多情景下耕地生态效益支付和受偿意愿特征分析

牛海鹏[1,2], 高汉琦[1]

(1. 河南理工大学 测绘与国土信息工程学院, 河南 焦作 454000;
2. 河南理工大学 土地经济与区域可持续发展研究中心, 河南 焦作 454000)

摘 要: [目的] 分析耕地生态效益支付意愿(WTP)和受偿意愿(WTA)的不对称性与差异性,为耕地生态效益表征指标的选取提供依据。[方法] 以焦作市耕地生态效益测算为例,在多情景下,基于条件价值评估法(contingent valuation method, CVM)开展研究。[结果] (1) WTP 和 WTA 具有选择的差异性。在不同情景下,农户和城镇居民的受偿意愿均高于其支付意愿;(2) WTP和 WTA 具有分布的差异性。在不同情景下,WTP 累积概率分布曲线明显位于 WTA 累积概率分布曲线上方;(3) WTP 和 WTA 具有离散程度的不对称,WTA 的离散程度明显高于 WTP 的离散程度,受访者对 WTP 的支付区间小于 WTA 的受偿区间;(4) WTP 和 WTA 比值具有不对称性。受访城镇居民在不同情景下的 WTA 与 WTP 比值一般小于农户在不同情景下的 WTA 与 WTP 比值。[结论] 结合不同情景下 WTP 和 WTA 不对称性与差异性,依据持有效应、耕地生态效益的非唯一性、WTA/WTP 波动的差异性,可选取 WTP 作为 CVM 多情景下耕地生态效益测算的表征指标。

关键词: 生态效益; 不对称性; 差异性; 条件价值评估法(CVM); 多情景; 支付/受偿意愿
文献标识码: B **文章编号**: 1000-288X(2015)02-0205-08 **中图分类号**: F301.2
DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2015.02.040

Characteristics of Cultivated Land Ecological Benefits Willingness to Pay and to Accept Based on Multiple Scenarios

NIU Haipeng[1,2], GAO Hanqi[1]

(1. *School of Surveying and Land Information Engineering of He'nan Polytechnic University, Jiaozuo, He'nan* 454000, *China*; 2. *The Research Centre of Land Economy and Regional Sustainable Development of Henan Polytechnic University, Jiaozuo, He'nan* 454000, *China*)

Abstract: [Objective] This paper presented the asymmetry and dissimilarity of willingness to pay(WTP) and willingness to accept(WTA) in order to provide selective advices for measuring indicators of cultivated land ecological benefits. [Methods] Taking the ecological benefits measurement of cultivated lands in Jiaozuo City as an example, multiple scenarios CVM was adopted. [Results] (1) WTP and WTA have selection dissimilarity. In different scenarios, WTA of farmer households and town residents is higher than WTP; (2) WTP and WTA have distribution dissimilarity. In different scenarios, the cumulative probability distribution curves of WTP are significantly above WTA; (3) WTP and WTA have asymmetry on the degree of dispersion. The dispersion degree of WTA is significantly higher than WTP, and the pay-interval of WTA is larger than the repay-interval of WTP; (4) The ratio of WTP and WTA has asymmetry. In different scenarios, the farmer households' ratio of WTP and WTA is larger than the town residents', which shows town residents are more reasonable than farmer households when consumed. [Conclusion] According to holding effect, non-uniqueness of the cultivated land ecological benefits and fluctuating dissimilarity of the ratio of WTP and WTA, this research chooses WTP as the cultivated land ecological benefits measurement indicator based on the asymmetry and dissimilarity of WTP and WTA under three scenarios.

Keywords: ecological benefits; asymmetry; dissimilarity; contingent value method(CVM); multiple scenarios; willingness to pay or to accept

收稿日期:2013-12-11 **修回日期**:2014-03-25
资助项目:国家自然科学基金项目"基于外部性多层次边界视角的粮食主产区耕地保护经济补偿及效应"(41371524);教育部人文社会科学研究青年基金项目(11YJC790139);中国博士后科学基金(2013M530337);河南省高等学校哲学社会科学研究优秀学者资助项目(2014-YXXZ-34)
第一作者:牛海鹏(1974—),男(汉族),河南省南阳市人,博士,教授,主要从事土地生态利用与生态经济研究。E-mail:niuhaipeng@126.com。

支付意愿(willingness to pay, WTP)和受偿意愿(willingness to accept, WTA)是条件价值评估法(contingent valuation method, CVM)测度生态效益的两类不同表征指标,对于同一生态环境物品的WTP和WTA往往存在显著不对称性,使评估出的同一生态环境物品以不同表征指标测算出的价值存在较大差异。国内外学者从理论和案例两方面对WTP与WTA的不对称性及差异性进行了相关研究[1-8]。在理论阐释方面[2-3],Willig[9]最早进行了WTP与WTA不对称性及差异性的阐释,认为由于收入效应的影响,使得WTP受到收入限制,而WTA则不受收入约束;Hanemann[10]认为替代效应也是导致WTP与WTA不对称性及差异性的最主要原因之一,公共物品的替代性越小,WTP与WTA之间的差异越大;Coursey[11]认为心理学原因(损失规避)也会导致WTP与WTA不对称性及差异性,人们对失去某种物品的效用损失感受往往大于得到同种物品的效用增加。但多数学者比较认同收入效应和替代效应,并利用收入效应定量分析了WTP与WTA不对称性及差异性。在案例验证方面,Franco对意大利威尼斯的农林网络建设和Amigues对法国加龙河的沿岸栖息地的保护项目等研究均表明,对于同一研究对象的WTP与WTA都存在不对称性和差异性[2-3,12]。在我国,由于社会制度、经济发展特征、自然资源所有权以及对环境物品的认知情况的不同,人们对WTA的理解存在困难。同时,由于CVM方法引入国内时间较短,在实证研究中多使用WTP,很少采用WTA,因而对WTP与WTA不对称及差异研究较少。目前赵军、韩智霞、李金平、徐大伟等[2-4,7-8]学者对生态系统服务价值、空气污染损害价值以及流域生态补偿意愿的WTP与WTA不对称性和差异性进行了分析研究。从已有研究成果来看,在运用CVM测算生态环境物品价值往往采用WTP作为表征指标进行测算,未在多情景下系统地将WTP与WTA测算结果进行深入分析和比较。本研究希望通过实例研究和相关理论推断,基于WTP与WTA不对称性与差异性分析CVM测算的有效表征指标[2-3]。

1 研究方法

1.1 条件价值评估法

条件价值评估法(CVM)的经济学思想是效用带给消费者的满足度。它利用效用最大化原理,直接调查个人为使用或保护某种给定生态系统服务功能的最高支付意愿(WTP),或调查个人为失去某种给定的生态系统服务功能而愿意接受补偿的最低受偿意愿(WTA),来表达生态系统服务功能的经济价值[13-15]。目前,CVM已经被广泛使用在评估物品非市场价值的各个方面。但是,对于同一环境物品的WTA与WTP往往存在显著的不对称性,这在理论和实践上都已得到证明。根据其他学者的统计,由于策略性偏差的存在,WTA比WTP的统计结果要大几倍,这是由于CVM采用的是假想市场的方法,与人们的真实行为之间仍存在一定的偏差。本研究试图利用多情景分析的办法,探讨WTA与WTP的不对称关系,以期找到作为生态效益测算的表征指标。

1.2 多情景设置

耕地生态效益是指在耕地利用过程中,基于耕地生态系统部分生命系统支持功能,通过物理和化学作用而产生的效益[13]。该效益至少包括涵养水源、水土保持、改善小气候、改善大气质量、维持生物多样性和土壤净化等效益。因此,从耕地生态效益的定义和范围来看,影响耕地生态效益的因素主要包括耕地资源及生产力、社会经济及环境两个方面。本研究以调查区域的社会经济发展作为耕地生态变化的驱动力因子,考虑到耕地资源和生产力是影响耕地面积和粮食产量的主要因素;而社会经济和环境因素是导致耕地生态环境和耕地质量变化的根本原因,其中耕地资源的紧张和生产力的提高是社会经济发展的必然结果。据此,对研究区域的未来发展进行情景设置。

(1) 情景Ⅰ:假设研究区域由于经济脱离生态承载能力不协调的快速增长,导致耕地面积严重减少,生态环境严重恶化,耕地受污染影响质量下降,粮食产量降低的情景。即,经济优先发展情景。

(2) 情景Ⅱ:假设研究区域经济与生态环境协调可持续发展,耕地面积在土地整治项目的开展下保持不变或有所增加,耕地生态环境得到改善,粮食产量得到提高的情景。即经济、生态协调发展情景。

(3) 现状情景:为使研究更具有可比性,需要现实状况作为参考,因此设置现状情景。同时需要说明的是,情景Ⅰ和情景Ⅱ设置也是在现状情景为基础上设定的。

2 实证研究

焦作市位于河南省西北部,地处太行山脉与豫北平原的交界地带,北依太行,南临黄河,东接新乡市,西邻济源市。地理位置处于112°43′31″—113°38′35″E,34°41′03″—35°29′45″N间。东西长102.05 km,南北宽75.43 km,土地总面积4 000.89 km^2。焦作市现辖2市(沁阳、孟州市)、4县(博爱、修武、温县、武陟

县)、5 区(解放、山阳、马村、中站、高新区)。该市处于中纬度地区,属暖温带大陆性季风气候,四季分明,雨量集中;年最高气温 43.3 ℃,最低气温 −17.9 ℃,平均气温 14.4 ℃;年平均日照总时数为 2 422.7 h,日照百分率为 55%;全年太阳辐射总量为 491.12 kJ/cm^2,有效积温 4 874.8 ℃,平均无霜期为 237 d。

2.1　WTP 和 WTA 选择的差异性

本研究在分析受访者对 WTP 与 WTA 选择差异性上采用选择概率曲线的方式进行解释[2-4,7-8]。针对焦作市耕地生态效益的 CVM 调查所得数据进行分析后表明,受访者的 WTP 和 WTA 的选择概率曲线存在显著差异。在本研究中,绘制 WTP 与 WTA 概率曲线图的方法采用 Excel 进行散点分布图绘制的方法。在绘制过程中,依据实证调研数据,将样本数据中不符合总体变化趋势的数值作为离散点处理,利用其它散点(坐标点)的分布形态反映变量统计关系,以期能直观表现出影响因素和预测对象之间的总体关系趋势。其优点是能通过直观图形方式反映变量间关系的变化形态,以便观察变量间关系的类型和明确程度。由图 1 所示,受访农户和城镇居民的 WTP 选择概率一般在极大值后,随投标数额的增大而递减,但有波动;而 WTA 的分布一般在极大值后呈现先下降后平稳的趋势,且选择的最大概率均小于 WTP 的最大概率。同时,通过对相同情景受访农户及受访城镇居民的 WTP 与 WTA 比较可见,对于 WTP 选取的峰值,受访城镇居民要大于受访农户;而对于 WTA 选取的峰值,受访城镇居民与受访农户并没有较大区别。表明造成 WTP 与 WTA 不对称性及差异性的主要原是"收入效应",由于城镇居民与农村居民在收入上的不同,造成了对耕地生态效益的 WTP 的不同。而受访者收入则对 WTA 影响较小,因此造成了 WTP 与 WTA 不对称性及差异性。

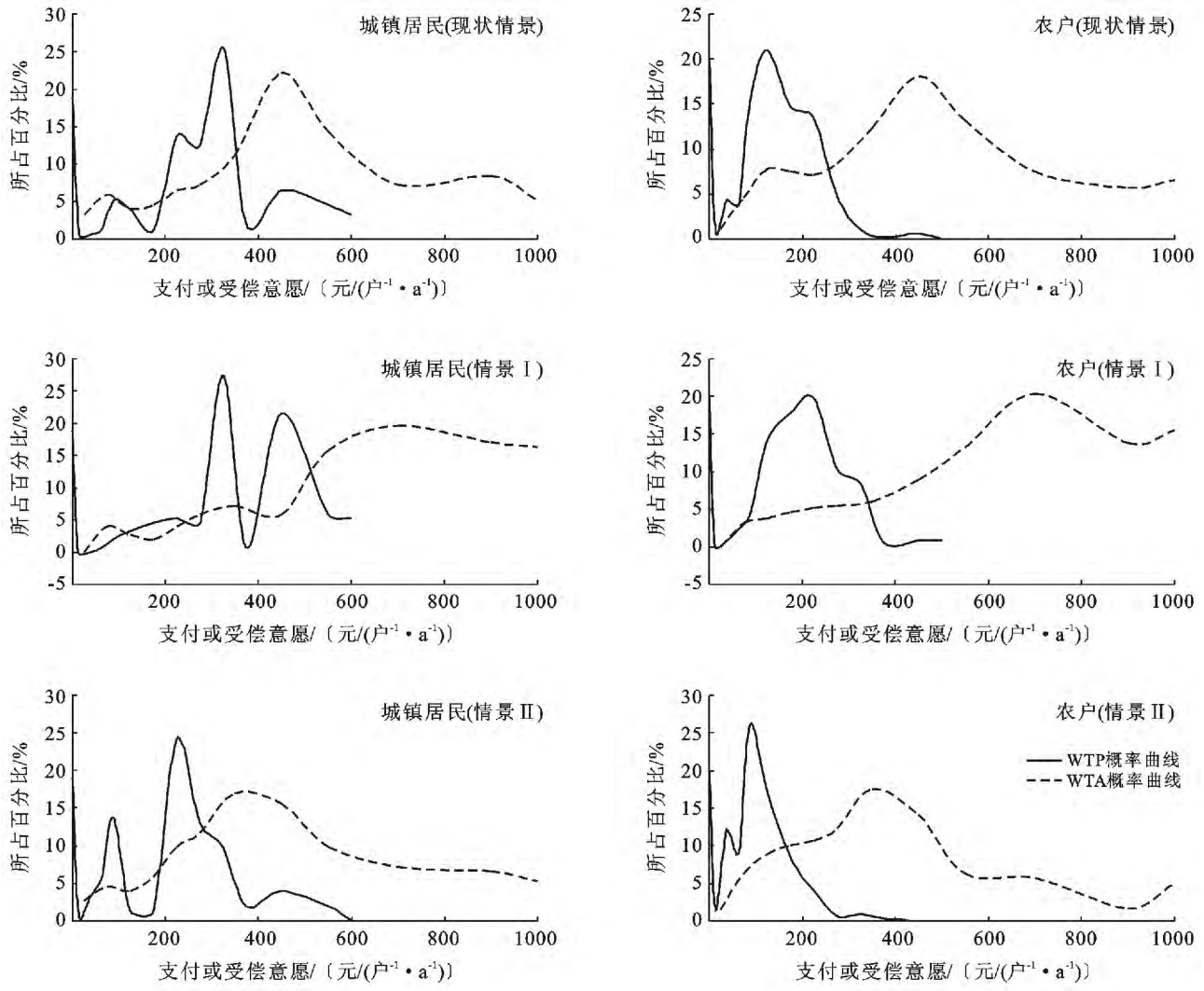


图 1　受访者在不同情景下的 WTP 与 WTA 概率曲线差异

2.2 WTP 和 WTA 分布的差异性

本研究在分析受访者对 WTP 与 WTA 分布差异性上采用累计概率曲线的方式进行解释[2-4,7-8]。这是因为在不确定分析中，当净现值的期望值相对较低时，要进一步了解某种效应发生在某区间的可能性有多大，运用累积概率更为简洁。而受访者的 WTP 与 WTA 的选择概率差异直接导致了 WTP 与 WTA 的累积概率分布曲线的差异。从图 2 中可以看出，WTP 累积概率分布曲线均位于 WTA 累积概率分布曲线之上，即 WTP 在每一个投标金额上的累积概率都大于 WTA[2-3]。

与城镇居民相比，农户耕地生态效益的 WTP 区间相对比较集中，这个特征同样可以表明，在一定程度上，经济收入水平是影响 WTP 的主要因素；从经济收入水平而言，城镇居民之间经济收入相比农户而言存在分化和较大差距，这点从图 2 中相同情景下农户的 WTP 分布曲线比城镇居民的分布曲线要平滑可以看出，同时也造成了受访城镇居民主要支付意愿区间较为分散，农户主要支付意愿区间较为集中的主要原因。

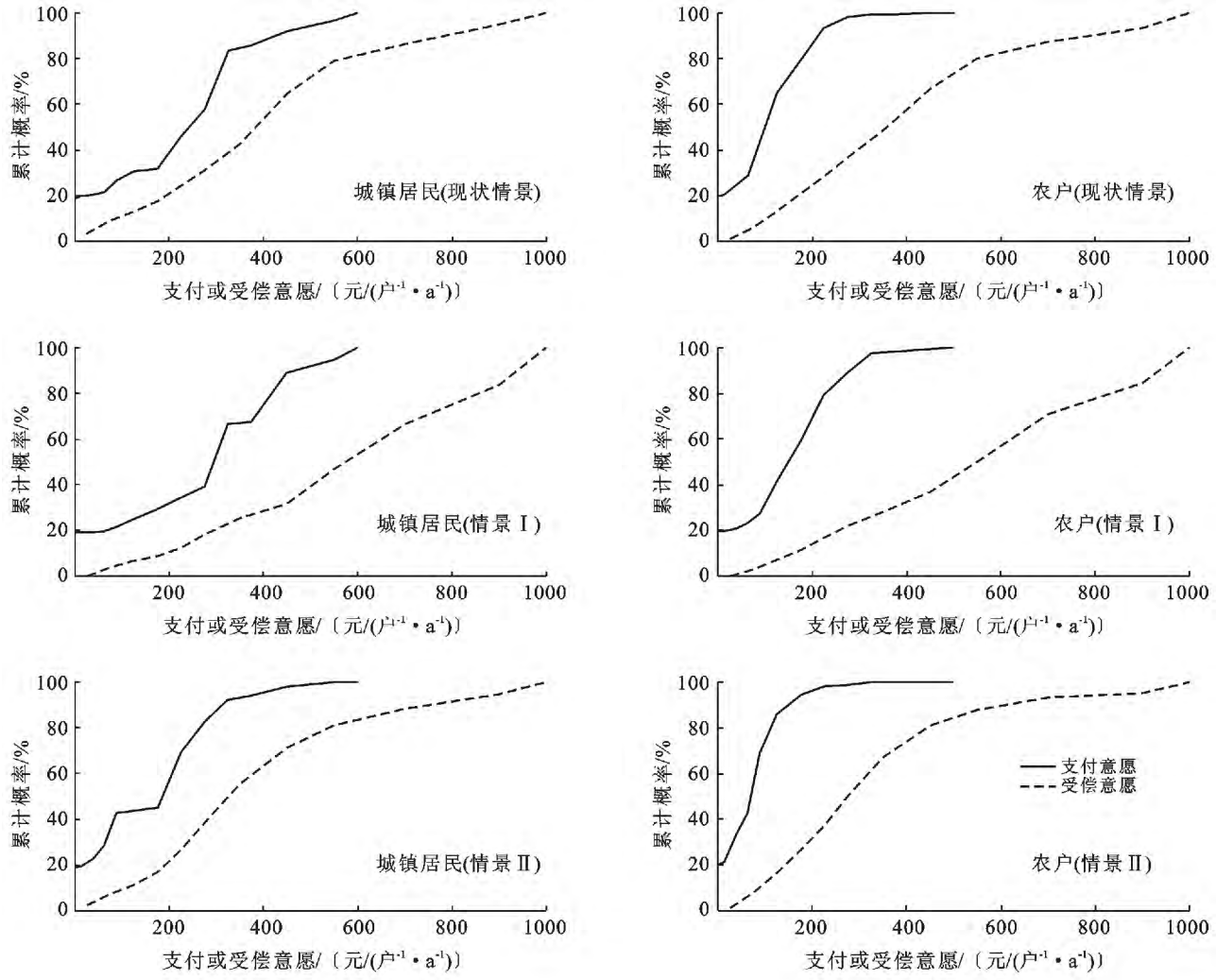


图 2 受访者在不同情景下的 WTP 与 WTA 累计概率分布曲线差异

2.3 WTP 和 WTA 离散程度的不对称

可利用受访者对耕地生态效益的 WTP 与 WTA 的标准差来衡量 WTP 与 WTA 的离散程度[2-4,7-8]。因此，WTP 与 WTA 的离散程度是指各受访者间的 WTP 或 WTA 差异程度。通过对各受访者间的 WTP 或 WTA 离散程度的测定，可以反映各个受访个体的 WTP 或 WTA 间的差异大小。受访者的 WTP 和 WTA 的离散程度如图 3 所示。从图 3 中可以看出，WTA 的离散程度明显高于 WTP 的离散程度，表明 WTP 的差异程度小于 WTA 的差异程度。另外，与城镇居民相比，同一情景下农户的 WTP 与 WTA 之间的差异程度普遍高于城镇居民的 WTP 与 WTA 之间的差异程度，这一点可以用“持有效应”进行阐释。由于农民是耕地的直接利用者，相比城镇居

民,农户的生存更依赖于耕地,因此在对耕地效益遭受损失的情况下,其接受补偿的意愿要高于城镇居民,这也导致农户在相同情景下,WTP 与 WTA 之间的不对称性高于受访城镇居民。

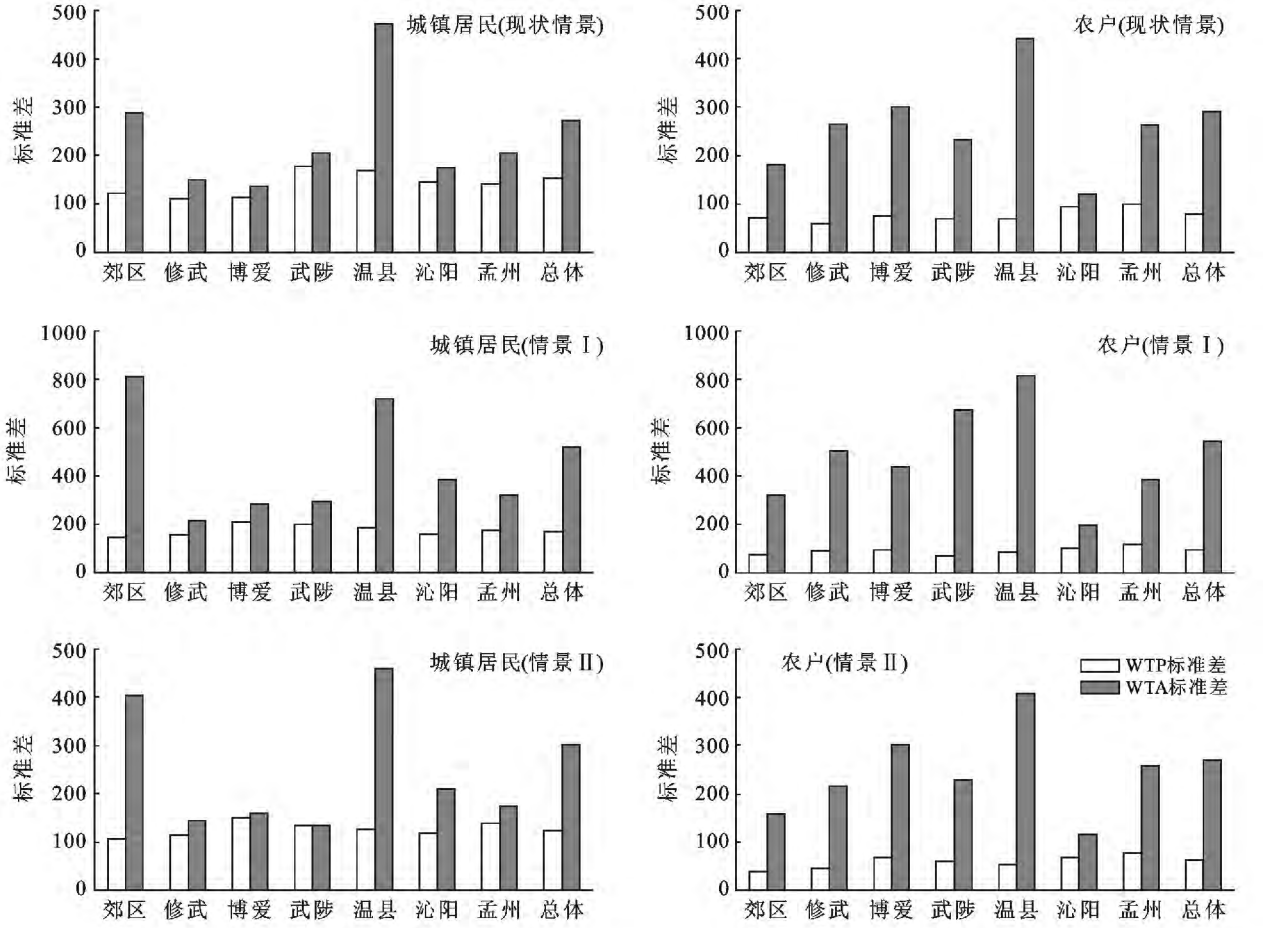


图 3　受访者在不同情景下的 WTP 与 WTA 离散程度的不对称

2.4　WTP 和 WTA 比值的不对称性

受访农户与受访城镇居民在不同情景下的耕地生态效益的 WTA 与 WTP 比值如图 4 所示。从图 4 中可以看出,在不同情景下的不同区域内,受访者的 WTA 与 WTP 比值主要集中在 1～5 之间,个别 WTA 与 WTP 比值介于 5～6 之间,这与国内外已有研究的一般范围较为接近。

另外,与农户相比,受访城镇居民在不同情景下的 WTA 与 WTP 比值一般小于农户在不同情景下的 WTA 与 WTP 比值,这说明城镇居民相比农户对商品消费更加理性,也就是说城镇居民对环境物品的偏好程度更加趋于平稳。

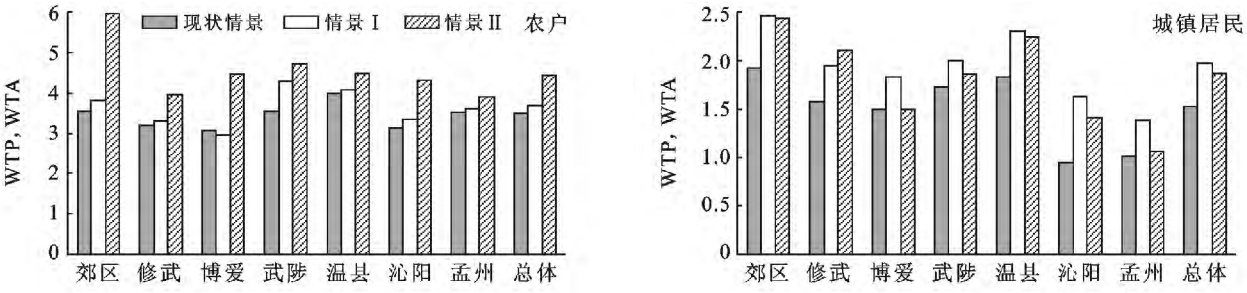


图 4　受访者在不同情景下的 WTP 与 WTA 比值的不对称

2.5　平均支付与受偿意愿间的不对称性与差异性

2.5.1　平均 WTP 与 WTA 测算结果的不对称　基于 WTA 和 WTP 两种不同表征指标,受访农户在 3 种不同情景下所测算出的焦作市生态效益平均支付

意愿分别为 116.95,168.31,76.91 元/(户·a),平均受偿意愿分别为 500.82,758.72,431.31 元/(户·a),两者呈现显著不对称性(表 1—2);同样,城镇居民在三种不同情景下所测算出的生态效益平均支付意愿分别为 241.11,298.36,178.90 元/(户·a),平均受偿意愿分别为 448.19,715.99,399.41 元/(户·a),也具有显著不对称性(表 3—4)。

从表 3—4 数据上可以发现,受访的城镇居民的平均支付意愿高于受访的农户,而平均受偿意愿低于受访农户。

表 1 农户在不同情景下的耕地生态效益平均 WTP 测算 元/(户·a)

调查区域	支付率/%	各区域平均支付意愿			总体平均支付意愿		
		现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ	现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ
市郊	82.05	138.69	193.88	73.76			
修武	79.41	143.34	227.24	97.39			
博爱	80.65	147.17	229.71	92.49			
武陟	78.26	148.61	186.13	100.89	116.95	168.31	76.91
温县	78.08	157.94	237.34	107.98			
沁阳	82.00	149.78	197.69	96.16			
孟州	81.33	135.11	197.05	103.02			

表 2 农户在不同情景下的耕地生态效益平均 WTA 测算 元/(户·a)

调查区域	各区域平均受偿意愿			总体平均受偿意愿		
	现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ	现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ
市郊	493.75	739.06	441.41			
修武	458.04	755.36	385.71			
博爱	453.57	679.46	412.50			
武陟	526.83	797.56	476.83	500.82	758.72	431.31
温县	628.02	970.26	486.21			
沁阳	470.93	660.47	415.70			
孟州	474.60	708.87	400.81			

表 3 城镇居民在不同情景下的耕地生态效益平均 WTP 测算 元/(户·a)

调查区域	支付率/%	各区域平均支付意愿			总体平均支付意愿		
		现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ	现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ
市区	83.87	307.89	374.39	260.62			
修武	78.26	302.26	368.14	193.92			
博爱	78.95	294.12	368.19	221.84			
武陟	80.00	294.84	359.89	208.80	241.11	298.36	178.90
温县	78.95	291.77	368.31	214.07			
沁阳	83.33	300.19	374.01	218.55			
孟州	82.35	296.80	370.81	229.11			

表 4 城镇居民在不同情景下的耕地生态效益平均 WTA 测算 元/(户·a)

调查区域	各区域平均受偿意愿			总体平均受偿意愿		
	现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ	现状情景	情景Ⅰ	情景Ⅱ
市区	590.38	921.19	634.69			
修武	476.39	719.44	408.33			
博爱	440.00	676.67	331.67			
武陟	510.94	721.88	389.06	448.19	715.99	399.41
温县	533.40	848.40	480.00			
沁阳	286.25	610.10	307.50			
孟州	300.00	514.29	244.64			

2.5.2　平均 WTP 与 WTA 在不同情景间的差额的不对称　分析可得,受访农户对耕地生态效益的 WTP 测算结果在“情景Ⅰ”、“情景Ⅱ”与“现状情景”之间的差额分别为 51.36 和 40.04 元/(户·a);受访城镇居民对耕地生态效益的 WTP 测算结果在不同情景间的差额分别为 57.25 和 62.21 元/(户·a)。

两类受访对象的 WTP 差额较小,具有较好的均衡性(表 1,表 3)。而受访农户及城镇居民对耕地生态效益的 WTA 测算结果差额分别为 257.90,69.51 元/(户·a)及267.80,48.78 元/(户·a),差额较大(表 2,表 4)。

根据实地调查,其原因可能在于:对于农户在假设“情景Ⅱ”下的耕地生态环境虽然是可持续发展,农户对其耕地生态环境改善(WTA)的投入减少,但是考虑到物价上涨所导致的良种、化肥、农药及农机具的价格上涨,所带来的耕地实际耕作成本提高。因此,受访农户的 WTA 并没有随“情景Ⅱ”所带来的耕地生态环境的改善而明显下降,这也与本次调查所处的 2011 年物价上涨等社会环境因素有关;同样,对于城镇居民来说,也同样会有物价上涨所带来的对生活方面的考虑,这就造成 WTP 与 WTA 在不同情景间差额的不对称。

3　结论与讨论

从 WTP 与 WTA 不对称性及差异性可知,WTP 与 WTA 在 CVM 实际运用中呈现出的与环境经济学理论预期不符的差异,使得这两个福利测度指标的选择成为 CVM 研究和运用过程中必须解决的首要问题。

3.1　CVM 测度表征指标的经济学比较

CVM 的经济学原理主要以环境经济学中计量人们福利变化的补偿变差(compensating variation, CV)或等价变差(equivalent variation, EV)两个指标为基础的[2-3,16]。CVM 研究中 CV 和 EV 与两类价值表征指标的关系可解释为:(1) 对于生态环境质量改善或福利增加时,由于效用变化$\triangle U>0$,CV 是受访者为维护个人福利水平不变,而需获取增加这些效用所放弃的个人收入;EV 则是生态环境质量未能改善,而需放弃这些效用所获得的收入补偿,即 WTA。(2) 对于生态环境质量恶化或福利受损时,由于效用变化$\triangle U<0$,CV 是指受访者为阻止原本福利水平不变,在效用损失后而需接受的收入补偿;EV 则指受访者为避免效用降低所愿意支付的个人收入[2-3,17]。

3.2　表征指标选取依据

分析可知,对于同一自然资源或生态环境的产品或服务,可以使用 WTP 或 WTA 这两类不同的表征指标对其测算,但 WTP 与 WTA 不对称性及差异性存在,使得两种表征指标测算结果与经济学理论预期相差过大。而著名的 CVM 应用指导“NOAA 原则”建议使用 WTP 作为 CVM 测算的表征指标[18]。对此观点,很多学者并不同意,认为在针对发展中国家的自然资源或生态环境的非市场价值测度过程中,应该更加关注自然资源或生态环境的变化对弱势群体造成的负面影响,并且这部分弱势群体往往也承担了自然资源或生态环境的损失所形成的社会成本[2-3];同时,一些项目的实施是以自然资源或生态环境的减少或退化为代价,以环境经济学原理应该以 WTA 来测算自然资源或生态环境的损害代价,而且在调查过程中,由于受访者收入因素的制约,直接询问 WTP 可能会导致大量抗议性问卷[1]。

因此,在用 CVM 测算自然资源或生态环境的非市场价值的研究中,究竟使用 WTP 还是 WTA 作为表征指标,应取决于研究的性质、效用改变的特点和研究区域的社会经济特征等因素。就我国而言,由于社会经济特征和人们对自然资源或生态环境的价值的认知程度与发达国家有很大差异,使得对生态效益测算的表征指标选取应充分考虑我国自身的特殊性[1]:(1) 研究区域经济发展的差异。地区经济发展的不均衡造成了区域经济发展水平的差异,因此在选取表征指标时应充分考虑研究区域的社会经济发展水平。(2) 受访者的差异。随着经济的快速发展,城乡差距进一步扩大,这种特殊的城乡二元结构导致城镇居民和农户在享受教育、医疗、社会保障等公共福利的权利和机会有所不同,造成了在 CVM 实证研究中的受访农户与受访城镇居民的 WTP 与 WTA 呈现出显著的差异。因此,表征指标的选择需要考虑受访者的差异因素。(3) 社会成员收入的差异。随着我国经济的转型,各社会成员间的收入差距逐步拉大,这也会影响到受访者对自然资源或生态环境支付意愿的表达,因此在选取表征指标时应充分考虑研究区域的社会成员收入的差异。

3.3　表征指标的选取

依据上述表征指标选取原则,结合实证调查研究及其对数据的整理分析,本研究最终采用最大支付意愿(WTP)为基础进行耕地生态效益测算,其原因主要包括 6 个方面[1-4,7-8,19-21]:

(1) 以耕地生态环境改善的项目性质决定了 WTP 适用于本项目的研究。在本研究中,评估耕地生态效益属于保护或增加耕地生态服务供给的评价,

其性质属于对耕地生态环境改善的研究，由于效用变化$\triangle U>0$，而补偿变差是为维护个人福利水平保持不变，因此，在其研究性质上决定本项目所测算的耕地生态效益需要使用WTP作为表征指标。

(2)“持有效应”的影响决定了WTP适用于本项目的研究。我国现行的农村土地所有制规定：农村实行家庭联产承包责任制，土地的所有权属于集体，使用权属于农民个人。这种土地所有权与使用权归属不同的矛盾以及农民所积聚的社会经验使受访农户很难相信会因耕地资源的减少和生态环境的恶化而得到额外的经济补偿这一假设情景[6]；同时，城镇居民由于并不享有耕地的所有权和使用权，这就使得城镇居民比农户更难相信能够得到经济补偿的可能。从这一点上可以认定受访者对WTA的假设市场与现实差距明显，因此缺乏问卷认真回答的积极性，所以“持有效应”的影响决定WTP比WTA更适合本土化的CVM测算的需要。

(3)耕地生态效益的非唯一性决定了WTP适用于本项目的研究。WTA在理论上是衡量生态环境的服务或产品损失价值的变量，但是在实际运用CVM过程中很难得到WTA的精确值。就本研究而言，因为生态系统的复杂性决定了耕地生态效益的产出并不具有唯一性，比如生态系统中的森林、草原、湿地等同样具有生态效益。而很多学者已经证明，当评估对象不具有独特性时，WTP比WTA更加容易测定[19]；另外，已有研究成果和经验也证明，WTA的问卷设计在假设市场的描述上要比WTP问卷设计更加复杂和细致[6]，这也会降低实际调研过程中WTA的精确值。因此，生态效益的非唯一性(非独特性)决定WTP比WTA更适合耕地生态效益测算的需要。

(4)“策略偏差”的影响决定了WTP适用于本项目的研究。在本研究中，对于WTP中“策略偏差”的处理方法是采用剔除边缘投标(WTP额度高于年收入10%的问卷)的方式来获得有效数据，而对WTA的“策略偏差”，由于WTA不受收入约束，因此很难用定量的方式判断其值是否有效；同时，在WTA的问卷调查过程中，受访者(特别是受访农户)很容易将耕地生态效益与自身对政府的各种经济需求(如征地补偿、拆迁补偿等)的谈判混为一谈，在不知不觉中产生一种与政府博弈的心理，这就导致受访者有意提高WTA，从而引起“策略偏差”的产生。

(5)项目在采用WTP作为测算的表征指标时，对问卷形式也进行了一些合理的规范。本研究所用到的调查问卷在对受访者进行WTP调查时，对于不同情景下的假设市场，均是询问受访者“为了保护耕地面积不减少，质量不降低，享有目前耕地所产生的生态效益，在您家庭目前的收入状况下，您的家庭一年最多愿意出多少钱(或参加义务劳动多少天)来保护它”，这使得问卷询问的内容也符合采用WTP作为CVM测度表征指标的要求。

(6)通过对有效问卷的分析，受访者对耕地生态效益WTA的波动性比WTP的大(在本研究中，波动性是测量同一受访群体在同一情景和研究区域内不同调查样本点间的离散程度，即不同调查样本点之间的标准差区间)。在本研究中，受访农户和受访城镇居民在“现状情景”、“情景Ⅰ”、“情景Ⅱ”三种不同情景下的WTP的波动性表现为：[59.21，100.59]，[70.38，113.65]，[39.35，77.38]和[114.78，178.25]，[143.2，208.52]，[106.63，150.97]，而受访农户和受访城镇居民在三种不同情景下的WTA的波动性为[119.14，440.89]，[196.94，815.32]，[117.39，406.99]和[136.42，471.17]，[215.67，809.75]，[135.7，458.47]，其波动性要远大于WTP的波动性，其原因在于当人们面临生态环境物品的损失而要求进行补偿时，愿意接受补偿的程度理论上无上限[16]；另外，许多受访者在对WTA问卷回答时，存在一定程度的随意性，因而大部分研究采用WTP作为CVM测算的表征指标。

综合考虑以上各种原因，本研究认为至少在现阶段，以WTA作为CVM的表征指标测算耕地生态效益的条件并不成熟，在权衡各种利弊的情况下，最终决定采用WTP作为CVM多情景下耕地生态效益测算的表征指标进行评估研究。

[参 考 文 献]

[1] 张翼飞. 城市内河生态系统服务的意愿价值评估：CVM有效性可靠性研究的视角[D]. 上海：复旦大学，2008.

[2] 赵军，杨凯，刘兰岚，等. 环境与生态系统服务价值的WTA/WTP不对称[J]. 环境科学学报，2007，27(5)：854-860.

[3] 赵军. 生态系统服务的条件价值评估：理论、方法与应用[D]. 上海：华东师范大学，2005.

[4] 韩智霞. 初探WTA/WTP不对称的动力机制[D]. 福建福州：福建师范大学，2010.

[5] 刘亚萍. 生态旅游区游憩资源经济价值评价研究[D]. 湖南 长沙：中南林业科技大学，2007.

[6] 王瑞雪. 耕地非市场价值评估理论方法与实践[D]. 湖北武汉：华中农业大学，2005.

[7] 李金平，王志石. 空气污染损害价值的WTP、WTA对比研究[J]. 地球科学进展，2006，21(3)：250-255.

(下转第218页)

[5] 叶招莲.河流水环境综合评价方法改进及研究[J].水科学与工程技术,2008(4):37-39.
[6] 姚延娟,吴传庆,王雪蕾,等.地表饮用水源地安全指数及快速评价方法[J].环境科学与技术,2012,35(1):186-190.
[7] 梁德华,蒋火华.河流水质综合评价方法的统一和改进[J].中国环境监测,2002,18(2):63-66.
[8] 寇文杰,林健,陈忠荣,等.内梅罗指数法在水质评价中存在问题及修正[J].南水北调与水利科技,2012,10(4):39-41.
[9] 薛巧英,刘建明.水污染综合指数评价方法与应用分析[J].环境工程,2004,22(1):64-66.
[10] 邹志红,孙靖南,任广平.模糊评价因子的熵权法赋权及其在水质评价中的应用[J].环境科学学报,2005,25(4):552-556.
[11] 周荣喜,单欣涛,杨杰,等.基于熵权的区间型多属性决策方法在湖泊水质评价中的应用[J].环境科学学报,2013,33(3):910-917.
[12] 陈强,杨晓华.基于熵权的 TOPSIS 法及其在水环境质量综合评价中的应用[J].环境工程,2007,25(4):75-77.
[13] 张先起,梁川,刘慧卿.基于熵权的属性识别模型在地下水水质综合评价中的应用[J].四川大学学报:工程科学版,2005,37(3):28-31.
[14] 吕升,陈吉,苏营营.嘉兴市地表水质主要影响因素及治理对策分析[J].绿色科技,2012(12):158-162.
[15] 夏立忠,杨林章.太湖流域非点源污染研究与控制[J].长江流域资源与环境,2003,12(1):45-49.
[16] 张红举,陈方.太湖流域面源污染现状及控制途径[J].水资源保护,2010,26(3):87-90.
[17] 刘庄,李维新,张毅敏,等.太湖流域非点源污染负荷估算[J].生态与农村环境学报,2010,26(S1):45-48.
[18] 浙江省水利厅,浙江省环境保护局.浙江省水功能区、水环境功能区划分方案[R].浙江 杭州:浙江省环境保护局,2005.
[19] 王靖,张金锁.综合评价中确定权重微量的几种方法比较[J].河北工业大学学报,2001,30(2):52-57.
[20] 何雪琴,温伟英.海南三亚湾海域水质状况评价[J].台湾海峡,2001,20(2):165-170.
[21] Ye Yushi, Liang Xinqiang, Chen Yingxu, et al. Alternate wetting and drying irrigation and controlled-release nitrogen fertilizer in late-season rice. Effects on dry matter accumulation, yield, water and nitrogen use[J]. Field Crops Research, 2013,144:212-224.

(上接第 212 页)

[8] 徐大伟,刘春燕,常亮. 流域生态补偿意愿的 WTP 与 WTA 差异性研究:基于辽河中游地区居民的 CVM 调查 [J]. 自然资源学报,2013,28(3):402-409.
[9] Willig R D. Consumer's surplus without apology [J]. The American Economic Review, 1976,66(4):589-597.
[10] Hanemann W M. Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ? [J]. American Economic Review, 1991,81(3):635-647.
[11] Coursey D L, Hovis J L, Schulze W D. The disparity between willingness to accept and willingness to pay measures of value [J]. The Quarterly Journal of Economics, 1987, 102(3):679-690.
[12] Horowitz J K, McConnell K E. A review of WTA/WTP studies [J]. Journal of Environmental Economic and Management, 2002,44(3):426-447.
[13] 牛海鹏,张安录.耕地保护的外部性及其测算:以河南省焦作市为例[J].资源科学,2009,31(8):1400-1408.
[14] 陈琳,欧阳志云,王效科,等.条件价值评估法在非市场价值评估中的应用[J].生态学报,2006,26(2):610-619.
[15] Loomis J B, Walsh R G. Recreation Economic Decisions, Comparing Benefits and Costs[M]. Pennsylvania: Venture Publishing, Inc,1997.
[16] Freeman A M. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Method [M]. Beijing: China Renmin University Press,1993.
[17] Horowitz J K, McConnell K E. Willingness to accept, willingness to pay and the income effect [J]. Journal of Economic Behavior & Organization, 2003,51(4):537-545.
[18] Arrow K, Solow R, Portney P R, et al. Report of the NOAA panel on contingent valuation [M]. Washington D C: Resources for the Future, 1993.
[19] 崔相宝,苗建军.条件价值评估:一种非市场的价值评估技术[J].武汉理工大学学报:社会科学版,2005,18(6):802-807.
[20] 徐赫.基于 CVM 与 TCM 的城市滨水空间游憩价值评估研究[D].浙江 杭州:浙江大学,2010.
[21] 阮氏春香.森林生态旅游非使用价值的 CVM 有效性研究[D].江苏 南京:南京林业大学,2011.