中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture
中文核心期刊
中国科技核心期刊
中国精品科技期刊
百种中国杰出学术期刊
中国科学引文数据库源刊

生态补偿标准对农户生产行为的影响——以云南省红河县哈尼稻作梯田为例

刘某承，白云霄，杨伦，焦雯珺

引用本文:
刘某承, 白云霄, 杨伦, 等. 生态补偿标准对农户生产行为的影响——以云南省红河县哈尼稻作梯田为例[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(9): 1339−1349.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.200239

(向下翻页，阅读全文)

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

转换灌溉方式对农户种植决策和经济的影响 ——以河北省张北县为例

Effect of irrigation method on farmers' planting decision and the economy: A case in Zhangbei County, Hebei Province

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(8): 1293−1300 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.180796

基于果农受偿意愿的绿肥种植生态补偿标准探讨

Discussion on the ecological compensation standard of green manure planting based on the willingness of fruit farmers to accept

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(3): 448−457 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.190645

水稻优生区农户资本禀赋对其耕地保护决策行为的影响——基于双栏模型的实证研究

Effect of capital endowment on farmers' decision−making in protecting cultivated land in a rice−growing area: An empirical study based on a double−hurdle model

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(6): 959−970 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.190034

构建粮食主产区耕地保护经济补偿机制的关键问题 ——基于河南滑县473份农户调研数据

Key issues of economic compensation system for cultivated land protection in main grain−producing areas based on a survey of 473 farmers

中国生态农业学报. 2018, 26(1): 146−155 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.170315

杂交水稻与传统水稻生产的综合效益比较——以云南省师宗县黑尔壮族社区为例

Comparison of comprehensive benefits of traditional and hybrid rices— A case study of Hei'er Zhuang Nationality Village in Shizong County, Yunnan Province

中国生态农业学报. 2018, 26(4): 627−632 https://doi.org/10.13930/j.cnki.cjea.170731

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.200239

刘某承, 白云霄, 杨伦, 焦雯珺. 生态补偿标准对农户生产行为的影响——以云南省红河县哈尼稻作梯田为例[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(9): 1339−1349
LIU M C, BAI Y X, YANG L, JIAO W J. Impacts of eco-compensation on the farmers' production behavior of Hani Rice Terraces in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2020, 28(9): 1339−1349

生态补偿标准对农户生产行为的影响*

——以云南省红河县哈尼稻作梯田为例

刘某承[1], 白云霄[1,2], 杨 伦[1], 焦雯珺[1]

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所 北京 100101; 2. 中国科学院大学 北京 100049)

摘 要: 设计和制定针对农田面源污染的生态补偿机制, 可以有效促进农田环境治理与保护。但补偿政策的效果如何, 取决于农户对政策的接受程度、响应情况和实施力度。为研究不同的生态补偿标准对优化农户生产行为的影响, 本文以中国云南省哈尼稻作梯田为例, 将农户分为高、低海拔两个小组, 建立农户多目标生产决策模型, 通过设定不同补偿标准, 对农户生产行为进行预测, 分析了不同补偿标准对农户种植决策和福利的影响。结果表明, 生态补偿激发了农户的农业生产热情, 农户倾向选择更为复杂但收益更高的种植结构。随着生态补偿标准的提高, 农户的种植决策对标准的敏感性逐渐降低; 同时高海拔组对标准的敏感性高于低海拔组, 其种植结构变化的幅度也明显高于低海拔组, 其化肥农药投入强度的削减幅度大于低海拔组。当生态补偿标准达到 3 000 元·hm^{-2} 时, 水稻、玉米、套种大豆、套种玉米的面积比分别为 60%、4%、18%、18%, 化肥农药分别减少 37%、49%、37%、44%。生态补偿标准通过改变农户的种植决策和化学品投入, 最终对农户的收入产生影响: 高海拔组, 随补偿标准的提高, 农户总收益先降后升, 当补偿标准为 1 650 元·hm^{-2} 时, 收益到达拐点; 当生态补偿标准超过 1 650 元·hm^{-2} 时, 不仅能达到农户减施化肥农药的效果, 也能保障农户的收益。但低海拔组, 随补偿标准的提高, 水稻、单作玉米、玉米套种大豆的总收益持续下降, 农药化肥减施对总收益的影响较大, 农户对生态补偿的响应也较低。总之, 生态补偿对农户生产行为有明显影响, 且此影响与生产环境相关。

关键词: 生态补偿; 农户行为; 种植决策; 化肥农药减施; 全球重要农业文化遗产; 哈尼稻作梯田

中图分类号: F062.2 开放科学码(资源服务)标识码(OSID):

Impacts of eco-compensation on the farmers' production behavior of Hani Rice Terraces in China*

LIU Moucheng[1], BAI Yunxiao[1,2], YANG Lun[1], JIAO Wenjun[1]

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;
2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Designing and formulating an ecological compensation mechanism for farmland non-point source pollution can effectively promote the environmental management and protection of farmland. However, the efficacy of compensation policies depends on the levels of acceptance, response, and implementation of such policies by farmers. In order to study the influence of different ecological compensation standards on the optimization of farmers' production behavior, we examined the

* 农业农村部国际交流合作项目(12200020)资助
刘某承, 主要研究方向为生态经济与农业生态。E-mail: liumc@igsnrr.ac.cn
收稿日期: 2020-03-31 接受日期: 2020-05-27

* This study was supported by the International Cooperation Project of Ministry of Agriculture and Rural Affairs of the People's Republic of China (12200020).
Corresponding author, LIU Moucheng, E-mail: liumc@igsnrr.ac.cn
Received Mar. 31, 2020; accepted May 27, 2020

case of the Hani Rice Terraces in Yunnan Province, China. We divided the farmers into two groups who cultivate at high and low altitudes respectively, and built a multi-objective production decision model based on the multi-objective utility model. By increasing the compensation amount in the profit function and setting different compensation standards, we simulated the production behavior of farmers in two groups under different compensation standards and analyzed the impact of different compensation standards on farmers' planting decisions and welfare. The results showed that although the policy of ecological compensation was aimed at reducing the use of fertilizers and pesticides, the additional income thus generated had stimulated farmers' enthusiasm for agricultural production. Driven by the pursuit of economic benefits, farmers invested more in terms of labor, tended to adopt more complex but higher-yielding planting structures. With an increase in the ecological compensation standard, the sensitivity of farmers' planting decision to the standard gradually decreased. In this regard, however, the high-altitude group was found to be more sensitive to the standard than the low-altitude group, and their planting structure changed to a significantly greater extent than that of the the low-altitude group. Furthermore, the intensity of fertilizer and pesticide input of the high-altitude group decreased to a greater extent than that of the low-altitude group. When the ecological compensation rate reached 3 000 ¥·hm^{-2}, the area ratios of rice, maize, intercopped soybean, and intercropped maize were 60%, 4%, 18%, and 18%, respectively; and fertilizer and pesticide usage was reduced by 37%, 49%, 37%, and 44%, respectively. Ecological compensation standards ultimately impacted farmers' incomes by changing their cropping decisions and chemical inputs. In the high-altitude group, the total benefits of farmers initially decreased but subsequently increased with an increase in the compensation rate. When the ecological compensation rate was 1 650 ¥·hm^{-2}, the benefits reached an inflection point. When the rate exceeded 1 650 ¥·hm^{-2}, not only did the farmers reduce the use of chemical fertilizers and pesticides, they also got a relative higher income. However, for the low-altitude group, the total yields of rice, maize monoculture, and maize intercropped with soybean continued to decline, and the reduction in pesticide and fertilizer application had a more pronounced impact on the total yields. Moreover, the response of farmers in this group to ecological compensation was also less positive. In this study, we demonstrated that agro-ecological compensation policies aimed at limiting chemical inputs would incentivize farmers to change their cropping decisions to compensate for the losses caused by a reduction in chemical inputs. Despite such reductions, changes in cropping patterns gave rise to uncertainty regarding total chemical inputs and farm household welfare. The results of this study accordingly highlight the importance of paying attention to changes in farmers' behavior in different environment during the implementation of ecological compensation policies. Ecological compensation has a significant effect on farmers' production behavior, and this effect is related to the production environment.

Keywords: Eco-compensation; Farmer behavior; Planting decision; Reduction of chemical fertilizer and pesticides; Globally Important Agricultural Heritage Systems (GIAHS); Hani Rice Terraces

农业是国民经济和社会发展的基础。世界各民族在漫长的历史长河中, 立足于禀赋各异的自然条件, 在人与自然的协同进化和动态适应下, 用勤劳与智慧创造出种类繁多、特色鲜明、经济与生态价值高度统一的土地利用系统——农业文化遗产。20世纪中期以来, 世界农业取得了显著的成就。但由于自然和社会的变迁, 在短浅的实用主义的支配下, 农业发展面临着越发沉重的资源环境压力和污染防控挑战[1], 一些重要农业文化遗产正面临着被破坏、被遗忘、被抛弃的危险。为解决这些问题, 2002 年联合国粮农组织(FAO)提出了"全球重要农业文化遗产(Globally Important Agricultural Heritage Systems, GIAHS)"的概念, 旨在保护悠久的文化传统和长期的实践经验及其有关的景观、生物多样性、知识和文化体系[2]。

当然, 切实解决农业发展中面临的环境污染等突出问题, 除了学习传统的天人合一的生产理念与技术、重视科技创新, 农业支持政策体系也应做出适当的调整[3]。农田面源污染属于外部性问题, 理论上讲, 可以采取政府管制、征税/费、补贴的方式解决[4-5]。但是农田面源污染具有广域性、分散性、随机性、隐蔽性等特征[6-7], 监测困难, 农户主动治理的可能性很小。农户收入较低, 承担污染税或排污费的能力较弱, 同时农户采用资源节约型和环保型农业技术需要投入成本或面临较大的收益风险[8-9]。这使得设计和制定针对农田面源污染的生态补偿机制十分必要[10], 它有利于鼓励农户转变农业生产方式, 有效促进农田环境治理与保护[11]。

确定科学的补偿标准是实现合理补偿的前提, 是健全生态补偿制度的关键和难点[12-13]。目前农田生态补偿标准的研究多集中在标准的测算方面, 包括: 1)按农户的投入成本计算。农户为了保护生态环境采用环境友好型的生产方式, 或投入人力、物力和财力, 或降低农田生产的投入产出比, 甚至损失

一部分经济收入[14-16]。2)按农户的受偿意愿计算。农户作为农业生产的主体, 其行为具有相当的主观性, 同时, 意愿调查获得的数据也能够反映农户自主提供优质生态系统服务的成本[17-18]。3)按产生的生态效益计算, 这是目前使用较多的方法[19-20]。

然而, 农业生产是一项主观性很强的行为, 控制农田面源污染的补偿政策的效果如何, 取决于农户对补偿政策的接受程度、响应情况和实施力度[21-22]。尤其是中国农业生产的主体是小农户, 其行为是复杂而多样的[23-25]。以减少农药化肥施用为目的的生态补偿是否会对农户的生产决策产生影响, 进而影响生态补偿的效果? 目前关于农田生态补偿标准的研究只聚焦于标准的测算, 相应的政策建议也往往局限于生态补偿政策的设计, 缺乏从农田面源污染经济学和社会视角角度的优化农户生产行为的研究, 并不能回答这个问题。

为了研究不同的生态补偿标准对农户种植结构、化肥农药使用量和农户收入的影响, 本文以全球重要农业文化遗产——云南哈尼稻作梯田为例, 构建农户多目标生产决策模型, 对生态补偿政策进行政策分析和情景模拟。通过设定不同的补偿标准, 对农户生产行为进行预测, 分析补偿标准对农户种植决策和福利的影响, 从而为农业文化遗产地以控制面源污染为目标的生态补偿政策的制定、实施和评估提供理论基础, 也能够为农业文化遗产地可持续发展和乡村振兴提供政策参考。

1　研究方法和数据来源

1.1　构建农户多目标生产决策模型

农户生产决策模型通过设定农户效用函数和生产约束条件、模拟农户最优化的生产决策过程、分析政策对农户生产决策的影响, 达到预测农户决策行为的目的[26]。

1.1.1　前提假设

本文以哈尼稻作梯田的种植业生产为例, 具体有如下假设:

假设一: 土地规模报酬不变。目前, 中国农村基本以家庭经营的小农生产方式为主, 哈尼稻作梯田尤其如此, 人均耕地占有量差异较小, 且地块面积差异也不大。因此本文假设土地规模报酬不变, 即地块面积的大小不影响单产。

假设二: 农户是市场价格的接受者。即, 每个农户面临的市场是完全竞争的, 农户是市场价格(包括投入品价格和产出品价格)的接受者。

1.1.2　决策变量

农户的种植决策变量包括每种作物的种植面积和单位面积作物的投入情况。

首先, 研究地区的主要种植作物为水稻(*Oryza sativa*)、玉米(*Zea mays*)和大豆(*Glycine max*), 3 种作物种植面积占总面积 82%。其中玉米的种植既有与大豆套种, 也有单种的情况; 而大豆仅与玉米套种, 没有单作。因此, 将种植面积记为 a_i(i=1, 2, 3, 4), 分别为单作水稻、单作玉米、套种大豆及套种玉米的面积。由于大豆与玉米套作, 故套种大豆与套种玉米的面积相同, 即 a_3=a_4。

此外, 投入品包括劳动力和资金, 资金投入分为购买化学品(化肥、除草剂、杀虫剂等可变成本)的资金和购买其他生产资料(种子、农具等)的资金(购买资金)。单位面积投入量记为 x_{ij}(j=1, 2, 3), 分别表示劳动力、农药化肥资金和其他生产资料资金。

1.1.3　目标函数

本文设定农户种植决策的目标包括最大化利润、最小化风险和最大化粮食自留。

1)最大化毛利润。农户首先考虑的是利润目标, 利润函数表示为:

$$f_1=\sum\nolimits_i a_i\times\left\{p_i\times\left[y_i(\overline{x}_i)-s_i\right]-\sum\nolimits_j(p_{x_j}\times x_{ij})+E_0\times\left(x^0_{ij,\,j=\text{chemcap}}-x_{ij,\,j=\text{chemcap}}\right)\Big/x^0_{ij,\,j=\text{chemcap}}\right\} \tag{1}$$

式中: f_1表示毛利润, a_i、p_i和 $y_i(\overline{x}_i)$ 分别为各种作物的种植面积、价格和单产, $\overline{x}_i$ 为作物i的单位面积投入向量, x_{ij}为第i种作物的第j种投入品的单位面积投入量, p_{x_j} 为第j种投入品价格, s_i为单位面积粮食产量中农户自留的重量, E_0为完全不使用农药化肥时的补偿标准, $x^0_{ij,\,j=\text{chemcap}}$ 为采取生态补偿前农户使用的化肥农药投入, $x_{ij,\,j=\text{chemcap}}$ 为得到生态补偿后农户使用的化肥农药投入。

考虑到2019年农业支持保护补贴为1 800元·hm^{-2}, 3项补贴(农作物良种补贴、种粮直接补贴和农资综合补贴)为 1 200 元·hm^{-2}, E_0 的取值范围设定为 0~3 000元·hm^{-2}。

其中, 生产函数 $y_i(\overline{x}_i)$ 采用C-D生产函数形式:

$$y_i(\overline{x}_i)=A_i\times\prod\nolimits_j x_{ij}^{\beta_{ij}} \tag{2}$$

式中: $y_i(\overline{x}_i)$ 为单产, A_i和 β_{ij} 为函数参数。为了简化算法, 取其对数形式:

$$\ln y_i(\overline{x}_i)=A_i+\sum\nolimits_j(\beta_{ij}\times\ln x_{ij}) \tag{3}$$

2)最小化风险。农户种植回避风险的目标如下:

$$f_2=-\sum\nolimits_i\sum\nolimits_{i'}(z_{ii'}\times a_i\times a_{i'}) \tag{4}$$

式中: f_2为风险的衡量指标, Z'_{ii} 为每种作物净利润的方差协方差矩阵中的元素, a_i和 a'_i 为每种作物种植面积的方差协方差矩阵中的元素。由于本研究调查数据是2017年, 该矩阵根据2013—2016年作物净收益计算。

3)最大化粮食自留需求。

$$f_3 = \sum_i (a_i \times s_i) \tag{5}$$

式中: f_3 为粮食自留的衡量指标, a_i 为种植面积, s_i 为自留比例。

综合以上 3 个生产目标, 农户希望最大化利润、最小化风险, 同时有粮食自留需求, 考虑到各目标量纲不一致, 需要先去除各目标值的量纲后再进行加权, 农户多目标效用函数为:

$$U = \frac{w_1 f_1(\cdot)}{f_1^{\text{obs}}} + \frac{w_2 f_2(\cdot)}{f_2^{\text{obs}}} + \frac{w_3 f_3(\cdot)}{f_3^{\text{obs}}} \tag{6}$$

式中: w_k(k=1, 2, 3)代表各目标的权重, 也就是各个目标的相对重要性, 定义 $\sum_k w_k = 1$; f_k^{obs} 为利用实际农户数据计算得出的目标观测值。

其中, 农户的土地面积(AREA)不变, 即:

$$\sum_i a_i \leqslant \text{AREA} \tag{7}$$

同时, 生态补偿的目标是控制农户的化肥农药用量, 因此化肥农药总量是受到限制的。

$$\sum_i (a_i \times x_{ij,\, j=\text{chemicals}}) \leqslant Q \tag{8}$$

式中: Q 为化肥农药限额, 在模型中取值为目前观测到的总化肥农药用量, 即加总各种作物的实际种植面积与单位化肥农药量的乘积。其表达式为:

$$Q = \sum_i (a_i^{\text{obs}} \times x_{ij,\, j=\text{chemcap}}^{\text{obs}}) \tag{9}$$

式中: a_i^{obs} 为利用实际农户数据得出的各种作物种植面积的观测值, $x_{ij,\, j=\text{chemcap}}^{\text{obs}}$ 为利用实际农户数据得出的生态补偿后化肥农药投入的观测值。

1.2 研究区域与数据来源

哈尼稻作梯田系统主要分布在中国云南省红河哈尼族彝族自治州。其以森林-村寨-梯田-水系“四素同构”的农业生态结构, 在生态脆弱、生物多样性丰富的广阔山区创造了延续 1 300 多年、总面积达 54 000 hm^2 的农业可持续发展典范, 入选了全球重要农业文化遗产和世界遗产(列入世界遗产核心区的哈尼稻作梯田为红河哈尼族彝族自治州元阳县的部分地方, 列入全球重要农业文化遗产的哈尼稻作梯田系统包括了红河县、元阳县、绿春县、金平县的十大片区)。然而, 近年来哈尼稻作梯田地区的化肥农药使用量逐年上升, 破坏当地水土环境、造成面源污染的同时, 由于化肥农药的支出, 农业生产并没有对农户的经济收入带来较大的提高[27]。

为定量探讨以控制化肥农药施用量为目的生态补偿政策对农户种植决策和福利的影响, 本文以红河县的甲寅乡和宝华乡为研究区域, 包括咪田、作夫、龙甲、苏红、塔卜、碑赊(新)、碑赊(旧)和安庆 8 个行政村(图 1), 于 2017 年 7—9 月采用面对面采访方式进行问卷调查。各村样本的发放数量以各村的家庭户数所占比例为主要依据, 结合调查中的实际情况做出适当调整, 采用随机群抽样的方法选定样本, 每个随机群样本数量控制在总样本的 1/13 之内。调查问卷共 260 份, 整理后有效问卷 243 份, 占问卷总数的 93.5%。

线性规划方法采用高度加总的数据建立农户生产优化模型。但农户个体的生产决策目标和决策行为因人而异, 由此就产生了加总偏误, 进而导致农户生产决策模型的错误估计。为有效避免加总偏误, 普遍的做法是对农户进行分类处理[28]。哈尼稻作梯田的海拔为 144~2 940 m。在低海拔地区, 农户主要种植杂交水稻和传统品种‘红米’。但由于气候原因, 高海拔地区只能种植传统品种‘红米’。同时, 由于历史原因, 哈尼族普遍分布在低海拔地区, 彝族分布在高海拔地区。因此, 根据文化和自然条件, 海拔高度是影响农户种植品种的最重要因素。此外, 由于彝族和哈尼族在不同高度的聚集和分布, 相同的文化确保了在相同高度分布的生产决策是相似的。

为了降低加总偏误, 根据研究地区自然条件对生产的重要影响, 本文将总体样本按照海拔高低分为两组: 高海拔地区农户组(简称“高海拔组”), 共 107 户; 低海拔地区农户组(简称“低海拔组”), 共 136 户。

分别对两组农户进行生态补偿标准模拟, 得出各组农户的生产决策、收入模拟结果。由于高海拔

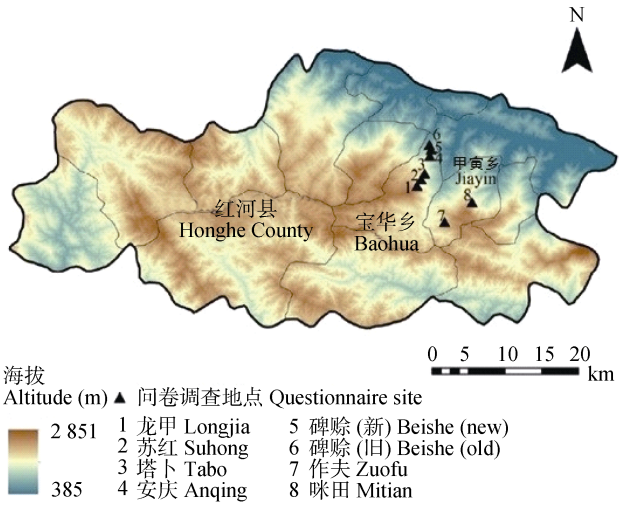

图 1 研究区和问卷调查地点

Fig. 1 Study area and questionnaire sites

组和低海拔组农户的农田面积占比分别是 54%和46%, 将两组农户的模拟结果按该比例加权之后, 可以得到生态补偿标准对哈尼稻作梯田地区整体的种植结构、化肥农药施用及农户收入的总体影响。

2　结果与分析

2.1　农业生产现状与参数计算结果

通过农户的生产现状可以计算农户多目标生产决策模型所需的两类参数: 一是农户种植决策的 3 个目标权重, 二是各种作物的生产函数参数。

2.1.1　农业生产现状

1)种植结构。2017 年, 高海拔组各种作物的种植面积均高于低海拔组。就总种植面积来看, 高海拔组的种植面积为 0.44 hm^2·户$^{-1}$, 低海拔组的种植面积为 0.27 hm^2·户$^{-1}$(表 1)。

表 1　2017 年不同海拔地区农户组的种植结构

Table 1　Planting areas of different crops of farmers groups in different altitude areas in Hani Rice Terraces

hm^2·household^{-1}

作物 Crop	高海拔地区农户组 Farmers in high altitude area	低海拔地区农户组 Farmers in low altitude area
水稻 Rice	0.23	0.16
玉米 Maize	0.12	0.05
玉米大豆套种 Maize/soybean intercropping	0.09	0.07
合计 Total	0.44	0.28

2)各种作物的投入和产出。2017 年, 两组农户的投入产出略有差异(表 2)。就单产而言, 低海拔组较高。因为地理环境差异, 低海拔地区可以种植杂交品种, 高海拔地区主要种植传统品种。

表 2　2017 年不同海拔地区农户组的不同作物投入产出情况

Table 2　Input and yield of different crops of farmers groups in different altitude areas in Hani Rice Terraces in 2017

作物 Crop	单产 Yield ($kg·hm^{-2}$)		劳动力投入 Labor input ($persons·hm^{-2}$)		化肥农药资金投入 Chemical input (¥·hm^{-2})		其他生产资料资金投入 Other input (¥·hm^{-2})	
	A 组 Group A	B 组 Group B	A 组 Group A	B 组 Group B	A 组 Group A	B 组 Group B	A 组 Group A	B 组 Group B
水稻 Rice	10 170.0	12 766.5	324.0	297.0	2 191.5	3 052.5	2 028.0	2 086.5
玉米 Maize	7 863.0	8 652.0	139.5	123.0	1 905.0	2 208.0	1 122.0	1 216.5
套种大豆 Intercropped soybean	2 001.0	2 395.5	60.0	51.0	502.5	687.0	630.0	795.0
套种玉米 Intercropped maize	7 623.0	8 275.5	127.5	112.5	1 689.0	1 930.5	1 051.5	1 138.5

A 组: 高海拔地区农户组; B 组: 低海拔地区农户组。Group A: farmers in high altitude area; Group B: farmers in low altitude area.

农药化肥和其他生产资料的投入, 高海拔组显著低于低海拔组。因为低海拔组种植的杂交品种需要每年购买种子, 且品种抗虫抗病性较弱, 需要使用更多的农药化肥。而高海拔组种植的传统品种可以自行留种[29-30]。劳动力投入上, 高海拔组略高于低海拔组。因为高海拔地区多采用人工除草并施用有机肥, 需要更多的劳动力。

3)粮食自留量。通过问卷调查, 农户喜食传统水稻品种, 以往都是自耕自食。但最近几年‘红米’的收购价格有所提高, 农户的自留量有所减少。玉米主要是作为牲畜的口粮, 因此自留比例与农户的牲畜饲养情况相关(表 3)。

表 3　2017 年不同海拔地区农户组的粮食自留情况

Table 3　Amount of grain retained by farmers groups in different altitude areas in Hani Rice Terraces in 2017

$kg·hm^{-2}$

作物 Crop	高海拔地区农户组 Farmers in high altitude area	低海拔地区农户组 Farmers in low altitude area
水稻 Rice	4 006.5	1 087.5
玉米 Maize	1 648.5	2 224.5
套种大豆 Intercropped soybean	1 104.0	426.0
套种玉米 Intercropped maize	2 718.0	2 356.5

2.1.2　参数计算结果

采用一阶条件校准法对农户目标权重进行估计。根据 2017 年高海拔组和低海拔组农户的农业生产现状, 利用 GAMS 软件, 计算出农户种植决策的 3 个目标权重。在计算决策目标的权重时, 单位面积投入的劳动力、农药化肥资金、其他生产资料资金、产量、粮食自留量均为 2017 年的观测值, 农户决策的仅是不同生态补偿标准下各种作物的种植面积。

根据2015年和2017年的农户观测数据估计的目标权重相差不大, 其中利润目标权重相对较大。各目标权重随时间的变动方向也较为合理, 即利润目标权重略有上升, 风险目标权重有所下降, 而自留目标权重也有所下降(表4)。这与理论预期以及实际情况一致。

2017 年不同类型农户的目标权重结果显示(表 4), 利润目标权重较高, 分别为 0.39(高海拔组)

和 0.48(低海拔组); 其次是粮食自留权重, 分别为 0.46(高海拔组)和 0.32(低海拔组)。高海拔组对利润目标的偏好低于低海拔组, 这是由于高海拔组有较高的粮食自留需求, 生活方式更为传统, 在利润、自留之间权衡时更为倾向于后者。两组农户的风险权重类似, 分别是 0.14 和 0.20。

表 4 不同海拔地区农户组的种植决策目标的权重

Table 4 Weights of the objectives in the decision-making of farmers groups in different altitude areas in Hani Rice Terraces

决策目标 Objective	观测数据估计 Estimated with measured data		2017 年观测数据估计 Estimated with measured data in 2017	
	2015	2017	高海拔地区农户组 Farmers in high altitude area	低海拔地区农户组 Farmers in low altitude area
利润 Profit	0.40	0.43	0.39	0.48
风险 Risk	0.18	0.17	0.14	0.20
自留 Grain retaining	0.42	0.40	0.46	0.32

利用一阶条件校准法对生产函数参数进行计算。利用 GAMS 软件可以得出各种作物的生产函数的参数(表 5)。每个弹性系数加总后均小于 1, 满足生产函数理论假设。

表 5 **2017** 年不同海拔地区农户组的生产函数的各项参数

Table 5 Parameters of the production function of farmers groups in different altitude areas in Hani Rice Terraces

参数 Parameter	水稻 Rice		玉米 Maize		套种大豆 Intercropped soybean		套种玉米 Intercropped maize	
	A 组 Group A	B 组 Group B	A 组 Group A	B 组 Group B	A 组 Group A	B 组 Group B	A 组 Group A	B 组 Group B
A	74.84	72.88	57.74	31.58	54.85	50.08	69.14	40.14
β_{lab}	0.37	0.27	0.31	0.25	0.21	0.15	0.29	0.24
β_{chemcap}	0.15	0.26	0.25	0.42	0.10	0.19	0.23	0.38
$\beta_{\text{nonchemcap}}$	0.07	0.05	0.07	0.07	0.06	0.07	0.07	0.07
$\sum\beta_j$	0.59	0.59	0.63	0.73	0.38	0.40	0.59	0.69

A 组: 高海拔地区农户组; B 组: 低海拔地区农户组。A 和 β 为生产函数 $y_i(\bar{x}_i)$ 的参数。β_{lab} 为劳动力的参数; β_{chemcap} 为购买化学品资金的参数; $\beta_{\text{nonchemcap}}$ 为购买其他生产资料资金的参数。Group A: farmers in high altitude area; Group B: farmers in low altitude area. A and β are parameters of the production function $y_i(\bar{x}_i)$. β_{lab} is the parameter of labor. β_{chemcap} is the parameter of capital for purchase of chemicals. $\beta_{\text{nonchemcap}}$ is the parameter of capital for purchase of other production.

2.2 生态补偿标准对种植结构的影响

不同生态补偿标准下高海拔组农户的种植结构变化如图 2a 所示。尽管生态补偿的目的是减少化肥农药的施用, 但对农户而言, 额外的收入还是激发了其农业生产热情。在追求经济收益最大化的目标下, 农户将单独种植玉米的土地(操作简单, 收入较少)转换为种植水稻或玉米大豆套种(操作复杂, 收入较高)。随着生态补偿标准的上涨, 这种改变对补偿标准的弹性从敏感弹性降到低弹性。水稻种植面积先上升后下降, 而玉米面积不断下降、玉米大豆套种的面积在上升。当生态补偿标准至 2 250 元·hm^{-2} 时, 水稻种植面积的比例达最高点, 接近 70%; 玉米单作面积接近为 0、玉米大豆套种的面积比例则达 30%。

不同生态补偿标准下低海拔组农户的种植结构变化如图 2b 所示。该组的收入水平高于高海拔组, 因此其对生态补偿标准的敏感性低于高海拔组, 种植结构变化的幅度也明显小于高海拔组。随着生态补偿标准的提高, 起初农户的种植结构保持不变, 当标准为 750 元·hm^{-2} 时, 水稻、玉米套种大豆的种植面积缓慢上升, 而玉米单作的面积逐渐下降。当生态补偿标准达 3 000 元·hm^{-2} 时, 水稻种植面积接近 61%, 玉米单作减少至 10%、玉米大豆套种为 29%。

不同生态补偿标准下研究区所有农户的种植结构变化如图 2c 所示。将两组农户的模拟结果按各组农户比例加权之后, 得到该地区种植结构的总体变化趋势。随着生态补偿标准的提高, 农户减少单作玉米的面积, 同时水稻种植面积先增后减, 玉米套种大豆的面积则一直增加。总体变化趋势相对来说更趋于平缓。当生态补偿标准达 3 000 元·hm^{-2} 时, 水稻种植面积达 60%, 而玉米、玉米大豆套种的面积则分别为 4%、35%。

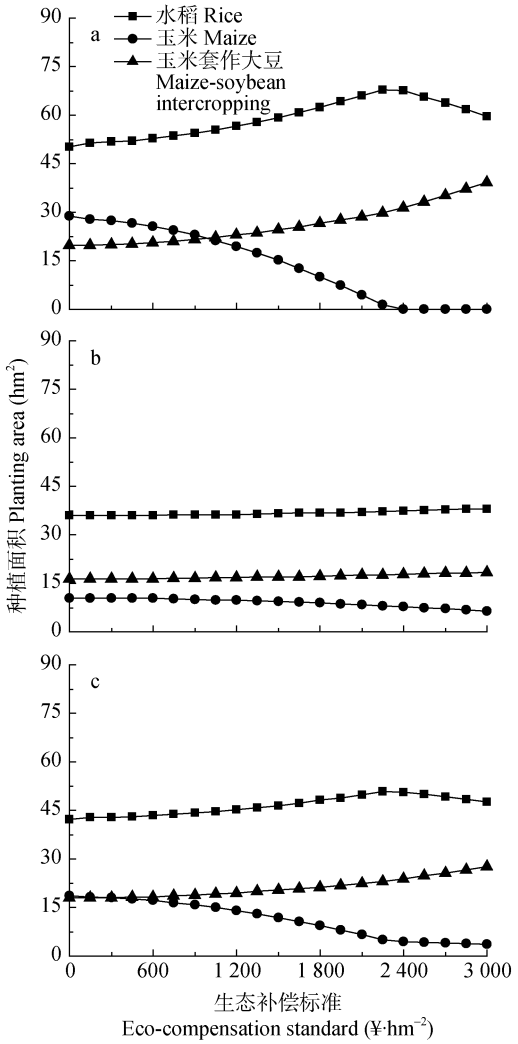

图 2　不同生态补偿标准下高海拔地区农户组**(a)**、低海拔地区农户组**(b)**和研究区所有农户**(c)**的种植结构变化

Fig. 2　Areas of different crops of farmers groups in high altitude area (a), low altitude area (b) and all farmers in the study area (c) under different standards of eco-compensation

2.3　生态补偿标准对化肥农药施用的影响

不同生态补偿标准下高海拔组农户的化肥农药投入变化如图 3a 所示。当生态补偿标准上升时, 各类作物的化肥农药使用量下降, 其中单作玉米的使用量下降最快, 套种大豆的使用量下降最慢。当生态补偿为 1 500 元·hm^{-2} 时, 高海拔组农户的水稻、玉米、套种大豆、套种玉米的化肥农药资金投入分别比无生态补偿时减少 29%、35%、28%、31%; 当生态补偿为 3 000 元·hm^{-2} 时, 分别减少 45%、53%、43%、48%。

不同生态补偿标准下低海拔组农户的化肥农药投入变化如图 3b 所示。低海拔组农户追求经济收益, 因此对减少化肥农药施用抱以更为谨慎的态度。当生态补偿标准上升时, 单作玉米的化肥农药使用量下降最快, 水稻的使用量下降最慢。当标准为 1 500 元·hm^{-2} 时, 农户的水稻、玉米、套种大豆、套种玉米的化肥农药资金投入分别比无补偿时减少 17%、28%、18%、24%; 当标准为 3 000 元·hm^{-2}, 分别减少 30%、45%、31%、39%。

由于高海拔组多种植传统品种, 抗虫抗病性较杂交品种强, 对化肥农药的依赖性较低, 因此当生态补偿标准上升时, 高海拔组化肥农药投入的削减幅度大于低海拔组。这也说明了高海拔组农户对化肥农药的利用率相对较低, 因此投入量相对更容易受到生态补偿标准的影响。

不同生态补偿标准下研究区所有农户的化肥农药投入变化如图3c所示。从理论上来说, 生态补偿政策能否起到减施化肥农药的效果, 取决于补偿标准是否超过减施带来的效益。随着生态补偿标准的上涨, 化肥农药施用量对补偿标准的弹性有从敏感弹性到低弹性的过程。补偿标准达3 000元·hm^{-2}时, 水

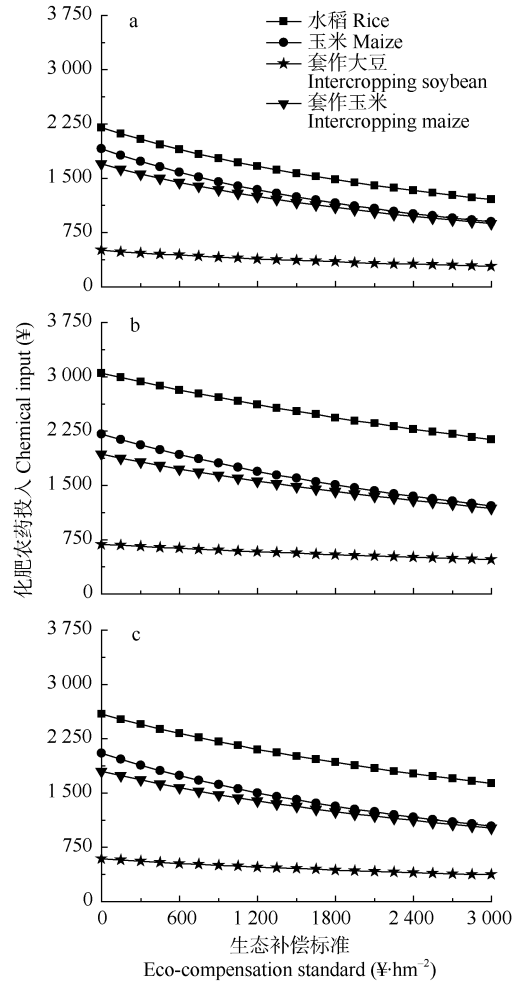

图 3　不同生态补偿标准下高海拔地区农户组**(a)**、低海拔地区农户组**(b)**和研究区所有农户**(c)**的化肥农药投入变化

Fig. 3　Inputs of fertilizers and pesticides of different crops of farmers groups in high altitude area (a), low altitude area (b) and all farmers in the study area (c) under different standards of eco-compensation

稻、玉米、套种大豆、套种玉米的化肥农药投入下降幅度分别为37%、49%、37%、44%。

2.4 生态补偿标准对农户农业收入的影响

生态补偿标准对农户收入的影响包括对单位面积种植产出收益和农户总收益2个方面。种植收益方面，由于生态补偿政策的目的是减少化肥农业施用，因此对作物单产和农户的种植收益产生负面影响(图4)。高海拔组，单位面积种植收益变化最大的是水稻，当生态补偿标准为3 000元·hm^{-2}时，种植收益减少54%，单作玉米、玉米套种大豆的收益分别减少37%、43%。在相同的补偿标准下，低海拔组则是单作玉米的种植收益下降更明显，减少了54%，水稻、玉米套种大豆的收益分别减少11%、22%。

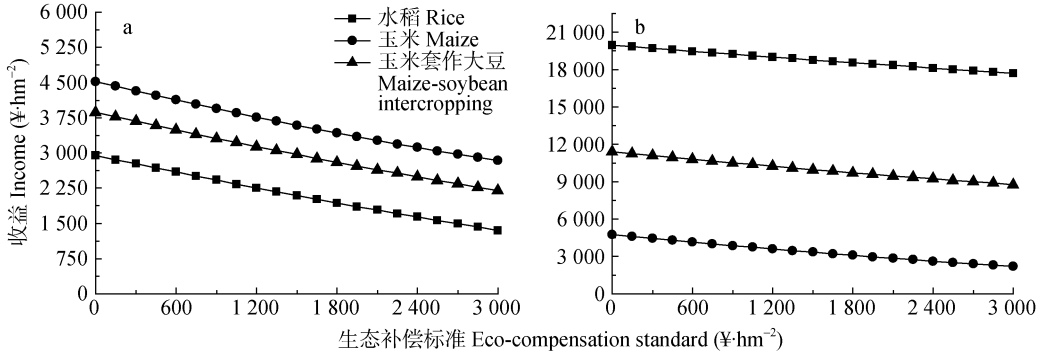

图 4 不同生态补偿标准下高海拔地区农户组**(a)**和低海拔地区农户组**(b)**的作物种植的收益

Fig. 4 Planting income of different crops of farmers groups in high altitude area (a) and low altitude area (b) under different standards of eco-compensation

由于生态补偿标准改变了农户的种植决策(种植结构和农药化肥施用量)，进而改变了种植收益，加上生态补偿收入，最终改变了农户的总体收入(图 5)。高海拔组，随补偿标准的提高，农户总收益出现先降后升。当生态补偿标准为 1 650 元·hm^{-2} 时，总收益到达拐点。因此生态补偿标准超过 1 650 元·hm^{-2} 时，不仅能达到农户减施化肥农药的效果，而且农户的收益有保障。但低海拔组，随补偿标准的提高，农户总收益持续降低，主要是由于水稻、单作玉米、玉米套种大豆的收益持续下降，及农户的化肥农药减施对总收益的负面影响较大。

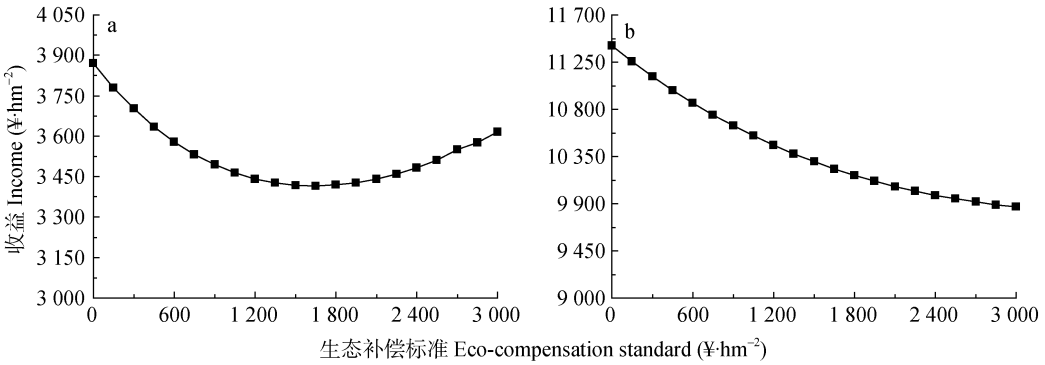

图 5 不同生态补偿标准下高海拔地区农户组**(a)**和低海拔地区农户组**(b)**总收入的变化

Fig. 5 Total income of farmers groups in high altitude area (a) and low altitude area (b) under different standards of eco-compensation

3 讨论与结论

3.1 讨论

本文表明，旨在限制化学品投入的农业生态补偿政策将会激励农户改变种植决策，以弥补因减少化学品投入而造成的损失。尽管减少了化学品的投入强度，但种植结构的变化会对化学品投入总量和农户福利带来不确定性。本文的结果强调了在生态补偿政策实施过程中注意农户行为变化的重要性。这类似于一些有关生态补偿对农户行为影响的最新研究结果[31-32]。这些研究都强调了必须注意农户行为的变化及其对生态补偿政策实施的可能影响。

关于农户生产决策行为的研究理论中, 人们认为农户追求最优决策已成为各种农户理论的共同点。目前, 多目标效用模型受到学者越来越多的关注, 并广泛用于农业节水灌溉分析中[33-34]。也有一小部分文献使用多目标效用模型分析农业生产和作物计划问题[35-36]。本文基于多目标效用模型建立了多目标生产决策模型, 并通过在利润函数中增加补偿金额, 模拟了不同补偿标准下农户的生产行为。因此, 本文提供了一种评估生态补偿对农户行为影响的有效方法。

本文表明, 对高海拔组农户而言, 当生态补偿标准超过1 650元·hm^{-2}时, 不仅能达到农户减施化肥农药的效果, 而且农户的收益也能有所保障。但对低海拔组农户而言, 由于其种植杂交水稻通过化肥农药的使用可以取得较高的经济收益, 生态补偿在促进农户减少化肥农药使用的同时会减少农户的收益。因此, 今后的研究还需要进一步讨论如何使用生态补偿资金引导低海拔组农户进行产业升级, 在减少化肥农药使用的同时保障经济收益, 从而激励农户参与生态补偿的积极性。

另一方面, 许多实证研究发现, 从经济理论得出的最优行为与观察到的数据之间常常存在差距, 并且在农户行为研究中也存在这个问题。经济学理论将其视为不确定性。一般而言, 模拟值和观察值之间存在偏差的原因有二: 一方面, 模型可能有误差; 另一方面, 观察结果可能包括其他驱动因素的影响。对于模型模拟, 错误的原因通常在于我们可能忽略了一些影响农户种植决策的因素。在本文中, 我们提出了一种最大化利润、最小化风险并保留最大数量的谷物供农户自用的想法。但是, 还有许多因素会影响农户的种植决策, 包括劳动力投入、市场条件、信息、技术等。这些要求未来进一步分析不同因素的影响, 从而不断完善多目标生产决策模型, 为制定农业生产政策提供科学的工具。

3.2　结论

为研究不同生态补偿标准对农户种植结构、化肥农药使用量和农户收入的影响, 本文以云南省哈尼稻作梯田为例, 建立农户多目标生产决策模型, 通过设定不同的补偿标准, 对高海拔山区与低海拔山区两组农户的生产行为进行预测, 从而分析不同生态补偿标准对农户种植决策和福利的影响。研究结果表明:

1)尽管生态补偿的政策目的是减少化肥农药的施用, 但额外的收入还是激发了农户的农业生产热情。在追求经济收益的驱使下, 农户投入更多的劳动力, 倾向操作更为复杂但收益更高的种植结构。随着生态补偿标准的上涨, 改变种植结构的行为对标准的敏感性逐渐降低。当生态补偿标准达到 3 000 元·hm^{-2} 时, 水稻、玉米、玉米大豆套种的面积分别为 60%、4%、35%。高海拔组改变种植结构的行为对生态补偿标准的敏感性高于低海拔组, 其种植结构变化的幅度也明显高于低海拔组。

2)生态补偿政策能否起到减施化肥农药的效果, 取决于补偿金额是否超过减施造成的损失。随着生态补偿标准的上涨, 化肥农药施用量对补偿标准敏感性迅速降低。补偿标准达 3 000 元·hm^{-2} 时, 水稻、玉米、套种大豆、套种玉米的化肥农药投入下降幅度分别为 37%、49%、37%、44%。高海拔组减施化肥农药的行为对生态补偿标准的敏感性高于低海拔组, 其化肥农药投入的削减幅度大于低海拔组。

3)由于生态补偿标准改变了农户的种植决策, 进而改变了种植收益, 加上生态补偿收入, 最终改变了农户的总体收入。高海拔组中, 随补偿标准的提高, 农户总收益先降后升。当补偿标准为 1 650 元·hm^{-2} 时, 收益到达拐点。但低海拔组中, 水稻、单作玉米、玉米套种大豆的总收益持续下降, 农药化肥减施对总收益的影响较大, 农户对生态补偿的响应也较低。

参考文献 References

[1] LI W H, LIU M C, MIN Q W. China's ecological agriculture: Progress and perspectives[J]. Journal of Resources and Ecology, 2011, 2(1): 1–7

[2] MIN Q W, ZHANG Y X, JIAO W J, et al. Responding to common questions on the conservation of agricultural heritage systems in China[J]. Journal of Geographical Sciences, 2016, 26(7): 969–982

[3] LIU M C, XIONG Y, YUAN Z, et al. Standards of ecological compensation for traditional eco-agriculture: Taking rice-fish system in Hani Terrace as an example[J]. Journal of Mountain Science, 2014, 11(4): 1049–1059

[4] DONNI O. Collective household labor supply: Nonparticipation and income taxation[J]. Journal of Public Economics, 2003, 87(5/6): 1179–1198

[5] 秦艳红, 康慕谊. 国内外生态补偿现状及其完善措施[J]. 自然资源学报, 2007, 22(4): 557–567
QIN Y H, KANG M Y. A review of ecological compensation and its improvement measures[J]. Journal of Natural Resources, 2007, 22(4): 557–567

[6] COASE R H. The problem of social cost[J]. The Journal of Law and Economics, 2013, 56(4): 837–877

[7] ZHEN L, OCHIRBAT B, LV Y, et al. Comparing patterns of

ecosystem service consumption and perceptions of range management between ethnic herders in Inner Mongolia and Mongolia[J]. Environmental Research Letters, 2010, 5(1): 015001

[8] WUNDER S. Payments for environmental services and the poor: Concepts and preliminary evidence[J]. Environment and Development Economics, 2008, 13(3): 279–297

[9] ZHENG H, ROBINSON B E, LIANG Y C, et al. Benefits, costs, and livelihood implications of a regional payment for ecosystem service program[J]. Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America, 2013, 110(41): 16681–16686

[10] 李文华, 刘某承. 关于中国生态补偿机制建设的几点思考[J]. 资源科学, 2010, 32(5): 790–796
LI W H, LIU M C. Several strategic thoughts on China's eco-compensation mechanism[J]. Resources Science, 2010, 32(5): 790–796

[11] 李文华, 刘某承, 张丹. 用生态价值观权衡传统农业与常规农业的效益——以稻鱼共作模式为例[J]. 资源科学, 2009, 31(6): 899–904
LI W H, LIU M C, ZHANG D. Tradeoff analysis on comprehensive valuation of traditional agriculture and rice monocropping in Zhejiang[J]. Resources Science, 2009, 31(6): 899–904

[12] KRAWCZYK M. Testing for hypothetical bias in willingness to support a reforestation program[J]. Journal of Forest Economics, 2012, 18(4): 282–289

[13] LIU M C, YANG L, MIN Q W. Establishment of an eco-compensation fund based on eco-services consumption[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 211: 306–312

[14] 张永勋, 刘某承, 闵庆文, 等. 农业文化遗产地有机生产转换期农产品价格补偿测算——以云南省红河县哈尼梯田稻作系统为例[J]. 自然资源学报, 2015, 30(3): 374–383
ZHANG Y X, LIU M C, MIN Q W, et al. Calculation of price compensation of agriculture products in the period of organic conversion in agricultural heritage sites — Taking paddy rice of Hani terrace in Honghe County of Yunnan Province as an example[J]. Journal of Natural Resources, 2015, 30(3): 374–383

[15] BERWECK S, KOOHAFKAN P, CRUZ M J R D, et al. Conceptual framework for economic evaluation of Globally Important Agricultural Heritage Systems (GIAHS): Case of rice-fish co-culture in China[J]. Journal of Resources and Ecology, 2013, 4(3): 202–211

[16] 任静, 尹昌斌, 段志龙. 基于果农受偿意愿的绿肥种植生态补偿标准探讨[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(3): 448–457
REN J, YIN C B, DUAN Z L. Discussion on the ecological compensation standard of green manure planting based on the willingness of fruit farmers to accept[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2020, 28(3): 448–457

[17] 刘某承, 伦飞, 张灿强, 等. 传统地区稻田生态补偿标准的确定——以云南哈尼梯田为例[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(6): 703–709
LIU M C, LUN F, ZHANG C Q, et al. Standards of payments for paddy ecosystem services: Using Hani Terrace as case study[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(6): 703–709

[18] ZHEN L, LI F, YAN H M, et al. Herders' willingness to accept versus the public sector's willingness to pay for grassland restoration in the Xilingol League of Inner Mongolia, China[J]. Environmental Research Letters, 2014, 9(4): 045003

[19] ANTLE J M, DIAGANA B, STOORVOGEL J J, et al. Minimum-data analysis of ecosystem service supply in semi-subsistence agricultural systems[J]. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 2010, 54(4): 601–617

[20] BALBI S, DEL PRADO A, GALLEJONES P, et al. Modeling trade-offs among ecosystem services in agricultural production systems[J]. Environmental Modelling & Software, 2015, 72: 314–326

[21] 蔡银莺, 张安录. 基于农户受偿意愿的农田生态补偿额度测算——以武汉市的调查为实证[J]. 自然资源学报, 2011, 26(2): 177–189
CAI Y Y, ZHANG A L. Agricultural land's ecological compensation criteria based on the producers' willingness to accept: A case study of farmer households in Wuhan[J]. Journal of Natural Resources, 2011, 26(2): 177–189

[22] MJELDE J W, JIN Y H, LEE C K, et al. Development of a bias ratio to examine factors influencing hypothetical bias[J]. Journal of Environmental Management, 2012, 95(1): 39–48

[23] LI W H. Agro-ecological Farming Systems in China[M]. New York: The Parthenon Publishing Group, 2001

[24] KÖNIG H J, ZHEN L, HELMING K, et al. Assessing the impact of the sloping land conversion programme on rural sustainability in Guyuan, western China[J]. Land Degradation & Development, 2014, 25(4): 385–396

[25] 张方圆, 赵雪雁. 基于农户感知的生态补偿效应分析——以黑河中游张掖市为例[J]. 中国生态农业学报, 2014, 22(3): 349–355
ZHANG F Y, ZHAO X Y. Effect of farmers' perception on ecological compensation — A case study of Zhangye Prefecture in the Heihe River Basin[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, 22(3): 349–355

[26] 张人千, 魏法杰. 基于解析-仿真反馈的动态随机生产决策模型[J]. 计算机集成制造系统, 2005, 11(12): 1651–1658
ZHANG R Q, WEI F J. Dynamic & stochastic production decision-making model based on analytic-simulation feedback[J]. Computer Integrated Manufacturing Systems, 2005, 11(12): 1651–1658

[27] YANG L, LIU M C, LUN F, et al. An analysis on crops choice and its driving factors in agricultural heritage systems — A case of Honghe Hani rice terraces system[J]. Sustainability, 2017, 9(7): 1162

[28] RIESGO L, GÓMEZ-LIMÓN J A. Multi-criteria policy scenario analysis for public regulation of irrigated agriculture[J]. Agricultural Systems, 2006, 91(1/2): 1–28

[29] 高东, 毛如志, 朱有勇. 水稻地方品种与改良品种内部遗传异质性的比较分析[J]. 分子植物育种, 2010, 8(3):

432–438
GAO D, MAO R Z, ZHU Y Y. Comparative analysis of intra-varietal heterogeneity between rice landraces and improved varieties[J]. Molecular Plant Breeding, 2010, 8(3): 432–438

[30] 林菁菁, 李进斌, 刘林, 等. 云南元阳哈尼梯田稻瘟病菌遗传多样性分析[J]. 植物病理学报, 2009, 39(1): 43–51
LIN J J, LI J B, LIU L, et al. Genetic diversity of *Magnaporthe grisea* of Hani terrace from Yuanyang County in Yunnan[J]. Acta Phytopathologica Sinica, 2009, 39(1): 43–51

[31] HEJNOWICZ A P, RAFFAELLI D G, RUDD M A, et al. Evaluating the outcomes of payments for ecosystem services programmes using a capital asset framework[J]. Ecosystem Services, 2014, 9: 83–97

[32] BREMER L L, FARLEY K A, LOPEZ-CARR D, et al. Conservation and livelihood outcomes of payment for ecosystem services in the Ecuadorian Andes: What is the potential for 'win-win'?[J]. Ecosystem Services, 2014, 8: 148–165

[33] BARTOLINI F, BAZZANI G M, GALLERANI V, et al. The impact of water and agriculture policy scenarios on irrigated farming systems in Italy: An analysis based on farm level multi-attribute linear programming models[J]. Agricultural Systems, 2007, 93(1/3): 90–114

[34] LIU M C, YANG L, MIN Q W. Water-saving irrigation subsidy could increase regional water consumption[J]. Journal of Cleaner Production, 2019, 213: 283–288

[35] MANOS B, BEGUM M A A, KAMRUZZAMAN M, et al. Fertilizer price policy, the environment and farms behavior[J]. Journal of Policy Modeling, 2007, 29(1): 87–97

[36] YANO H, SAKAWA M. Interactive fuzzy decision making for multiobjective fuzzy random linear programming problems and its application to a crop planning problem[M]//MADANI K, CORREIA A D, ROSA A, et al. Computational Intelligence. Cham: Springer, 2015: 143–157