域上游土地价值的农产品、成材林、湿地物质产品价值进行分析^[19]。考虑流域土地农产品生产价值数据获取的难易程度和可靠性，在对产品市场价值可度量性进行分析的基础上采用产品价值的简易测算方法进行计算。

1) 耕地农产品价值

流域内耕地作为受人类活动影响较大的非天然生态系统，其单位面积农作物的生态服务价值可以利用市场价值法进行计算。当前，主要结合单位面积上的生物量与当量因子确定耕地的生态服务价值。结合《中国农业年鉴 2007》中农作物的分区概况，以山西、河北省重点农作物的统计分类数据为基础，选择小麦、玉米、大豆、薯类（主要是红薯和马铃薯）、棉花、花生、蔬菜、瓜果作为研究对象，进行分布面积及相关参变量的阐述^[20]。计算过程中，单位产量为根据各地统计数据，在考虑作物种植面积和产量归总的基础上，经过与全国同类型地区平均产量进行比较，通过修正后给出。为避免数据上的出入，本文取区间的底限作为参考数据，具体情况见表 2。通过数据计算，典型区农产品价值为 200.2 亿元。

表 2 永定河流域农业种植基本参数
Table 2 Agricultural basic parameters in upstream Yongding River basin

作物 Crop	种植面积 Plant area/ hm^2	单位产量 Yield/ $(\text{t}\cdot\text{hm}^{-2})$	单价 Price/ $(\text{yuan}\cdot\text{t}^{-1})$	农产品价值 Farm production value/ (10^8 yuan)
小麦 Wheat	208 663	5.62	1 302	15.3
玉米 Corn	246 732	7.50	1 282	23.7
大豆 Soybean	15 925	3.37	3 060	1.6
薯类 Potatoes	21 803	15.00	1 279	4.2
棉花 Cotton	57 480	1.43	11 135	9.2
花生 Peanut	33 080	3.75	11 900	14.8
蔬菜 Vegetables	90 901	75.00	1 722	117.4
瓜果 Melon and fruit	8 885	75.00	2 110	14.1
合计 Total	683 469			200.2

2) 成材林经济价值

成材林（经济林）在维持流域水生态功能稳定方面发挥着重要作用。本文结合流域植被类型及主要利用方式，计算基于木材的蓄积面积与市场价值乘积的流域林产品综合价值：

$$V_{forest} = 10^{-4} \cdot Q \cdot p \cdot a \cdot b \cdot c \quad (19)$$

式中： V_{forest} 为林产品价值，万元； Q 为森林面积， km^2 ； p 为流域平均木材价格，元/ m^3 ； a 为森林综合出材率； b 为林木的择伐强度； c 为单位面积的木材蓄积量， m^3/hm^2 。

2007 年，永定河流域的林木总面积为 728.6 km^2 ，木材的平均价格 625 元/ m^3 ，林木综合出材率为 50%，林木择伐强度取 36%，单位面积的木材蓄积量 149 m^3/hm^2 。综合分析，流域土地林产品价值为 12.2 亿元。

3) 湿地物质生产价值

土地利用中的滩涂湿地可以发展渔业、水产养殖业、农业种植等产业，其价值评估一般采用直接价值评估法。

但由于流域湿地多为自然保护区，其人工生产价值较低；湿地植被多为天然植被，以发挥生态服务价值为主，市场价值较低，且难以进行开发；流域蓄水面积较小，并且水产养殖密度较低。因此，本文不进行流域湿地物质产品生产价值的计算。

经过综合分析，永定河上游流域土地农业生产价值为 212.40 亿元。

4.2.2 农业生产成本估算

1) 农业生产成本

本文依据生态系统经济价值与能值间的对应关系，计算典型区由于环境保护投入、受益生态服务能值对应的农业生产成本。永定河流域农业生产投入和环境受益的能值定价情况参考文献[19]。笔者在对永定河流域农业生产过程物资和劳动力投入进行系统分析的基础上，结合能值计算过程中对不同分类能值流的确定，提出农业生产过程中的主要投入包括水土流失治理、物资、劳动力的投入。在对典型区投入产出成本进行归类合并的基础上，计算 2007 年永定河流域农业生态系统成本投入。

（1）水土保持成本

相关文献表明^[21]，永定河流域单位面积土壤损失量为 15 000 kg/hm^2 。同时，典型区的土壤以褐土为主，有机质在土壤中的含量为 0.022 kg/hm^2 。经过计算，单位质量土壤中含有的能量为 $2.26 \times 10^7 \text{ J/kg}$ ，土壤流失造成的能力损失为 $7.46 \times 10^9 \text{ J}/\text{hm}^2$ 。水土流失能值的换算单位为 $1.24 \times 10^5 \text{ sej/J}$ ，因此，总能值为 $9.25 \times 10^{14} \text{ sej}/\text{hm}^2$ 。依据能值定价为 594.53 元/ hm^2 ，确定典型区水土保持价值总量为 4.06 亿元^[22-23]。

（2）物质投入成本

① 材料折旧

农业生产过程中实体工具逐渐被耗损，由此造成工具本身使用价值的下降。农业生产工具具有多样化，同时使用年限具有差异，为不失一般性，本文借助 Coelho 等^[24]的研究成果，将典型区农业生产材料折旧的能值定价定为 925 元/ hm^2 。

② 燃油

典型区用于农业生产各项活动的燃油消耗为 $1.15 \times 10^7 \text{ L}$ ，燃油密度取 0.75 kg/L ，完全燃烧产生的能量为 4 184 kJ/kg 。依据参考文献[19]的研究成果，燃油总能值为 $2.90 \times 10^{13} \text{ sej}/\text{hm}^2$ 。借鉴文献[22-23]中的数据计算得出能值定价为 18.64 元/ hm^2 。因此，流域农业生产效率较低，机械化利用水平不高，主要以人力资源为主。

③ 电力

当前永定河上游流域土地生产农业灌溉用水主要用柴油机抽取。因此，暂不考虑电力在农业物质生产过程中的投入成本。

④ 物质

物质的能量主要来自农业生产过程中地面辅助设施的成本折现。借鉴地区农业统计年鉴的数据，典型区土地生产的物质能量为 4 300 元/ hm^2 。

(3) 服务成本

① 劳动力

随着经济社会发展，农业高效、精准管理成为实现农业生态可持续的关键。因农业生产投入的人力、时间较多，同时创造的价值偏低，在对典型区农业产量、农产品价值进行综合研究的基础上，折现流域农业生产人力能量为 3 900 元/hm²。

② 管护

由于典型区农业机械化水平偏低，农业生产的管护人员较少、费用偏低。农业的管护费用主要用于农田小

型水利设施、田间道路的维护。本文将土地的管护投入定为 76 元/hm²。

③ 服务

永定河上游流域的农业缺少现代技术装备，同时景致过于单调，作为旅游景观对外开放的可能性较小，因此，本文农业生产的服务投入成本取为 10 元/hm²。

借助流域土地单位面积能值定价，计算水土保持、物质投入、服务投入的价值总量，依据成本投入和获得价值间的等量换算，间接获得永定河流域农业生产投入值。永定河上游流域农业生产成本投入为 137.88 亿元，见表 3。

表 3 永定河上游流域农业生产投入情况

Table 3 Agricultural production inputs in upstream Yongding River basin

分类 Classification	明细 Detail	能值 Energy/(sej·hm ⁻²)	能值定价 Energy pricing/(yuan·hm ⁻²)	价值总量 Value/(10 ⁸ yuan)	成本投入 Cost/(10 ⁸ yuan)
水土保持	土壤流失	9.25×10 ¹⁴	594.53	4.06	4.06
	折旧	3.05×10 ¹⁵	1 960.34	13.4	13.40
	燃油	2.90×10 ¹³	18.64	0.13	0.13
物质投入	物质	1.42×10 ¹⁶	9 126.83	62.38	62.38
	劳动力	1.29×10 ¹⁶	8 291.28	56.67	56.67
	服务投入	2.51×10 ¹⁴	161.33	1.1	1.10
	管护	3.30×10 ¹³	21.21	0.14	0.14
	服务				
	合计			137.88	137.88

注：表中数据引自文献[19]。

Note: Data in table come from reference [19].

2) 附属物品维护费用

水域作为土地上重要的形态表现，除提供直接的供水价值外，还间接地提供渔业产品和水电等功能。为了维护农业生态系统的完整性，除对农业生产过程进行例行投入外，还需根据永定河流域农业生产实际情况对附属产品维护费用进行补偿。流域土地生产过程中附属产品的维持费用主要包括渔业生产、水力发电成本投入。结合流域物质产品生产实际情况，永定河上游流域附属物品维护费用为 115.5 万元，其中包括流域渔业生产成本维护费用为 82.5 万元，主要用于册田、官厅水库的鱼苗购置和管护费用；官厅水库水力发电成本维护 33 万元^[25]。

综上所述，永定河上游流域土地生产总成本为 137.88 亿元，土地附属物品（水力发电、渔业）的维护费用为 115.5 万元（等同土地“修缮款”），除掉土地成本支付款项后的土地生产支出为 137.87 亿元。

永定河流域上游近年来逐渐采用生态系统保护的耕作方式，随着流域生态保护修复措施的进一步实施，农业生产者将自己的大片土地退还为森林，而不是用于耕种，并且依赖这片森林的养分提供、储水、防止气候灾害、控制害虫等生态服务功能。本文借助生产函数的具体形式揭示流域农业生态系统潜在价值的重要性。

4.3 应用分析

采用式(18)中的数目导出土地产量(关于用于生产的土地)的弹性，得到：

$$\frac{dq/q}{dA/A} = \frac{\text{扣除支付额的土地生产成本}}{\text{土地农业生产价值}} \times \frac{\text{扣除林地的土地总面积}}{\text{林地总面积}}$$

$$= \frac{137.87 \times 10^8 \text{ 元}}{212.40 \times 10^8 \text{ 元}} \times \frac{2 977 600 \text{ hm}^2}{728 600 \text{ hm}^2} = 2.7$$

依据上述计算，永定河流域为实现以利润最大化为目的的土地分配，将目前耕种或使用土地的 1% 用作非生产的生态用地，以便使其提供更多的生态系统服务，而流域的农作物产量将缩减 2.7%。从永定河流域植被的生态价值分析，森林是流域生态服务价值的主要提供者，因此，将退耕土地减少粮食产量与林地带来的生态价值增加量作为利益减损与增加的表征符合实际，研究成果具有代表性和可靠性。

本文使用简单的合计数据(因数据分散且难以收集，研究中的个别数据采用二次处理后的理想值数据，参见文献[25-26])进行校验的模型表明农业产量的减少与生态价值功效增加间存在内在联系，因此，现实研究中忽略此对应关系的影响不可小觑。永定河流域上游基本上是农村地区，流域划分为农田的区域不到全部面积的一半。如同其他地方一样，流域减少现有农场的生产活动可能导致将农耕扩展到新的土地上，但这种“下跌”的影响尚没有系统的研究成果。因此，在更加了解农业生态系统服务价值的广泛效应之前，应对依赖这种做法所带来的裨益持谨慎态度^[27]。本文的研究结果为京津冀一体化协同发展流域土地结构调整提供技术支撑，并为实现永定河流域生态、经济功效最大化下土地资源合理分配比例的确定提供粗略测算依据。

5 结论与讨论

本文提出了针对农业生态价值变化与农田增减之间“下跌”影响的担忧：在一个流域中某区域依赖生态系统

服务的倾向会加大其他地区更加集约化利用土地的压力。①研究中依据自然生态系统提供的服务是生产过程中购置性投入的替代品的假设，并且假定生产者在土地利用方面以利润接近最大化为决策目标，则对生态系统服务更大依赖将导致农田产量削减。②区域内农业种植产量的减少将导致农产品价格上涨，诱发其他地区生产者增加农业生产投入，扩大耕种面积，也在一定程度上削弱其他地区农业生产者在生产中效仿该功效（依赖生态系统服务）的动力。③永定河流域上游地区多为山区，农业较为发达，农业生产成本不高，经测算流域每增加1%的生态系统服务用地，农作物产量将缩减2.7%。

本文虽能对农业生态价值“下跌”影响给出定量的模型分析，但主要采用微级的视角进行典型区量化研究。如果农业生产者在生产中对生态系统服务的依赖性较强，本文的研究对生态保护政策影响如何，该问题完全超越本文有限模型的考虑范围。针对该问题在后续研究中将进行进一步探讨。扩大对生态系统服务的依赖会在一些地方保留更多的土地，但加大对生态系统服务的依赖是否会有助于推动更多的生态保护目标尚不完全清晰，因此，在考虑生态系统服务这一方式对生态保护政策的意义时，应重视生态系统服务价值的盲目增加与现有的服务开发数量减少间的矛盾与对应关系。

[参考文献]

- [1] 刘艳红, 黄硕琳, 陈锦辉. 以生态系统为基础的国际河流流域的管理制度[J]. 水产学报, 2008, 32(1): 125—130.
Liu Yanhong, Huang Shuolin, Chen Jinhui. Study on the ecosystem-based management for the international river basin[J]. Journal of Fisheries of China, 2008, 32(1): 125—130. (in Chinese with English abstract)
- [2] 何萍, 孟伟, 王家骥, 等. 流域、生态区和景观构架及其在海河流域生态评价中的应用[J]. 环境科学研究, 2009, 22(12): 1366—1370.
He Ping, Meng Wei, Wang Jiaji, et al. Watershed, ecoregion and landscape frameworks and their integrated application in ecological assessment of the Hai River basin[J]. Research of Environmental Sciences, 2009, 22(12): 1366—1370. (in Chinese with English abstract)
- [3] 孙能利, 巩前文, 张俊彪. 山东省农业生态价值测算及其贡献[J]. 中国人口·资源与环境, 2011, 21(7): 128—132.
Sun Nengli, Gong Qianwen, Zhang Junbiao. Calculation of the value of agro-ecosystems in Shandong Province[J]. China Population, Resources and Environment, 2011, 21(7): 128—132. (in Chinese with English abstract)
- [4] Pearce D. Paradoxes in biodiversity conservation[J]. World Economics, 2005, 6(3): 57—69.
- [5] Ricketts T H, Daily G C, Ehrlich P R, et al. Economic value of tropical forest to coffee production[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2004, 101(34): 12579—12582.
- [6] Costanza R, Octavio P M, Martinez M L, et al. The value of coastal wetlands for hurricane protection[J]. Ambio, 2008, 37(4): 241—248.
- [7] Stratus Consulting Incorporated. A triple bottom line assessment of traditional and green infrastructure options for controlling CSO events in Philadelphia's watersheds[R]. 2009.
- [8] Simpson R D. Ecosystem services as substitute inputs: Basic results and important implications for conservation policy[J]. Ecological Economics, 2014, 98: 102—108.
- [9] Power A G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies[J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 2010, 365(1554): 2959—2971.
- [10] Daily G C. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems[M]. Island Press, Washington, 1997.
- [11] Pollan M. The Omnivore's dilemma: A natural history of four meals[M]. Penguin, New York, 2006.
- [12] Heberling M T, Garcia J H, Thurston H W. Does encouraging the use of wetlands in water quality trading programs make economic sense?[J]. Ecological Economics, 2010, 69(10): 1988—1994.
- [13] Mayer P M, Reynolds S K J, McCutchen M D, et al. Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(4): 1172—1180.
- [14] Wossink A, Swinton S M. Jointness in production and farmers' willingness to supply non-marketed ecosystem services [J]. Ecological Economics, 2007, 64: 297—304.
- [15] Abler D. Multifunctionality, agricultural policy, and environmental policy [J]. Journal of Agricultural and Resource Economics, 2004, 33: 8—17.
- [16] Wu Junjie. Slippage effects of the conservation reserve programs[J]. American Journal of Agricultural Economics, 2000, 82(2): 979—992.
- [17] Vincent J R, Binkley C S. Efficient multiple-use forestry may require land-use specialization[J]. Land Economics, 1993, 69(4): 370—376.
- [18] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 价值转换方法在中国生态服务评估中的应用和发展[J]. 资源与生态学报, 2010, 1(1): 51—59.
Xie Gaodi, Zhen Lin, Lu Chunxia, et al. Applying value transfer method for eco-service valuation in China[J]. Journal of Resources and Ecology, 2010, 1(1): 51—59. (in Chinese with English abstract)
- [19] 付意成, 高婷, 闫丽娟, 等. 基于能值分析的永定河流域农业生态补偿标准[J]. 农业工程学报, 2013, 29(1): 209—217.
Fu Yicheng, Gao Ting, Yan Lijuan, et al. Agro-ecological compensation standard based on emergy analysis in Yongding River basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2013, 29(1): 209—217. (in Chinese with English abstract)
- [20] 付意成, 吴文强, 阮本清. 永定河流域水量分配生态补偿标准研究[J]. 水利学报, 2014, 45(2): 142—149.
Fu Yicheng, Wu Wenqiang, Ruan Benqing. Discussion on eco-compensation standard of water quantity in Yongding River watershed[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2014, 45(2): 142—149. (in Chinese with English abstract)
- [21] 胡春宏, 王延贵. 官厅水库流域水沙优化配置与综合治理措施研究 I—水库泥沙淤积与流域水沙综合治理方略[J]. 泥沙研究, 2004, (2): 19—26.
Hu Chunhong, Wang Yangui. Study on water-sediment optimum allocation in upstream basin and comprehensive measures of sediment control in Guanting reservoir I: Reservoir sedimentation and general plan of water and sediment control[J]. Journal of Sediment Research, 2004, (2): 19—26. (in Chinese with English abstract)
- [22] Agostinho F, Pereira L. Support area as an indicator of environmental load: Comparison between Embodied Energy, Ecological Footprint, and Emergy Accounting methods[J]. Ecological Indicators, 2013, 24: 494—503.
- [23] Franzese P P, Rydberg T, Russo G F, et al. Sustainable biomass production: a comparison between gross energy requirement and emergy synthesis methods[J]. Ecological Indicators, 2009, 9: 959—970.
- [24] Coelho O, Ortega E, Comar V. Balanco de Emergia do Brasil[C]//

- Engenharia Ecológica e Agricultura Sustentável (Ecological Engineering and Sustainable Agriculture). Enrique Ortega, 2003.
- [25] 付意成, 阮本清, 张春玲. 永定河流域生态补偿标准测算[J]. 中国水利水电科学研究院学报, 2011, 9(4): 283—291.
Fu Yicheng, Ruan Benqing, Zhang Chunling. Research on the ecological compensation standard of Yongding River Basin[J]. Journal of China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2011, 9(4): 283—291. (in Chinese with English abstract)
- [26] 付意成, 阮本清, 许凤冉. 永定河流域农业土壤氮磷损失的计算及分析[J]. 农业工程学报, 2012, 28(16): 133—139.
Fu Yicheng, Ruan Benqing, Xu Feng-ran. Calculation and analysis of agricultural soil nitrogen and phosphorus loss in Yongding River Basin[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(16): 133—139. (in Chinese with English abstract)
- [27] Farley J, Costanza R. Payments for ecosystem services: From local to global[J]. Ecological Economics, 2010, 69(11): 2060—2068.

Agro-ecosystem value connotation based on watershed land use

Fu Yicheng, Du Xia*, Peng Wenqi, Dong Fei

(The Department of Water Environment, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China)

Abstract: The service value of agro-ecosystem is closely related with other product production. The ecosystem can provide service value, which is usually considered as the substitute of purchasing input, in order to benefit the cost reduction. There is dynamic equilibrium between agricultural ecosystem protection and grain output increase, and they have the "falling" relation. In order to maximize profits at the level of land utilization, higher dependence of agricultural producers on ecosystem service will reduce farmland output. In this paper, the production function model of agricultural ecosystem is built so as to reasonably determine the alternative conditions and output results, and quantitative research of allocation proportion between the land reserved and the land providing ecosystem service is conducted. Taking the upstream of Yongding River basin as the study region, the calculation is conducted by means of the elasticity in land yield for production. If the land providing the ecosystem service in the river basin is increased by 1%, the corresponding crop output will be reduced by 2.7%. The quantitative analysis model is given from the micro-level perspective of the "falling" influence of agricultural ecological value, but the research in the influence on environmental protection policies in production shall be strengthened. While there are certainly instances that the interests of agro-ecosystem production and conservation may be aligned, such "win-win" outcomes are typically limited to a certain range of the production vs. conservation space. As literature analysis, some other authors have noted that the characteristic of the interaction between natural and purchased inputs may have important implications for agro-ecosystem conservation policy. The ecosystem services' value often rests on "natural" inputs; when the price of purchased inputs goes up, more land will be conserved to provide ecosystem services. In agro-ecosystems, the changes in the land for planting may also have a dynamic feedback effect on the incentive prices, and the agriculture incentives influence the ecosystem services through motivating the changes in land use and management. Co-benefits and trade-offs can occur over multiple spatial and temporal scales. A typical "falling" in agro-ecosystems is the function of supporting, regulating, habitat and cultural services provided by natural ecosystems, which are substituted for food, fiber and livestock products. This reduction in output will be translated into an increase in agricultural products' prices, as well as greater pressure to produce in other places, as a result, reducing the incentives for other producers to rely more heavily on the ecosystem services in production. At present, the incentives such as payments for ecosystem services are increasingly used to rebalance the supply of non-marketed services. Agro-ecological compensation can eliminate the negative impact of current agricultural production and guarantee the smooth environment-friendly agricultural production. Ecological values are largely influenced by the spatial and temporal dynamic variations and the accurate calculation of input costs and agricultural output remains a challenge. Competitive land utilization and the wide application of pesticides and chemical fertilizers can affect stable and efficient agricultural production, reduce the protein content of crops, and increase the probability of food pollution. Therefore, these magnitudes are so important argues for giving agro-ecosystem protection policy when considering the implications of an ecosystem service approach in future.

Key words: agriculture; ecosystem; land use; value; function model; falling