



内陆河生态系统恢复效益评估

——以黑河流域为例

徐涛,赵敏娟*,乔丹

(西北农林科技大学 经济管理学院/应用经济研究中心,陕西 杨凌 712100)

摘 要:以黑河流域为例,详述基于选择实验法评估内陆河生态系统恢复效益的指标选取及问卷设计流程,运用 RPL 模型估计居民生态系统恢复偏好,并在此基础上对比城乡居民偏好差异,进而计算流域生态系统恢复效益总额。结果显示:①受访居民希望采取一定的恢复措施来改善流域生态环境,但城乡居民对恢复措施的侧重点存在偏好差异,城镇居民对河流水质、东居沿海面积和休闲娱乐条件的偏好较强,而农村居民仅对河流水质和农田灌溉保障率有较强偏好;②若在黑河流域采取一定的生态系统恢复措施,使各项生态指标达到问卷设计的最优状态,则城镇居民、农村居民及样本总体的家庭年均支付意愿分别为 495.012 元、277.319 元和 391.212 元,根据样本总体估计结果计算得到的生态系统恢复效益总额为 2.479 亿元,高于根据城乡居民分别估计结果计算得到的 2.318 亿元。

关键词:生态系统恢复效益;非市场价值;选择实验;偏好;内陆河

中图分类号:X171.1 **文献标志码:**A **文章编号:**1671-7465(2018)04-0127-10

一、引言

内陆河流域是我国西北社会经济最具发展潜力的区域^[1-2],同时也孕育了“丝绸之路经济带”上的多个重要节点。良好的流域生态系统能够提供包括食品生产、气候调节、水土保持、栖息地和休闲娱乐在内的多种生态系统服务及功能^[3-4]。然而,随着水土资源开发利用规模的扩展,多条内陆河出现了不同程度的水量锐减、水质恶化、植被退化、湖泊湿地消失等生态环境问题^[5-6]。近年来,我国政府日益重视生态文明建设,并在党的十八大和十八届三中全会中对大力推进生态文明建设作出了重要部署。

科学评估流域生态系统服务及功能恢复所带来的社会经济效益,并将其纳入环境政策的制定,将有助于提高生态治理资金的配置效率,从而提升相关政策的有效性和持续性。早在 1998 年,Costanza 等根据土地覆被将全球生态系统划分为 15 类生物群系,及 17 种主要的生态系统服务功能,并逐项估计了各个生物群系、各项服务功能的价值,进而通过加总求和计算了全球生态系统的总价值^[7]。在此基础上,谢高地等通过对国内 200 多位生态学学者进行问卷调查,提出

收稿日期:2017-05-26

基金项目:国家社会科学基金重大项目“生态文明建设背景下自然资源治理体系构建:全价值评估与多中心途径”(15ZDA052);国家自然科学基金项目“西北地区水资源配置的多目标协同研究:全价值评估与公众支持”(71373209);清华大学中国农村研究院博士论文奖学金项目“全成本收益视角下节水灌溉技术补偿政策研究”(201621)

作者简介:徐涛,男,西北农林科技大学经济管理学院博士生,E-mail: xutao_2013@ outlook.com;赵敏娟,女,西北农林科技大学经济管理学院教授,E-mail: minjuan.zhao@ nwsuaf.edu.cn;乔丹,女,西北农林科技大学经济管理学院博士生。

* 赵敏娟为本文通信作者。

了“中国生态系统服务价值当量因子表”^[8]。黄湘等参照以上“当量因子”进一步测算了我国西北干旱区塔里木河流域、玛纳斯河流域、石羊河流域以及黑河流域的生态系统服务价值^[2]。以上研究为生态系统服务及功能的划分以及评估指标的选取奠定了理论基础,但仍然面临以下两方面挑战。一方面,上述研究多是针对基于局部均衡计算静态的总价值,但伴随着生态环境的恶化、人口的快速增长和经济发展水平的提升,生态系统服务及功能日渐稀缺,其社会价值也将水涨船高。因此,评估生态系统服务及功能状态改变(即优化或恶化导致生态系统服务及功能的增加或减少)的边际价值更具现实意义^[9]。另一方面,现有研究多是基于市场价格,但即使对于同一类型的生态系统服务及功能,因不同国家和地区的经济水平、居民收入状况、价值认识和消费偏好的不同,反映到市场价格上也会产生很大差异。加之,生态系统服务及功能往往游离于市场机制的边缘,有的甚至处在完全的非市场状态下,这部分非市场价值易被研究者低估甚至忽略,使得评估结果难以反映其真实价值^[10]。

由于陈述偏好法可借助假想市场对非市场价值进行量化^[11],并能够测算被评估对象从一个状态提升或降低到另一个状态时受访者的支付或受偿意愿,即生态系统服务及功能状态改变的边际价值,因而逐渐得到相关领域学者的关注^[12-13]。目前,陈述偏好法中的条件价值评估法(Contingent Valuation Method, CVM)和选择实验法(Choice Experiment, CE)已在非市场价值评估领域得到较为广泛的应用,但采用此类方法评估中国内陆河流域生态系统服务及功能价值的研究尚不多见。例如,张志强等采用条件价值评估法,分别设计了离散型单边界二分式和双边界二分式的封闭式问卷,调查了黑河流域居民对恢复张掖市生态系统服务的支付意愿^[14];杜丽永等以长江流域生态补偿为例,对南京市居民的支付意愿进行了调查,重点分析了忽略“零响应”的传统模型所带来的估算偏差,并采用 Spike 模型进行校正^[15];许罗丹和黄安平采用条件价值法对西江流域城乡居民进行了问卷调查,并对该区域水环境改善的非市场价值进行了估算^[16];史恒通和赵敏娟以渭河流域陕西段为例,采用选择实验法对流域生态系统服务的非市场价值进行了估算,并对比了城乡居民生态认知差异^[3]。从已有研究来看,学者多采用条件价值评估法测算流域生态系统服务及功能的非市场价值,而采用选择实验法的研究相对较少,且对实验设计的科学性和有效性重视不足。由于选择实验法能够将生态指标组合成更为直观的备选方案,并赋予受访者权衡不同生态指标的机会,在获得更多偏好信息的同时,也提高了价值量化结果的准确性,因而被认为是非市场价值评估领域最具前景的研究方法之一。目前,该方法已从最初的休闲娱乐和美学价值研究,拓展到了生态修复、生物多样性、文化和艺术等领域^[4,12]。

综上所述,本文首先假定受访者愿意为获得特定商品而支付的金额(即支付意愿)能够很好地反映该商品的经济价值,进而借助陈述偏好类方法,通过构建假想市场获取受访者对生态系统恢复的支付意愿,从而确定生态系统恢复所带来的社会经济效益。文章具体思路如下:以黑河流域为例,运用选择实验法,构建内陆河生态系统恢复效益评估的指标体系,进而设计由不同生态指标组合而成的备选恢复方案,并通过对受访居民效用函数估计及偏好差异分析,计算流域生态系统的恢复效益,从而为内陆河流域生态修复政策的制定与完善,以及陆上“丝绸之路经济带”生态环境的可持续发展提供决策依据。

二、研究方法

(一) 选择实验流程

根据 Hanley 等提出的选择实验法实施步骤^[17],本文设计了内陆河生态系统恢复效益的评估思路,具体如下:①收集特定流域的历史及现状资料,结合已有研究成果及相关领域专家咨询,明确内陆河流域所提供的生态系统服务及功能类型;②探讨这些生态系统服务及功能所面

临的现实问题,及其对流域内居民生产生活的影 响;③在此基础上,结合焦点小组访谈(Focus Group)构建内陆河流域生态系统恢复效益评估指标体系;④基于正交试验(Orthogonal Experimental Design)设计选择实验调研问卷;⑤通过实地预调研,进一步完善调研问卷及指标含义描述,使之更易于被受访者充分理解;⑥通过入户一对一访问完成选择实验调研,获得城乡居民支付意愿数据;⑦运用 RPL 模型估计受访者效用函数,获得城乡居民对内陆河生态系统恢复的支付意愿,并在此基础上计算生态系统恢复效益。

(二) 计量经济学模型

选择实验法的理论基础是随机效用论,其基本假定是受访者会选择备选项提供的效用最大的那一项^[18-19],因此可以将选择问题转化为效用比较问题,用效用最大化来表示受访者对选择集中最优方案的选择,并通过构造随机效用函数和模型估计揭示受访者选择偏好。本文采用 RPL 模型(Random Parameters Logit Model)估计居民效用函数,该模型假定实验参与者具有异质性偏好,偏好参数被设定为一个分布,而不局限于 MNL 模型(Multinomial Logit Model)中的确定值,因此更加贴近现实情况。这里,受访者 n 在流域生态情景 s 下的效用 U_{ns} 可作如下表示^[20]:

$$U_{ns} = \alpha_n ASC_{ns} + \sum_{i=1}^K \beta_{ni} X_{nis} + \gamma_n WTP_{ns} + \varepsilon_{ns} \quad i = 1, 2, \cdots, K$$

(1)

式中,ASC(Alternative Specific Constant)为备择常数,当备选方案没有采取任何治理措施时取 1,否则取 0,反映无治理措施情况下受访者的基准效用; X_{nis} 表示当受访者 n 选择情景 s 时,流域生态指标 i 的取值; WTP_{ns} 表示受访者 n 愿意为情景 s 所需支付的费用; ε_{ns} 是不可观察项,通常假定效用函数的误差项服从类型 I 的极值分布(Gumbel 分布)和独立同分布; α_n 、 β_{ni} 和 γ_n 是反映受访者 n 偏好程度的参数。那么,受访者 n 在所有 T 个情境中选择流域生态情景 s 而不选择其他情景的概率为:

$$P_{ns} = \frac{\exp(\alpha_n ASC_{ns} + \sum_{i=1}^K \beta_{ni} X_{nis} + \gamma_n WTP_{ns})}{\sum_{j=1}^T \exp(\alpha_n ASC_{nj} + \sum_{i=1}^K \beta_{ni} X_{nij} + \gamma_n WTP_{nj})} \quad j = 1, 2, \cdots, T$$

(2)

进一步,通过最大似然估计得到上述偏好方程中 α 、 β_i 和 γ 的参数值^[21],并在此基础上计算受访者补偿剩余(Compensating Surplus, CS),具体公式如下^[20,22]:

$$CS_s = \frac{1}{\gamma} (V_0 - V_s) = \frac{1}{\gamma} [(\alpha + \sum_{i=1}^K \beta_i X_{i0}) - \sum_{i=1}^K \beta_i X_{is}]$$

(3)

式中, CS_s 是流域生态系统改善到情景 s 时,受访者的补偿剩余; V_0 是不采取治理措施时,流域生态系统的整体状况; V_s 是情景 s 所代表流域生态系统整体状况; X_{i0} 是不采取治理措施时,生态指标 i 的取值; X_{is} 是流域生态系统恢复到情景 s 时,生态指标 i 的取值。

三、研究区域与实验设计

(一) 研究区域概况

黑河是我国西北干旱地区第二大内陆河,位于 $37^{\circ}41' \sim 42^{\circ}42'N$ 与 $96^{\circ}42' \sim 102^{\circ}00'E$ 之间,流域总面积约 14.29 万 km^2 。黑河干流发源于祁连山北麓中段,流经河西走廊,最终消失于居延盆地的戈壁、沙漠之中,全长 821km。按地理位置和地貌单元,整条流域可划分为三大类型区:上游祁连山地、中游走廊绿洲平原和下游阿拉善高原。上游祁连山区是河川径流的主要形成区和水源涵养带,占流域面积的 10%,中下游地区是主要的水资源利用区,占流域面积的 90%,流域最下游的荒漠地带是径流的消失区。

近 30 年来,由于过度开垦、放牧等不合理的人类活动,加之黑河流域所处的特殊地理环境,造成了流域生态的严重退化,并引发了一系列生态环境问题,如地下水位下降、污染加剧、土地

表 1 评估指标及其含义与水平值

指标	含义	水平值
河流水质 (类)	黑河干流主要水文断面水质类别的平均值。良好的水质能够为居民生产、生活,以及动植物生存提供清洁的水源	3*、2.5、2
农田灌溉保障率 (%)	实际灌溉水量占应灌水量的百分比。黑河流域中游的张掖市自古就有“金张掖”之称,是西北地区重要的商品粮和蔬菜生产基地之一,充足的水量是农田灌溉的重要保障	60*、65、70、75
扬沙天气天数 (天)	额济纳旗年度扬沙天数。扬沙天气是地表植被破坏、土地沙化等生态环境问题的直接体现,同时也与居民生活环境与健康状况直接相关	44*、40、35、30
东居延海面积 (km ²)	东居延海稳定的水域面积。黑河尾间水域能够起地下水补给、动植物栖息地供给、区域气候调节等功能	40*、50、60
休闲娱乐条件 (km ²)	黑河中游湿地公园的面积。湿地公园不仅能够提供生态旅游、休闲娱乐、景观观赏等服务,而且能够起到保护流域内生物多样性的作用	55*、80、105、130
支付意愿 (元)	为了改善流域生态系统状况,未来 10 年,受访者家庭每年需要为实施保护修复措施支付的金额。由于恢复生态环境需要采取一定的治理措施,因此需要受访者承担一些必要的成本,这些成本并不一定以现金形式呈现,它可能通过食品价格、税费及付费的生态休闲场所等多种形式反映到家庭生活成本上	0、50、100、150、200、250

注:①标*的水平值为“基准水平”,是 10 年后不采取任何保护措施的情况下各生态指标所能达到的状态(而非现状值)。②黑河干流 4 个主要的水文断面分别为:莺落峡水文断面、正义峡水文断面、哨马营水文断面和狼心山水文断面。

(三) 问卷设计

选择实验问卷设计是将不同水平的流域生态指标组合成直观的备选方案,并进一步将不同的备选方案组合成选择集的过程。根据已有研究经验,每份选择实验问卷为受访者提供 3 个选择集(每 3 个选择集为一组实验),每个选择集中包含 3 个备选方案^[27]。表 2 展示了一个选择集,“方案 0”是在无治理措施的条件下各生态指标的水平值,“方案 1”和“方案 2”是在不同治理措施的条件下各生态指标的水平值。

由表 2 中生态指标及水平值个数可知,可能的备选方案有 2880(3×4×4×3×4×5)个^①,则可能的选择集约有 4×10⁶(C²₂₈₈₀)个。若对全部备选方案进行选择实验,则需要耗费巨大的人力物力,因此需要优选出部分具有代表性的选择集进行实验^[28]。本文使用“Ngene 1.1.1”进行正交实验设计,根据正交性从全部实验中挑选出部分有代表性实验组合,并对存在占优策略的选择集进行调整,共生成 20 组 60 个选择集^[29]。最终,得到了 20 个版本的调研问卷,每个版本的问卷包含一组选择实验,每组实验对应一个受访者,并要求受访者结合自身情况完成 3 次独立选择。

表 2 选择实验问卷示例

指标	方案 0	方案 1	方案 2
河流水质(类)	3	2.5	2
农田灌溉保障率(%)	60	75	60
扬沙天气天数(天)	44	35	30
东居延海面积(km ²)	40	50	60
休闲娱乐条件(km ²)	55	55	130
您家每年愿意为此付费(元)	0	50	100
请选择其中的一项:	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

① 0 支付意愿对应的各指标的水平均为固定值,即不采取任何治理措施时的状态,因此支付意愿这一指标仅有 5 个水平值进入排列组合。

为保证评估指标能够被受访者准确无误地理解,课题组根据实地预调研效果,对各生态指标的表述作了进一步优化。此外,在正式调研前,还对调研员进行了专项培训,讲解实验操作流程,说明调研注意事项,并要求调研员在受访者进行方案选择之前,根据指标描述详细介绍各指标及其水平值所代表的含义。

四、数据说明与变量描述

(一) 数据来源

本文数据来源于“黑河流域生态环境价值评估”课题组于 2014 年 7—8 月开展的实地调研。由于黑河流域人口和经济集中分布于中游绿洲,人口规模和 GDP 均占全流域的 80% 以上,而上、下游地区所占比重较小。因此,实地调研根据上中下游居民户数比例与城乡居民户数比例实施分层随机抽样,分别选取了黑河上游的肃南县,中游的民乐县、甘州区和高台县,以及下游的额济纳旗。如表 3 所示,样本中男性受访者占 90%,城镇和农村受访者年龄分别为 37 岁和 44 岁左右,这一统计结果主要与选择实验调研的特殊性有关。由于选择实验的调研问卷相对于传统调研更为复杂,不易被受访者理解,且实验模拟的是以家庭为单位的决策,因此实地调研多选取在家庭决策中占主导地位的较为年轻的男性家庭成员作为访问对象,并要求调研员在实验开始前确认受访者是否为户主,或能否代表家庭成员进行决策。城镇受访者受教育程度多为高中、中专或大专学历,农村受访者则多为小学或初中学历。约 70% 的受访者家庭需要抚养未成年人,约 36% 的城镇受访者,以及约 22% 的农村受访者家庭需要赡养老人。城镇受访者的家庭平均年收入约为 8.15 万元,高于农村受访者约 7.01 万元的家庭平均年收入。

表 3 样本描述统计结果

项目	城镇		农村		总体	
	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差
性别	0.90	0.30	0.89	0.31	0.90	0.31
年龄(岁)	37.20	11.89	44.75	11.20	40.83	12.16
受教育程度	3.49	1.20	1.87	0.99	2.71	1.37
家庭人数(人)	3.68	1.16	4.07	1.36	3.87	1.28
是否有未成年人	0.74	0.44	0.70	0.46	0.72	0.45
是否有老年人	0.36	0.48	0.22	0.41	0.29	0.45
家庭年收入(万元)	8.15	8.44	7.01	10.87	7.60	9.70

注:性别统计中,男性=1,女性=0;受教育程度统计中,小学及以下=1,初中=2,高中及中专=3,大专=4,本科及以上=5;未成年人及老年人统计中,是=1,否=0。

(二) 变量描述统计

为使变量描述统计结果更能反映受访者的选择情况,本文仅对被选方案中的指标值进行描述统计^①。如表 4 所示,各生态指标均值均高于 10 年后的基准水平;除农田灌溉保障率外,城镇居民组的生态指标均值均高于农村居民组;城镇居民组平均支付意愿为 104.7 元/年,高于农村居民组的 88.25 元/年;样本总体各指标的描述统计结果均介于城镇居民组和农村居民组之间。上述变量描述统计结果在一定程度上揭示了城乡居民对于黑河流域生态修复的选择偏好,但具体的支付意愿额度及其城乡差异还需结合计量经济模型估计结果作更为深入的解读。

① 针对所有选项的变量统计结果与正交实验设计存在固定关系,因此没有意义。

表 4 变量描述统计结果

变量	城镇		农村		总体	
	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差
河流水质(类)	2.42	0.38	2.47	0.38	2.45	0.38
农田灌溉保障率(%)	65.95	6.42	66.66	6.68	66.29	6.56
扬沙天气天数(天)	37.57	5.64	38.79	5.30	38.16	5.51
东居延海面积(km ²)	49.25	8.83	47.59	8.39	48.45	8.66
休闲娱乐条件(km ²)	89.41	30.31	84.78	30.16	87.18	30.32
支付意愿(元)	104.70	77.63	88.25	79.32	96.79	78.87

五、实证结果与分析

(一) RPL 模型估计

本文运用 Stata 12.0 软件估计 RPL 模型,结果如表 5 所示。模型估计时,将河流水质、农田灌溉保障率、扬沙天气天数、东居延海面积和休闲娱乐条件设定为随机参数,估计得到其均值和标准差;同时,根据已有研究经验,将备择常数 ASC 和支付意愿设定为固定参数,估计得到其均值^[21,30]。此外,参照已有研究,当不能预估参数均值的符号时,上述随机参数均被假定为正态分布^[28]。从模型整体拟合效果来看,三组样本估计结果的似然比检验均达到了 1% 的显著水平,表明计量模型在整体上具有统计学意义上的显著性。从参数估计来看,城镇居民组、农村居民组与样本总体的估计结果存在明显差异,表明城乡居民对于各生态指标的选择偏好存在明显的差异,若简单地将两者合并估计,则会损失部分有效信息。

表 5 RPL 模型估计结果

变量	城镇		农村		总体	
	Mean	S.E.	Mean	S.E.	Mean	S.E.
M.(河流水质)	-1.549***	0.295	-0.654***	0.236	-1.155***	0.192
M.(农田灌溉保障率)	-0.004	0.024	0.066***	0.026	0.035**	0.018
M.(扬沙天气天数)	-0.056	0.035	0.038	0.035	-0.018	0.025
M.(东居延海面积)	0.035**	0.017	0.024	0.019	0.030**	0.013
M.(休闲娱乐条件)	0.007*	0.004	0.003	0.004	0.004	0.003
M.(ASC)	-3.007***	0.597	-2.642***	0.620	-2.759***	0.434
M.(支付意愿)	-0.012***	0.002	-0.015***	0.002	-0.014***	0.001
S.D.(河流水质)	3.117***	0.455	1.565***	0.465	2.696***	0.329
S.D.(农田灌溉保障率)	0.208***	0.024	0.234***	0.023	0.224***	0.017
S.D.(扬沙天气天数)	0.266***	0.039	0.192***	0.059	0.267***	0.030
S.D.(东居延海面积)	0.152***	0.027	0.185***	0.027	0.168***	0.019
S.D.(休闲娱乐条件)	0.045***	0.006	0.048***	0.007	0.047***	0.005
Log likelihood	-1750.319		-1599.947		-3401.060	
LR chi ² (4)	432.620***		565.820***		1019.010***	

注：*、**、*** 分别代表 10%、5%、1% 的显著水平。

从随机参数的均值来看,城镇居民组中河流水质、东居延海面积与休闲娱乐条件在 10% 及以上的水平上显著,农村居民组中仅有河流水质与农田灌溉保障率在 1% 的水平上显著,样本总体的估计结果中河流水质、农田灌溉保障率与东居延海面积均在 5% 及以上水平显著。其中,城

乡居民流域水质的参数均值均为负,表明水质变差将会降低受访者的效用水平;农村居民组农田灌溉保障率的参数均值为正,表明可灌溉水量的增加能够提升农村受访者的效用水平;城镇居民组东居延海面积与休闲娱乐条件的参数均值为正,表明黑河流域尾间湿地面积与休闲娱乐条件的增加将会提升城镇受访者的效用水平。同时,生态指标参数均值也在一定程度上反映了受访者对不同福利指标的相对偏好程度,例如城镇居民组东居延海面积和休闲娱乐条件的参数均值分别为 0.035 和 0.007,意味着其他条件不变的情况下,东居延海面积每提升一个单位对城镇居民效用的影响约为休闲娱乐条件每提升一个单位的 5 倍。此外,扬沙天气天数在三组样本估计中均不显著,原因可能是扬沙天气主要发生在黑河下游的额济纳旗,而中上游居民并不希望通过增加自身付费来换取下游风沙天气的减少,加之中上游样本量与下游样本量对比悬殊,从而导致其参数均值不显著。

从固定参数的均值来看,三组样本中支付意愿与备择常数 ASC 的估计结果均在 1% 的水平上显著。其中,支付意愿的均值显著为负,表明增加支出会降低受访者的效用水平,因此可以认为受访者倾向于通过支付较少的资金获得生态环境的改善,这与理论预期相符;ASC 的均值在 1% 的水平上显著为负,表明不采取治理措施将会导致受访者效用水平降低,因此拒绝“方案 0”是黑河流域居民的固有倾向。

从随机参数的标准差来看,三组样本中河流水质、农田灌溉保障率、扬沙天气天数、东居延海面积与休闲娱乐条件均通过了 1% 水平的显著性检验,表明城乡居民对上述生态指标的偏好异质性显著存在,从而也体现了 RPL 模型相对于传统 Logit 模型的优势,使得模型假设更贴近现实。

(二) 流域生态系统恢复效益

RPL 模型中参数均值的估计结果揭示了受访者对不同生态指标偏好的程度,而在此基础上计算的补偿剩余则反映了流域生态系统恢复达到特定情景时受访家庭每年愿意支付的金额,即流域生态系统恢复所带来的效益。根据公式(3),若在黑河流域采取一定的恢复措施,并使区域生态系统达到最优状态,即生态情景 V_s ,其中各指标 X_{is} 的水平值如下:河流水质为“2 类”、农田灌溉保障率为“75%”、扬沙天气天数为“30 天”、东居延海面积为“60 km²”、休闲娱乐条件为“130 km²”。相应地,在不采取任何措施的生态情景 V_0 中,各指标 X_{i0} 的水平值如下:河流水质为“3 类”、农田灌溉保障率为“60%”、扬沙天气天数为“44 天”、东居延海面积为“40 km²”、休闲娱乐条件为“55 km²”。那么,将上述 X_{i0} 和 X_{is} 的水平值,以及表 5 中 α 、 β_i 和 γ 的估计值,代入公式(3)计算补偿剩余可得,城镇居民家庭年均支付意愿为 495.012 元,农村居民家庭年均支付意愿为 277.319 元,样本总体家庭年均支付意愿为 391.212 元。若根据第六次人口普查数据,黑河流域共计 63.365 万户居民,城镇和农村人口户数分别为 25.755 万户、37.610 万户,则根据城乡分组估计结果分别计算并加总得到的年度生态系统恢复效益总额为 2.318 亿元,而根据样本总体估计结果计算得到的年度效益总额为 2.479 亿元。对比可知,基于不同样本组估计结果计算得到的生态系统恢复效益总额之间相差 0.161 亿元,差值接近 7%。

六、结论与讨论

本文以黑河流域为例,基于选择实验法构建了内陆河流域生态系统恢复效益评估指标体系,并通过问卷设计、实地调研和 RPL 模型估计,揭示了城乡居民对流域生态系统恢复的偏好差异,并进一步计算和对比了基于城乡居民分别估计和样本总体估计得到的生态系统恢复效益总额,主要结论如下:

(1) 城乡居民均希望采取一定的保护和修复措施来改善黑河流域生态环境现状,但两者对

于各项生态指标的偏好程度存在明显差异。城镇居民对改善河流水质、东居沿海面积和休闲娱乐条件有较强偏好,而农村居民仅对改善河流水质和农田灌溉保障率有较强偏好。而样本总体估计结果则表明,流域居民对改善河流水质、农田灌溉保障率与东居延海面积的偏好较强。因此,若将城乡居民合并估计则可能损失部分有效信息,甚至降低效益计算结果的准确性。

(2)若使黑河流域生态环境恢复到各生态指标所能达到的最优状态,则城乡居民家庭年均支付意愿分别为495.012元和277.319元,两者之间差额为217.693元,由此计算得到的年度生态系统恢复效益总额为2.318亿元;根据样本总体估计结果计算得到的家庭年均支付意愿为391.212元,年度生态系统恢复效益总额为2.479亿元。可以看出,基于样本总体估计结果计算得到的生态系统恢复效益总额高出城乡居民分别估计计算结果约7%,存在高估生态系统恢复效益的可能。

虽然,本文将选择实验法应用于内陆河生态系统恢复效益的评估之中,为流域生态系统服务及功能的非市场价值量化提供了可行的途径,同时选择实验调研也为受访者提供了权衡各生态指标的机会,从而能够获得更多与受访者偏好相关的有效信息,但在今后的研究中,仍存在值得深入探究之处:

(1)内陆河生态系统恢复的外部效益评估。黑河流域生态环境的恢复与保护不仅关系到流域内生态安全与社会经济发展,也关系到西北、华北地区环境质量的改善。因此,黑河流域生态系统恢复同时也会影响流域外居民的福利状况,这部分效益也应该得到相关研究学者的足够重视,并被纳入到黑河流域生态系统恢复的效益评估之中。

(2)针对城乡居民分别设计选择实验问卷。本文证实了城乡居民间偏好差异的存在,并分别估计和对比了城乡居民对内陆河流域生态系统恢复的支付意愿,但在未来研究中仍有可以改进之处。既然城乡居民对流域生态系统恢复指标的偏好存在异质性,那么,可进一步根据城乡居民对内陆河生态指标的偏好差异,分别设计评估指标体系和选择实验问卷,从而提高问卷的针对性及效益测算的准确性。

(3)针对上中下游分别设计选择实验方案。本文研究中,扬沙天气天数这一反映下游生态环境状况的指标在不同样本组的模型估计中均不显著,表明在样本中占大多数的中上游居民更侧重于为中上游生态环境的改善付费,而对下游生态环境的重视明显不足。但在实地调研中,下游居民对下游生态环境改善的支付意愿明显高于中上游居民。因此,未来研究中可以尝试根据上中下游的生态环境特征及居民偏好差异设计更具针对性的选择实验方案,并分别估计和计算不同流域区段的生态系统恢复效益。

参考文献:

[1]周立华,王涛,樊胜岳,等.内陆河流域的生态经济问题与协调发展模式——以黑河流域为例[J].中国软科学,2005(1).

[2]黄湘,陈亚宁,马建新.西北干旱区典型流域生态系统服务价值变化[J].自然资源学报,2011(8).

[3]史恒通,赵敏娟.基于选择试验模型的生态系统服务支付意愿差异及全价值评估——以渭河流域为[J].资源科学,2015(2).

[4]姚柳杨,赵敏娟,徐涛.耕地保护政策的社会福利分析:基于选择实验的非市场价值评估[J].农业经济问题,2017(2).

[5]孟丽红,陈亚宁,李卫红.干旱区内陆河流域水资源可持续利用的生态经济研究[J].中国人口·资源与环境,2011(S2).

[6]张学斌,石培基,罗君,等.基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析——以石羊河流域为例[J].自然资源学报,2014(3).

[7]Costanza R, de Groot R, Farber S, et al. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital[J]. Ec-

- ological Economics, 1998, 25(1).
- [8] 谢高地, 张钊锂, 鲁春霞, 等. 中国自然草地生态系统服务价值[J]. 自然资源学报, 2001(1).
- [9] Turner R K, Paavola J, Cooper P, et al. Valuing Nature: Lessons Learned and Future Research Directions[J]. Ecological Economics, 2003, 46(3).
- [10] 李东. 生态系统服务价值评估的研究综述[J]. 北京林业大学学报(社会科学版), 2011(1).
- [11] Adamowicz W, Boxall P, Williams M, et al. Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation[J]. American Journal of Agricultural Economics, 1998, 80(1).
- [12] Beharry-Borg N, Scarpa R. Valuing Quality Changes in Caribbean Coastal Waters for Heterogeneous Beach Visitors[J]. Ecological Economics, 2010, 69(5).
- [13] Stithou M, Hynes S, Hanley N, et al. Estimating the Value of Achieving ‘Good Ecological Status’ in the Boyne River Catchment in Ireland Using Choice Experiments[J]. The Economic and Social Review, 2013, 43(3).
- [14] 张志强, 徐中民, 龙爱华, 等. 黑河流域张掖市生态系统服务恢复价值评估研究——连续型和离散型条件价值评估方法的比较应用[J]. 自然资源学报, 2004(2).
- [15] 杜丽永, 蔡志坚, 杨加猛, 等. 运用 Spike 模型分析 CVM 中零响应对价值评估的影响——以南京市居民对长江流域生态补偿的支付意愿为例[J]. 自然资源学报, 2013(6).
- [16] 许罗丹, 黄安平. 水环境改善的非市场价值评估: 基于西江流域居民条件价值调查的实证分析[J]. 中国农村经济, 2014(2).
- [17] Hanley N, Hanley R E, Adamowicz V. Using Choice Experiments to Value the Environment[J]. Environmental and Resource Economics, 1998, 11(3/4).
- [18] McFadden D. Conditional Logit Analysis of Qualitative Choice Behavior[M]//Zarembka P. Frontiers in Econometrics. New York: Academic Press, 1973.
- [19] Hensher D, Shore N, Train K. Households’ Willingness to Pay for Water Service Attributes[J]. Environmental and Resource Economics, 2005, 32(4).
- [20] Hensher D A, Greene W H. The Mixed Logit Model: the State of Practice[J]. Transportation, 2003, 30(2).
- [21] Train K. Discrete Choice Methods with Simulation[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2003.
- [22] Morrison M, Bennett J, Blamey R, et al. Choice Modeling and Tests of Benefit Transfer[J]. American Journal of Agricultural Economics, 2002, 84(1).
- [23] 傅颖秀, 张金龙, 陈英, 等. 黑河中游典型绿洲土地利用/覆盖变化及生态环境效应——以甘州、临泽、高台绿洲为例[J]. 干旱区资源与环境, 2014(10).
- [24] 李晓平, 史恒通, 赵敏娟. 黑河流域生态系统服务需求收入弹性分析[J]. 生态经济, 2016(11).
- [25] 尤南山, 蒙古军. 基于生态敏感性和生态系统服务的黑河中游生态功能区划与生态系统管理[J]. 中国沙漠, 2017, 37(1).
- [26] de Groot R, van der Perk J, Chiesura A, et al. Ecological Functions and Socioeconomic Values of Critical Natural Capital as a Measure for Ecological Integrity and Environmental Health[M]//Implementing Ecological Integrity. Dordrecht: Springer, 2000: 191-214.
- [27] Kuhfeld W F. Marketing Research Methods in SAS: Experimental Design, Choice, Conjoint, and Graphical Techniques[M]. Cary, NC, USA: SAS Institute Inc., 2010.
- [28] Duke J M, Borchers A M, Johnston R J. Sustainable Agricultural Management Contracts: Using Choice Experiments to Estimate The Benefits of Land Preservation and Conservation Practices[J]. Ecological Economics, 2012(74).
- [29] Johnston R J, Duke J M. Willingness to Pay for Agricultural Land Preservation and Policy Process Attributes: Does the Method Matter? [J]. American Journal of Agricultural Economics, 2007, 89(4).
- [30] Johnston R J, Schultz E T, Segerson K, et al. Enhancing the Content Validity of Stated Preference Valuation: the Structure and Function of Ecological Indicators[J]. Land Economics, 2012, 88(1).

(责任编辑: 刘浩)