

DOI: 10.5846/stxb201907101452

杨兰, 胡淑恒. 基于动态测算模型的跨界生态补偿标准——以新安江流域为例. 生态学报, 2020, 40(17): 5957-5967.

Yang L, Hu S H. Cross-border ecological compensation standard based on dynamic measurement model: Taking Xin'an River Basin as an example. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(17): 5957-5967.

基于动态测算模型的跨界生态补偿标准 ——以新安江流域为例

杨 兰, 胡淑恒*

合肥工业大学资源与环境工程学院, 合肥 230009

摘要: 针对目前跨界生态补偿普遍存在的补偿标准单一、补偿内容不完善等问题, 以新安江流域为例, 构建基于机会成本法和生态系统服务价值法的动态测算模型, 开展跨界生态补偿标准研究。根据目前新安江流域各阶段协议水质将生态补偿分为试行和修复两个测算阶段, 补偿年限分别为 2012—2014 年和 2015—2017 年。试行阶段采用机会成本法, 修复阶段采用生态系统服务价值法。结果表明: (1) 试行阶段新安江流域生态补偿的直接成本和间接成本额度分别从 2012 年的 18.49 亿元和 2.28 亿元上升到 2014 年的 32.47 亿元和 4.01 亿元。其中, 工业在间接成本中年均占比高达 55.10%, 这说明黄山市从多方面逐渐加强对流域的生态管理和投入, 尤其是对流域水生态环境起直接影响的污染企业采取了取缔关停等措施。(2) 2015—2017 年新安江流域生态补偿额度也呈现上涨态势。黄山市总供给和自身消耗的生态系统服务价值的年均增幅分别为 5.08% 和 4.32%, 生态系统服务价值总供给比自身消耗高 0.76 个百分点, 反映出黄山市通过增加生态面积、改变土地利用类型等方式来提高流域水生态环境质量。(3) 新安江流域 2012—2014 年试点阶段的生态补偿总额应为 80.67 亿元, 2015—2017 年修复阶段的生态补偿总额应为 125.65 亿元。而实际新安江流域试点以来累计投入 36 亿元的生态补偿额, 远低于上游对环境整治的投入与损失额, 因此建议为了新安江流域的生态环境保护, 流域双方建立动态、长效的生态补偿机制, 加大生态补偿额度。

关键词: 生态补偿; 机会成本; 生态系统服务价值; 新安江流域

Cross-border ecological compensation standard based on dynamic measurement model: Taking Xin'an River Basin as an example

YANG Lan, HU Shuheng*

School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China

Abstract: Aiming at the problems of single compensation standard and incomplete compensation content in cross-border ecological compensation, this study takes the Xin'an River Basin as an example, builds a dynamic measurement model based on opportunity cost method and ecosystem service value method, and carries out cross-border ecological compensation standard research. According to the current agreement on the water quality of the Xin'an River Basin, the ecological compensation is divided into two trial phases: trial and restoration. The compensation period fall in 2012—2014 and 2015—2017 respectively. Opportunity cost method is used in the trial phase, and ecosystem service value method is used in the restoration phase. The results showed that: (1) the direct and indirect cost quotas for ecological compensation in the Xin'an River Basin in the pilot phase increased from 1.849 billion yuan and 228 million yuan in 2012 to 3.247×10^6 yuan and 401×10^6 yuan in 2014, respectively. Among them, the averagely annual ratio of industrial indirect costs was as high as 55.10%, which indicated that Huangshan City has gradually strengthened the ecological management and investment of the river basin

基金项目: 安徽省发展和改革委员会项目(J2014AHST0013)

收稿日期: 2019-07-10; 网络出版日期: 2020-07-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hushuheng@hfut.edu.cn

from various aspects, especially the polluting enterprises that had a direct impact on the aquatic ecological environment of the river basin. (2) The amount of ecological compensation in the Xin'an River Basin also showed an upward trend from 2015 to 2017. The annually average increase in the total supply and self-consumed ecosystem service value of Huangshan City were 5.08% and 4.32%, and the total supply of ecosystem service value was 0.76% higher than its own consumption, which reflects that Huangshan City has improved the quality of the water ecological environment of the river basin by increasing the ecological area and changing the type of land use etc. (3) The total amount of ecological compensation in the pilot phase of Xin'an River Basin from 2012 to 2014 was estimated at 8.067 billion yuan, and the total amount of ecological compensation in the restoration phase from 2015 to 2017 was estimated at 12.565 billion yuan. However, the actual amount of ecological compensation amounted to 3.6 billion yuan since the pilot of the Xin'an River Basin was much lower than the upstream investment and loss in environmental improvement. Therefore, in order to protect the ecological environment of the Xin'an River Basin, we recommended that both sides of the basin established a dynamic and long-lasting ecological compensation mechanism to increase the amount of ecological compensation.

Key Words: ecological compensation; opportunity cost; ecosystem service value; Xin'an River Basin

习总书记指出,“绿水青山就是金山银山”,“中央和地方都要落实好生态补偿机制,将生态补偿作为脱贫攻坚的重要举措”。生态补偿是以保护和可持续利用生态系统服务为目的,以经济手段为主调节相关者利益关系,促进补偿活动、调动生态保护积极性的各种规则、激励和协调的制度安排^[1]。随着人们对环境和生活水平需求的增长,流域水生态环境与地区经济发展的矛盾进一步加剧。生态补偿作为协调流域保护方和受益方利益冲突的一种经济手段,已成为国内相关学者研究的热点。作为生态补偿的核心和难点,生态补偿标准是流域生态补偿机制顺利实施的关键,直接关系到生态补偿机制实施的科学性和可行性^[2]。

生态补偿的概念最先由经济学家提出,Wunder 基于科斯理论的认识将环境服务交易引入生态补偿机制中^[3]。早先 Wunder 和 Chen 等指出,使用具有成本效益的目标可显著提升生态补偿的效率^[4],而 Newton 等则认为应根据实际情况,有选择地使用随人口特征及谋生方式调整的支付结构^[5]。目前跨界流域生态补偿由于上下游地区未能在补偿标准、补偿内容和额度等方面达成一致,导致流域上下游地区在经济协调方面产生较大的矛盾。为此国内外学者针对补偿标准的时限、额度及范围等展开了大量研究。国外主要侧重于支付意愿法来分析支付意愿与社会经济信息变量的相关关系^[6-7],如 Alistair 等^[8-9]通过利益相关者来确定支付补偿意愿,其结果是基于被调查对象的回答,因此相对缺乏客观性。而国内主要侧重于从费用分析、支付意愿、污染成本及生态价值等方面进行评估。如吴园园等^[10]采取定量和定性两种方法构建新安江生态补偿额度,但没有考虑上游地区的经济状况等因素;王飞儿等^[11]通过上下游超标污染物通量计量来确定污染赔偿模式,其补偿因子及流域地区等因素还需进一步完善;马永喜等^[12]提出基于水质水量的产权分配生态补偿额,然而该补偿方法仅适用于水质较差的河流。虽然这些研究在可行性方面具有一定的应用价值,但普遍从静态的角度进行评估,并没有考虑动态的因素,且缺乏完善的核算指标体系,导致核算过程中在准确性和客观性方面的误差较大,缺乏一个统一、完整、长效的标准。

因此,本文以新安江流域为例,根据流域上下游地区的经济水平、地理位置和生态环境等特点。从试行和修复两个阶段出发,选取林业、农业、水利和人均生产总值等因素,通过直接成本、间接成本和生态系统服务价值等方法进行测算,拟构建跨界流域生态补偿标准动态测算模型,对新安江流域的不同产业的成本损失和生态服务价值供给及消费情况进行研究。通过计算生态补偿额度,为其他跨界流域的生态补偿标准测算提供一定依据。

1 研究区域状况

新安江发源于安徽省黄山市休宁县,经过浙江淳安千岛湖流入富春江、钱塘江。横跨安徽浙江两省的流

域总面积 11452.5km²,新安江安徽段年平均出境水量达 60 多亿 m³,占千岛湖年均入库水量 60%以上,是下游浙江地区重要的战略水源地^[13]。虽然针对新安江生态补偿上下游地区签订了横向生态补偿的协议,中央及皖浙两省也各有拨款补偿资金给黄山市地区,但随着下游地区对水质要求日渐的提高,目前对上游地区的补偿是远远不够的,上下游地区经济矛盾日益凸显。

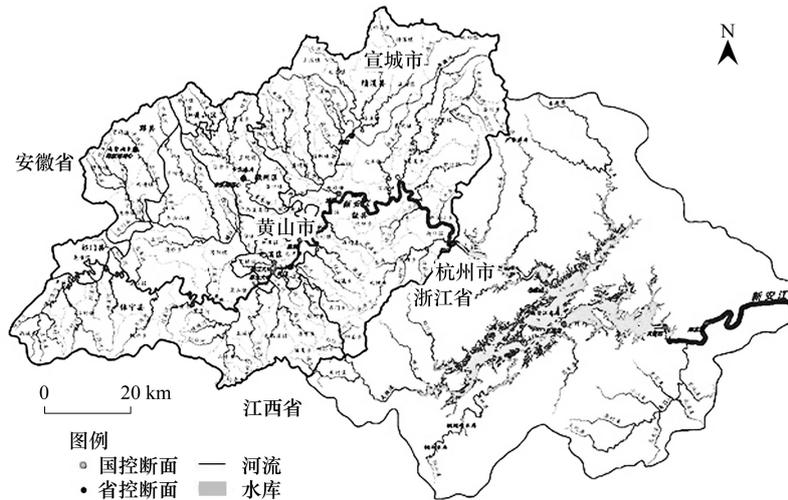


图 1 新安江流域水系分布图

Fig.1 Xin'an River Basin water system distribution map

(资料来源:黄山市水利部门)

2 构建跨界流域生态补偿动态测算模型

本文以新安江流域生态补偿为例,构建跨界流域生态补偿动态测算模型,将生态补偿分为试行和修复两个阶段,试行阶段流域上下游地区对补偿标准和内容还不确定,应采用机会成本法核算上游地区直接投入与因生态治理带来的间接损失;修复阶段在试行阶段水质已经达到一定的成效,为进一步协调补偿双方的利益,生态系统服务价值法可以对流域水资源服务价值进行评估。详见图 2。

2.1 机会成本测算模型

在跨界流域生态补偿的试行阶段存在着许多不确定的因素,因此采用机会成本法来分别计算上游流域在生态补偿中各个行业的损失值。机会成本^[14]是指做一个选择后所丧失的不做该选择而可能获得的最大利益。流域生态补偿的机会成本分为直接成本和间接成本两类,直接成本是指上游为开展生态保护和建设而直接投入的人力、物力和财力等^[15]。间接成本是上游地区为了保护生态环境所放弃的经济收入和丧失的发展权所带来的经济效益^[16]。

2.1.1 直接成本测算

流域生态补偿直接成本测算为林业建设投入、水利建设投入、流域水环境整治和农村环境综合整治费用的总和,测算公式如下:

$$C_{直} = C_{11} + C_{12} + C_{13} + C_{14} \quad (1)$$

式中, C_{11} 、 C_{12} 、 C_{13} 和 C_{14} 分别代表上游地区的林业建设投入、水利建设投入、流域水环境整治和农村环境综合整治费用。

2.1.2 间接成本测算

上游地区为提高流域环境质量限制了自身的经济发展,主要体现在农业 C_{2i} 、工业 C_{2i} 和政府 C_{3i} 三个方面的发展机会损失,总的间接成本总额计算公式如下:

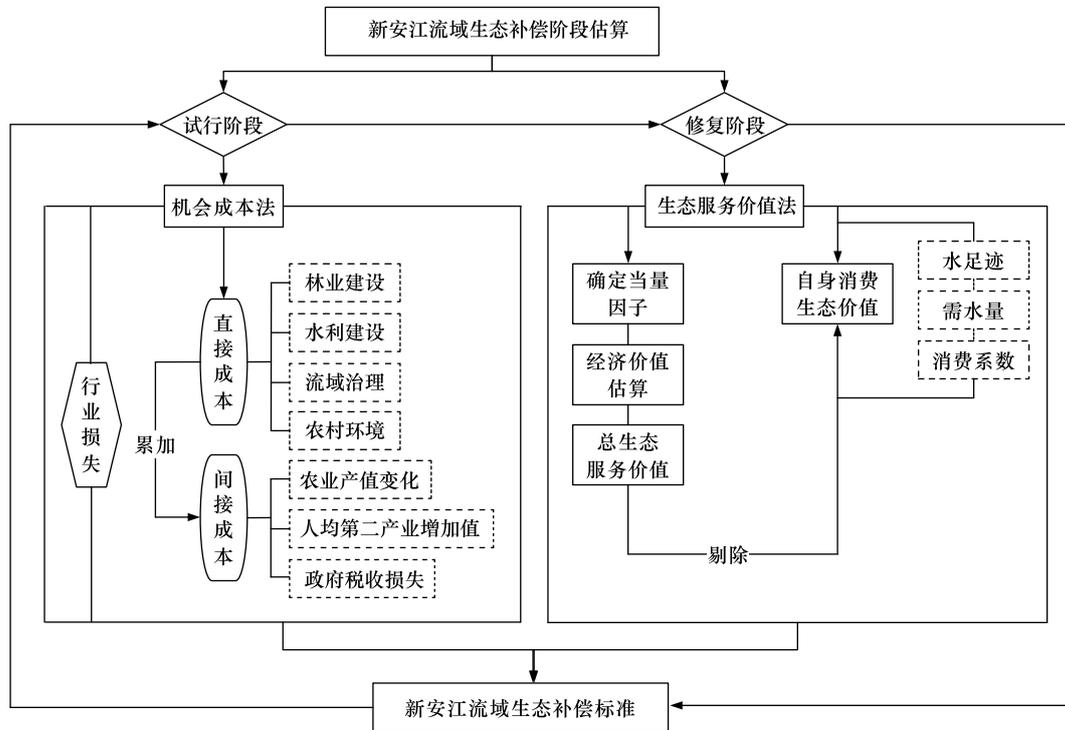


图 2 新安江流域生态补偿标准测算流程图

Fig.2 Flow chart of calculation of ecological compensation standard in Xin'an River Basin

$$C_{\text{间}} = C_{1i} + C_{2i} + C_{3i} \tag{2}$$

(1) 农业机会成本

农业机会成本可分为种植业(N_{1i})、畜牧业(N_{2i})和渔业(N_{3i})三个方面,计算公式为:

$$C_{1i} = N_{1i} + N_{2i} + N_{3i} \tag{3}$$

种植业的计算为上游地区因土地利用变化而损失的机会成本^[17],计算公式为:

$$N_{1i} = \sum_m \sum_n A_{mn} Q_n \tag{4}$$

式中, N_{1i} 为流域上游的种植业机会成本(元); A_{mn} 为第 m 种生态保护措施引起的种植第 n 种农作物播种面积变化(hm^2); Q_n 为土地利用变化前种植第 n 种农作物的单位面积收益(元)。

畜牧业的计算为拆除畜禽养殖场部分损失的机会成本,计算公式为:

$$N_{2i} = (I_{\text{前}} - I_{\text{后}}) + N_{\text{拆}} \times R_{\text{价}} \tag{5}$$

式中, $I_{\text{前}}$ 、 $I_{\text{后}}$ 为污染治理前、后当地农户的畜牧业平均收益, $N_{\text{拆}}$ 为拆除的养殖场的各类养殖畜禽数量, $R_{\text{价}}$ 为各类畜禽的单价。

渔业的计算为因禁渔或拆除的网箱养鱼部分的机会成本,计算公式为:

$$N_{3i} = \sum_{i=1}^n R_{\text{渔}i} \times S_i \tag{6}$$

式中, $R_{\text{渔}i}$ 为网箱养鱼单位面积某种鱼类的平均鱼价, S_i 表示拆除的网箱养鱼的面积。

(2) 工业机会成本^[17]

工业机会成本损失通过流域实施生态环境保护前后,上游地区和某一参照地区的工业发展速度的之间存在的差异来衡量。

$$C_{2i} = \text{GDP}_{k\text{损}} \times N_k \times S_k \tag{7}$$

式中, k 为上游地区生态保护年限, $\text{GDP}_{k\text{损}}$ 为当年上游地区的人均第二产业增加值损失量, N_k 为上游地区当年

总人口数, S_k 为收益系数, 指各行政区当年的财政收入占 GDP 的比例。

GDP_{k损} 计算公式如下:

$$GDP_{k损} = GDP_{k-1} \times (1 + a_k + \theta) - GDP_k \tag{8}$$

式中, GDP_{k-1} 、 GDP_k 为上游地区实施生态环境保护上一年和第 k 年实际人均第二产业产值, a_k 为上游地区实施生态环境保护第 k 年的第二产业增加值增长率; θ 为机会成本损失参数。

$$\theta = |(\lambda' - \eta') - (\lambda - \eta)| \tag{9}$$

式中, λ 、 λ' 分别为上游地区实施生态环境保护前、后人均第二产业年均增速值; η 、 η' 分别为参照地区实施生态环境保护前、后人均第二产业年均增速值。

(3) 政府机会成本

政府机会成本的计算主要为工业、种植业、畜牧业和渔业流入市场的商品税收损失部分。

$$C_{3i} = (C_{2i} + N_{1i} + N_{2i} + N_{3i}) \times R \tag{10}$$

式中, C_{2i} 、 N_{1i} 、 N_{2i} 和 N_{3i} 分别为工业、种植业、畜牧业和渔业机会成本损失, R 为税率。

2.1.3 生态补偿总额

最后根据式(1)和式(2)得出生态补偿总额 $C_{总}$ 。

$$C_{总} = C_{直} + C_{间} \tag{11}$$

2.2 生态系统服务价值测算模型

在跨界流域生态补偿的修复阶段, 为了达到断面水质考核标准, 上游地区需要付出更多人力、财力和物力方面的牺牲。基于当量因子的生态系统服务价值法是在可量化的标准的基础上, 构建不同类型生态系统服务功能的价值当量, 结合生态系统的分布面积进行评估^[18-19]。最后将所得到的上游地区总生态服务价值剔除自身消费的生态服务价值为生态补偿总额。

2.2.1 总生态服务价值

(1) 当量因子的确定

鉴于 Costanza^[20] 提出的当量因子不适用于中国国情, 依据前人研究改进的结果, 参考谢高地^[21] 提出的生态服务价值当量因子表对流域上游地区进行价值评估, 详见表 1。

表 1 生态系统的单位面积生态服务价值当量

Table 1 Ecosystem service value equivalent per unit area of ecosystem

参考文献 References	森林 Forest	草地 Grassland	农田 Farmland	湿地 Wetland	河流/湖泊 River/Lake	荒漠 Desert
Costanza ^[20]	1.00	0.25	0.09	2.35	0.97	0.00
谢高地 ^[21]	1.00	0.42	0.28	1.95	1.61	0.05
谢高地 ^[22]	1.00	0.46	0.10	0.66	1.72	0.02

(2) 当量因子经济价值^[23]

$$E_a = \left(\frac{1}{7}\right) \sum_{i=1}^n \left(\frac{m_i p_i q_i}{M}\right) \quad (i = 1 \dots n) \tag{12}$$

式中, E_a 为单个当量因子的经济价值(元/hm²), p_i 为第 i 种作物的平均单价(元/t), q_i 为第 i 种作物单产, m_i 为第 i 种作物面积, M 为 n 种作物总面积; $1/7$ 是指在无人力投入的自然生态系统提供的经济价值是现有单位面积农田的 $1/7$ 。

(3) 总生态服务价值

$$E_{总} = F_i \times E_a \times A_i \tag{13}$$

式中, $E_{总}$ 为流域上游地区的生态系统服务总价值; F_i 为第 i 种生态系统单位面积的当量因子; E_a 为单个当量因子的经济价值; A_i 为第 i 种生态系统面积。

2.2.2 生态服务价值自身消费^[24]

$$S_i = E_{\text{总}} \times \left(\frac{WFP_i}{WS_i} \right) \quad (14)$$

式中, S_i 为流域上游地区的生态系统服务自身消费价值; $E_{\text{总}}$ 为总生态系统服务价值; WFP_i 为水足迹总量, WS_i 为水资源供给量。

2.3 数据来源

相关数据主要来源于《安徽省统计年鉴》(2012—2017年)、《黄山市统计年鉴》(2012—2017年)、《宣城市统计年鉴》(2012—2017年)、《安徽省环境统计年报》(2012—2017年)、《安徽省水资源公报》(2012—2017年)和《浙江省水资源公报》(2012—2017年),水利建设费用等数据来源于黄山市水利局,数据来源可靠、真实。

3 结果与分析

3.1 试行阶段生态补偿标准测算

3.1.1 直接成本

2012—2014年黄山市对流域生态保护投入的直接成本情况详见表2。可以看出,在试行阶段新安江流域上游的林业建设、水利建设、流域水环境和农村整治投入呈递增趋势,分别由2012年的4.05、8.08、5.85和0.51亿元增加到2014年的4.60、14.76、12.55和0.56亿元。其中,水利建设和流域水环境整治费用的增幅均超80%,可见黄山市对新安江流域水利建设和水环境整治方面的投入较大。

表2 新安江流域上游生态保护直接投入/亿元

Table 2 Direct investment of ecological protection in the upper reaches of Xin'an River Basin

年份 Year	林业建设 Forestry construction	水利建设 Water conservancy construction	流域水环境整治 Watershed water environment remediation	农村综合整治 Comprehensive rural improvement	合计 Total
2012	4.05	8.08	5.85	0.51	18.49
2013	4.51	8.74	6.48	0.53	20.26
2014	4.60	14.76	12.55	0.56	32.47

3.1.2 间接成本

(1) 农业机会成本

新安江流域上游种植业农作物播种面积、产值变化及机会成本损失情况见表3,负数代表当年面积减少,正数代表当年面积增加。黄山市在生态补偿试行阶段,农作物播种面积是随着流域环境保护力度的加大而逐年递减的,减少面积从2012年119hm²上升到2014年的3825hm²,可见黄山市为保护流域环境不断缩减种植面积方面做出了较大的努力。

表3 新安江流域上游种植业机会成本损失

Table 3 Loss of planting opportunity cost in the upper reaches of Xin'an River Basin

年份 Year	播种面积 Sown area/hm ²	单位面积产值 Output value per unit area/(×10 ⁸ 元)	产值 output value/ (×10 ⁸ 元)	农作物播种面积变化 Crop planting area change/ha	产值变化 Output value change/ (×10 ⁸ 元)	种植业机会成本 Planting opportunity cost/(×10 ⁸ 元)
2012	129410	3.67	47.54	-119	4.58	-0.04
2013	127356	3.85	49.09	-2054	1.54	-0.79
2014	122333	4.05	49.63	-3825	1.77	-1.55

由于畜牧业和渔业的机会成本不易统计,所以采用三年总机会成本损失的平均值进行计算。经安徽省农

委渔业局调研,2012—2014 年黄山市拆除畜禽养殖场数量总计 252 个,主要为生猪养殖场,以年出栏量 300 头为均值,每头生猪待宰重量取 50kg,单价取三年价格波动均值 11 元/kg,估算得出平均每年黄山市畜牧业机会成本损失达到 1386 万元;在渔业方面黄山市主要采用拆除和退养网箱的方式进行治理,据相关资料统计,2012—2014 年黄山市拆除和退养网箱数量达到 6379 只,涉及面积约为 17.74hm²,以每公顷网箱收益约为 449.78 万元进行估算,得到平均每年黄山市渔业机会成本损失达到 2660 万元。

(2) 工业机会成本

采用公式(9)对黄山市工业机会成本的损失参数以及相关指标进行测算,计算结果见表 4。这里参照地区^[17]选取与黄山市地域相近、产业结构相似的宣城市地区。新安江流域上游地区黄山市与参照地区宣城市关于人均第二产业产值变化情况见图 3。

表 4 新安江流域上游工业机会成本损失参数

Table 4 Parameters of industrial opportunity cost loss in the upper reaches of Xin'an River Basin

行政区 District	λ	η	λ'	η'	θ
黄山市 Huangshan City	0.1938	0.1925	0.0418	0.0845	-0.044

λ 、 λ' 分别表示黄山市实施生态环境保护前、后的人均第二产业年均增速值; η 、 η' 分别表示参照地区宣城市实施生态环境保护前、后的人均第二产业年均增速值; θ 表示黄山市工业机会成本的损失参数值

由图 3 可知,新安江流域上游第二产业产值变化情况可从人均生产总值(图 3)、人均增加值(图 3)、人均增加值增长率(图 3)和收益系数(图 3)四个方面来分析。与参照地区宣城市相比,2012—2014 年黄山市人均生产总值随着年份的增加而平缓地上升,分别为 1.47、1.43 和 1.49 万元。说明上游地区黄山市经济状况欠发达。

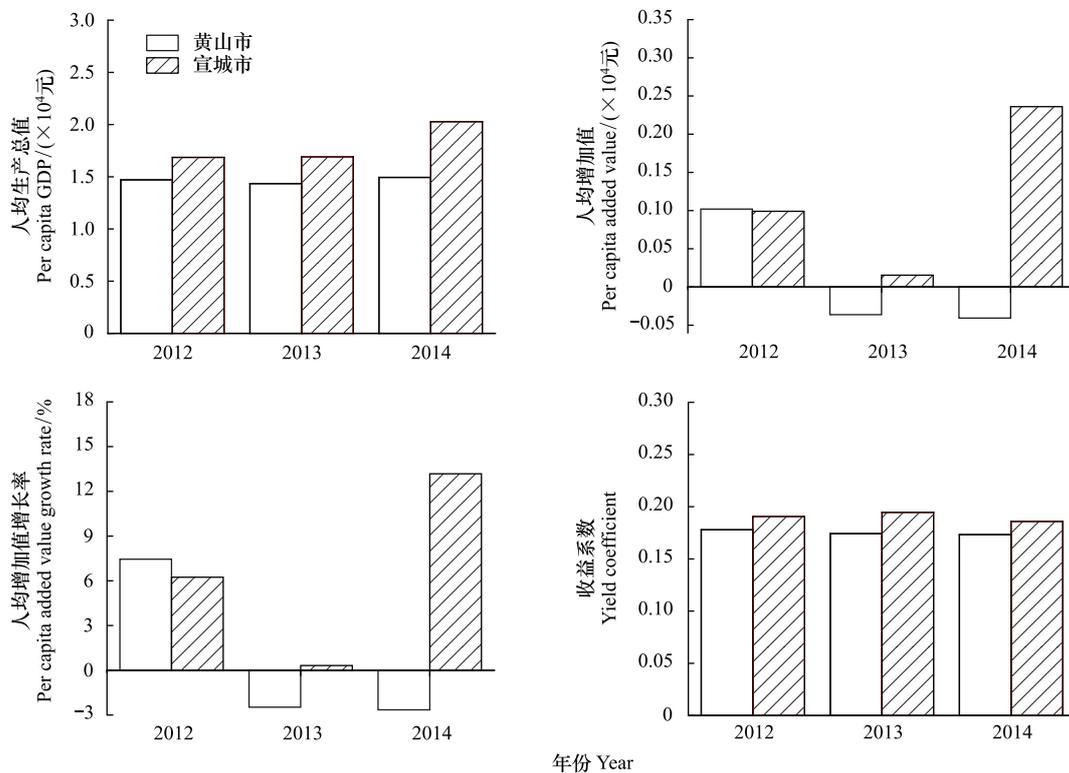


图 3 新安江流域上游人均第二产业产值变化图

Fig.3 Change in output value of per capita secondary industry in the upper reaches of Xin'an River Basin

2012—2014 年黄山市人均增加值分别为 0.10、-0.03 和 -0.04 万元,分别同比增加了 2.33%、-1.30% 和

0.33%, 总体呈波动下降趋势。这表明黄山市在新安江流域跨界生态补偿试行阶段关闭、取缔、暂停整改了部分工业企业, 由此带来了工业方面的机会成本损失。2012—2014 年黄山市收益系数也缓慢减少, 分别为 0.18、0.17 和 0.17。反映了随着工业、畜牧业、种植业和渔业产值的减少, 政府在税收方面也受到了相应的负面影响。

(3) 政府机会成本

对于黄山市在渔业、畜牧业、种植业和工业等方面的整改也给当地政府带来了潜在的税收损失, 这里以当地财政收入占当年 GDP 比例作为税收率^[17]进行测算; 由于种植业产生税收的前提为流入商品市场, 这里对其机会成本进行 50% 折算, 详见表 5。

表 5 新安江流域上游政府机会成本损失/亿元

Table 5 Loss of opportunity cost of government in the upper reaches of Xin'an River Basin

年份 Year	渔业 Fishery	畜牧业 Animal husbandry	种植业 Crop farming	工业 Industry	税收率/% Tax rate	政府机会成本 Government opportunity cost
2012	0.2660	0.1386	0.0437	1.5810	12.78	0.25
2013	0.2660	0.1386	0.7917	1.6644	12.21	0.30
2014	0.2660	0.1386	1.5519	1.7366	11.06	0.32

从细分成本来看, 新安江流域试行阶段总生态补偿额可分为直接成本、农业机会成本、工业机会成本和政府机会成本, 详见图 4。其中, 直接成本位居前列, 以 2014 年为例, 直接成本占生态补偿总额的 89%。农业机会成本和政府机会成本占比最少, 分别为生态补偿总额的 5.36% 和 0.87%。说明黄山市在林业、流域、水利和农村环境整治方面投入较大。

从年份来看, 2012—2014 年黄山市直接成本与间接成本额度呈上升趋势, 其中, 2014 年黄山市损失成本额度增幅最大, 增幅分别达 60.26%、63.54%、4.21% 和 3.33%。说明试行阶段黄山市在 2014 年流域环境治理方面做出的牺牲最大, 黄山市付出的努力与协议水质要求的提高呈正比。新安江流域试行阶段生态补偿总额度分别为 20.77、23.42 和 36.48 亿元。

其中直接成本、农业、工业和政府机会成本都逐年增高。自 2012 年试点开始以来, 新安江流域每年水质都达到地表水环境质量标准二类, 连年达到补偿条件, 同时千岛湖营养指标开始下降, 上游地区超预期完成任务反映了黄山市在流域环境保护措施方面的力度之大。

3.2 修复阶段生态补偿标准测算

3.2.1 总生态系统服务价值

(1) 当量因子经济价值

通过新安江流域上游地区农作物种植情况, 选取稻谷、小麦、玉米和大豆作为主要经济作物, 采用公式

(12) 测算得出 2015—2017 年黄山市农作物当量因子的经济价值分别为 2285.54、2126.85 和 2182.00 元, 详见表 6。

(2) 总生态服务价值

根据公式(13)对新安江流域生态服务价值供给情况进行估算, 由表 7 可知, 新安江流域上游森林、草地、湿地和河流生态服务价值总体呈上升趋势, 分别由 2015 年的 18.29、10.52、2.87、39.31 亿元增加到 2017 年的

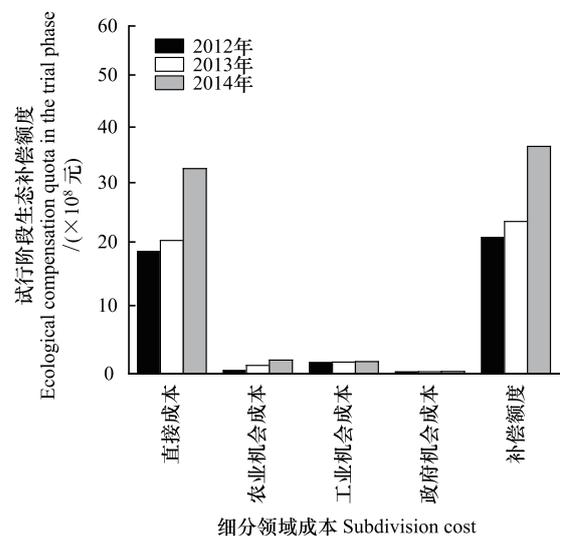


图 4 新安江流域试行阶段生态补偿额度/亿元

Fig.4 The amount of ecological compensation in the pilot phase of the Xin'an River Basin

21.79、12.95、3.76、40.22 亿元。其中河流/湖泊在总生态服务价值中的占比高达 49.84%,可见黄山市在流域治理方面做出了巨大的努力。

表 6 新安江流域上游当量因子经济价值估算

Table 6 Estimation of economic value of equivalent factors in the upper reaches of Xin'an River Basin

年份 Year	作物种类 Crop type	播种面积 Sown area /hm ²	单产 Yield per/t	作物价格/元 Crop price	作物总面积 Total crop area/hm ²	经济价值量/元 Economic value
2015	稻谷	36438	7.24	2646.91	53226.00	2285.54
	小麦	281	1.95	2285.19		
	玉米	9866	3.06	2521.50		
	大豆	6641	2.22	5141.50		
2016	稻谷	35460	7.14	2555.03	52668.00	2126.85
	小麦	268	2.04	2289.38		
	玉米	10179	2.77	2385.62		
	大豆	6761	2.06	4945.54		
2017	稻谷	33772	7.26	2601.19	50698.00	2182.00
	小麦	93	1.75	2147.24		
	玉米	10116	2.86	2246.85		
	大豆	6717	2.16	4950.29		

表 7 新安江流域总生态服务价值供给估算

Table 7 Estimation of total ecological service value supply in Xin'an River Basin

	年份 Year	森林 Forest	草地 Grassland	农田 Farmland	湿地 Wetland	河流/湖泊 River/Lake	荒漠 Desert
单位面积生态服务价值/元 Unit area ecological service value	2015	2285.54	1051.35	228.55	1508.45	3931.12	45.71
	2016	2126.85	978.35	212.69	1403.72	3658.19	42.54
	2017	2182.00	1003.72	218.20	1440.12	3753.03	43.64
总生态价值/(×10 ⁸ 元) Total ecological value	2015	18.29	10.52	2.07	2.87	39.31	0.01
	2016	20.38	11.05	1.92	3.66	39.20	0.01
	2017	21.79	12.95	1.97	3.76	40.22	0.01
总计 Total/(×10 ⁸ 元)		60.46	34.52	5.96	10.29	118.73	0.03

3.2.2 自身消费生态服务价值

采用联合国粮农组织推荐的标准彭曼公式和 CROPWAT 模型计算可得单位产品虚拟水含量^[25],虚拟水量为单位产品虚拟水含量与产品消费量的乘积^[26-27],具体测算结果详见表 8。

从黄山市自身消费的农业虚拟水量方面来看,位居前列的是粮食,以 2014 年为例,达到农业总虚拟水量的 56.23%。这说明黄山市在农业消费方面粮食占据主要地位。从黄山市总需水量来看,含量最高的为农业虚拟水量,最低的为生态需水量,以 2014 年为例分别为 8.18 和 1.05 亿 m³。表明黄山市消费水量主要以农业为主,生活为辅,生态景观方面用到的水量最小。2015—2017 年黄山市水足迹和生态服务价值消费系数分别为 22.33、21.03、20.05 亿 m³ 和 0.46、0.45、0.44,总体呈下降趋势,说明黄山市为了修复新安江流域的水质,降低了自身的消费生态服务价值。

表 9 为黄山市 2015—2017 年生态补偿额度的测算结果。可以看出,2015—2017 年新安江流域上游提供的总生态服务价值和自身消费生态服务价值分别为 73.07、76.23、80.69 亿元和 33.49、34.41、36.44 亿元,整体表现为上升趋势。其中,2017 年在总生态服务价值和自身消费生态服务价值中的上升幅度最大,分别同比增长了 4.46 亿元和 2.03 亿元。在生态补偿修复阶段,新安江流域下游地区应分别补偿黄山市 39.58、41.82、44.25 亿元。

表 8 新安江流域上游地区自身消费情况

Table 8 Self-consumption of the upper reaches of the Xin'an River Basin

项目 Project	单位产品虚拟水含量 Unit product virtual water content/(m^3/kg)	2015	2016	2017
粮食 food	1.84	4.60	4.13	3.71
鲜菜 Fresh vegetables	0.135	0.11	0.11	0.11
猪肉 Pork	3.561	2.26	2.19	2.10
牛肉 Beef	19.99	0.23	0.23	0.24
羊肉 Lamb	18.005	0.02	0.02	0.02
家禽 Poultry	3.111	0.18	0.18	0.18
蛋 Egg	5.651	0.69	0.66	0.65
奶 Milk	0.79	0.05	0.05	0.05
水果 Fruit	0.387	0.04	0.04	0.05
农业虚拟水总计/($\times 10^8 \text{ m}^3$) Agricultural virtual water total	—	8.18	7.61	7.11
工业需水量/($\times 10^8 \text{ m}^3$) Industrial water demand	—	6.4	6.23	6.00
生活需水量/($\times 10^8 \text{ m}^3$) Water demand	—	6.7	6.28	6.05
生态需水量/($\times 10^8 \text{ m}^3$) Ecological water demand	—	1.05	0.91	0.89
水资源可利用量/($\times 10^8 \text{ m}^3$) Water availability	—	48.71	46.6	44.4
生态服务价值消费系数 Ecological service value consumption coefficient	—	0.46	0.45	0.44

表 9 新安江流域修复阶段生态补偿标准/亿元

Table 9 Ecological compensation standard for the restoration phase of Xin'an River Basin

年份 Year	供给的生态服务价值 Supply of ecological service value	自身消费的生态服务价值 Ecological service value of self consumption	补偿标准 Compensation standard
2015	73.07	33.49	39.58
2016	76.23	34.41	41.82
2017	80.69	36.44	44.25

4 结论和建议

4.1 结论

(1) 根据构建的跨界流域生态补偿动态测算模型,分阶段测算出新安江流域生态补偿额度。在新安江生态补偿的试行阶段,采用机会成本法对黄山市在流域生态补偿中的直接与间接成本损失进行测算;在新安江生态补偿的修复阶段,先采用当量因子法计算新安江流域的总生态服务价值,再剔除水足迹法测算得出的自身消费生态服务价值。该动态测算模型从整体上来看是动态的、稳定的,其测算的具体方法计算简单,结果合理,认可度较高。

(2) 测算结果得到黄山市试行阶段(2012—2014年)和修复阶段(2015—2017年)的生态补偿总额分别为80.67亿元和125.65亿元。这与新安江流域实际生态补偿额度相差较大,对比历年的生态补偿实际额度,补偿力度明显不够。扣除目前已经投入的36亿元,在试行阶段和修复阶段还需补偿上游地区分别为65.67亿元和104.65亿元。目前新安江上下游地区签订了《安徽省长江流域地表水断面生态补偿协议》,但由于跨界生态补偿需考虑的实际因素较多,应结合实际进一步深入研究,并提出明确的方法政策来解决经济和环境发

展的冲突问题。

4.2 建议

(1)生态补偿标准应根据不同时期构建不同的标准。跨界流域生态补偿是一个长期的、持续的、动态的过程,在每个阶段流域的生态价值都是不同的,应该根据流域上下游地区的发展状况、补偿的期限以及补偿的生态价值等去确定不同的生态补偿标准。目前新安江流域生态补偿更多的依赖于公共财政的转移支付及政府与政府之间补偿资金,应转变单一的生态补偿模式,将市场交易、产业开发、扶贫政策与生态补偿相结合,扩大对上游地区的横向和纵向转移支付以及资金渠道,同时下游地区在人才技术方面应提供对上游的支持,兼顾上游地区的经济发展。

(2)将“输血”向“造血”生态补偿方式转变。由于在跨界流域生态补偿中,上游地区通常为经济欠发达地区,许多贫困户为流域生态保护丧失了得以谋生的职业。如果补偿的内容和方式不合理,就会加深脱贫与生态环境保护之间的矛盾。因此,创新资金使用方式,通过发展绿色产业实现从“输血”到“造血”的转变,是跨界流域生态补偿机制的鲜明特色。一方面,要遵循市场规律,按照市场需求发展龙头企业和合作社等新型经营主体。同时,也要因地制宜发展当地的特色产业,如洛川苹果,赣南脐橙等。另一方面,让贫困户成为参与生产的主体,将生态补偿与贫困户的利益联结起来。

参考文献 (References):

- [1] 余俊. 生态保护区内世居民族的环境权与发展问题研究. 北京: 中国政法大学出版社, 2016: 156-163.
- [2] 张化楠, 葛颜祥. 我国水源地生态补偿标准核算方法研究. 山东农业大学学报: 社会科学版, 2016, 18(3): 104-109.
- [3] Wunder S. Payments for Environmental Services; Some Nuts and Bolts CIFOR Occasional Paper. Center for International Forestry Research, 2005, 42(01): 10-11.
- [4] Chen X D, Lupi F, Viña A, He G M, Liu J G. Using cost-effective targeting to enhance the efficiency of conservation investments in payments for ecosystem services. *Conservation Biology*, 2010, 24(6): 1469-1478.
- [5] Newton P, Nichols E S, Endo W, Peres C A. Consequences of actor level livelihood heterogeneity for additionality in a tropical forest payment for environmental services programme with an undifferentiated reward structure. *Global Environmental Change*, 2012, 22(1): 127-136.
- [6] Khattak A, Yim Y, Prokopy L S. Willingness to pay for travel information. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 2003, 11(1): 137-159.
- [7] Lera-López F, Sánchez M, Faulin J, Cacciolatti L. Rural environment stakeholders and policy making: Willingness to pay to reduce road transportation pollution impact in the Western Pyrenees. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 2014, 32(10): 129-142.
- [8] Van Hecken G, Bastiaensen J, Vásquez W F. The viability of local payments for watershed services: empirical evidence from Matiguás, Nicaragua. *Ecological Economics*, 2012, 74(9): 169-176.
- [9] Salamon L M, Sokolowski S W, Haddock M A. Measuring the economic value of volunteer work globally: concepts, estimates, and a roadmap to the future. *Annals of Public and Cooperative Economics*, 2011, 82(3): 217-252.
- [10] 吴园园. 新安江流域生态补偿机制效果分析与完善研究[D]. 合肥: 安徽大学, 2014.
- [11] 王飞儿, 徐向阳, 方志发, 俞洁. 基于 COD 通量的钱塘江流域水污染生态补偿量化研究. *长江流域资源与环境*, 2009, 18(3): 259-263.
- [12] 马永喜, 王娟丽, 王晋. 基于生态环境产权界定的流域生态补偿标准研究. *自然资源学报*, 2017, 32(8): 1325-1336.
- [13] 方子恒. 新安江流域生态补偿机制运行及政策完善建议. *中国政府采购*, 2018, (9): 62-65.
- [14] Zhang J, Wang J G, Chen Y P. The real option model of opportunity cost in river basin ecological compensation. *Advanced Materials Research*, 2012, 1793: 261-265.
- [15] 王学军, 李健, 高鹏, 庄国泰. 生态环境补偿费征收的若干问题及实施效果预测研究. *自然资源学报*, 1996, (01): 1-7.
- [16] 段靖, 严岩, 王丹寅, 董正举, 代方舟. 流域生态补偿标准中成本核算的原理分析与方法改进. *生态学报*, 2010, 30(1): 221-227.
- [17] 饶清华, 林秀珠, 邱宇, 陈芳. 基于机会成本的闽江流域生态补偿标准研究. *海洋环境科学*, 2018, 37(5): 655-662.
- [18] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 1997, 387(6630): 253-260.
- [19] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189-196.
- [20] Costanza R, de Groot R, Sutton P, van der Ploeg S, Anderson S J, Kubiszewski I, Farber S, Turner R K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152-158.
- [21] 谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 肖玉, 陈操. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法. *自然资源学报*, 2008, 23(5): 911-919.
- [22] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 陈文辉, 李士美. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进. *自然资源学报*, 2015, 30(8): 1243-1254.
- [23] 高振斌, 王小莉, 苏婧, 陈志凡, 郑明霞, 孙源媛, 纪丹凤. 基于生态系统服务价值评估的东江流域生态补偿研究. *生态与农村环境学报*, 2018, 34(6): 563-570.
- [24] Bates A J. Globalization of water: sharing the planet's freshwater resources. *The Geographical Journal*, 2009, 175(1): 85-86.
- [25] Hoekstra A Y, Hung P Q. Virtual water trade//Proceedings of the International Expert Meeting on Virtual Water Trade. Delft: IHE, 2002: 13-23.
- [26] 龙爱华, 徐中民, 张志强, 苏志勇. 甘肃省 2000 年水资源足迹的初步估算. *资源科学*, 2005, 27(3): 123-129.
- [27] 王奕淇, 李国平. 基于能值拓展的流域生态外溢价值补偿研究——以渭河流域上游为例. *中国人口·资源与环境*, 2016, 26(11): 69-75.