

纳入健康损失的生态补偿额度测算

——基于省域尺度

顾丹丹¹ 彭鹏^{1, 2} 赵椿溪¹ 朱翔¹ 周梦杰^{1, 21}

(1. 湖南师范大学 地理科学学院, 中国湖南 长沙 410081;

2. 地理空间大数据挖掘与应用湖南省重点实验室, 中国湖南 长沙 410081)

【摘要】: 生态补偿额度的测算是生态补偿理论研究与实践的核心问题, 以往我国生态补偿额度的测算方法很少考虑因环境污染造成的健康损失, 导致生态补偿额度标准偏低。借助修正人力资本法、患病失能法以及潜在减寿年法等方法, 通过构建一个包含人力资本、大气污染、水环境污染的计量模型来估算我国各省域的健康损失价值, 进而将健康损失纳入生态补偿额度测算范围。结果表明: 2017 年我国因大气污染造成的健康损失约为 9632.92 亿元, 因水污染造成的健康损失约为 681.04 亿元, 健康损失总价值约占全年 GDP 的 1.218%; 健康损失价值最高为江苏省, 达 1633.26 亿元, 占 GDP 比重最高的为天津市, 达 3.963%; 纳入健康损失后的生态补偿额度有 19 个省份为负值, 12 个省份的生态补偿额度为正值; 生态补偿主体均为经济强省或农业大省, 在东部沿海和华北地区呈现空间集聚, 生态受偿主体均为生态资源丰富的省份, 在西部内陆地区集聚分布, 空间上呈现明显的“东部补西部、沿海补内陆”的地域分异规律。

【关键词】: 健康损失 生态补偿额度 生态经济价值 潜在减寿年法

【中图分类号】: F062.2 **【文献标志码】:** A **【文章编号】:** 1000-8462 (2021) 09-0193-11

生态环境是人类活动的基础, 影响人类社会可持续发展。随着生态环境的恶化, 环境管理日益受到重视。生态补偿作为一种新型的环境管理方式, 与传统的命令控制型手段相比, 经济激励手段更具成本效益优势和激励抑制作用, 受到人们的关注^[1]。如何确定生态补偿的补偿额度始终是生态补偿理论研究与实践的难点。生态补偿是生态效益、社会接受性、经济可行性的协调与统一, 因此生态补偿额度的测算因子是多元化的^[2]。

国外主要从两个角度研究生态补偿额度, 通常称为对生态环境服务付费或生态效益付费, 在世界各地得到广泛实践。一是从生态系统服务功能价值角度, 如 Constanza 通过对全球生态系统进行分类, 衡量其服务功能价值^[3]; Seidl 修正此方法并测算了巴西湿地的服务功能价值^[4]; Roland 从此角度确定了土地所有者选择林业作为首选土地使用所需的补偿金^[5]; 也有部分学者通过构建环境服务、环境收益指数等进行价值评估的探索^[6]。二是环境服务提供的机会成本角度, Pham 认为利用机会成本法测算生态补偿更有效^[7]; 但是也有学者认为, 补偿额度要小于服务使用者从服务使用中获取的收益, 大于服务提供者提供服务的机会成本, Stefano 利用此方法测算尼加拉瓜草牧的生态系统补偿^[8,9], 这就使得如何确定环境服务的价值和环境服务提供的机会成本成为

¹作者简介: 顾丹丹 (1996-), 女, 安徽颍上人, 硕士研究生, 研究方向为人文地理学。E-mail:1769477283@qq.com; 彭鹏 (1968-), 男, 湖南浏阳人, 博士, 副教授, 硕士生导师, 研究方向为 GIS 与区域规划。E-mail:zhxypp@hunnu.edu.cn
基金项目: 国家社会科学基金重大项目 (18ZDA040)

确定补偿标准的关键,但对于机会成本的确定存在信息不对称的问题,服务提供者会得到更多的信息从而使补偿标准过高,因此基于公平性原则,Ohl 等认为要根据机会成本确定对不同服务提供者的补偿额度,完善的环境补偿政策可以解决保护成本的不公平分配问题^[10,11,12]。国外从机会成本角度进行生态补偿额度的测算重点考虑了信息不对称的问题。

国内对生态补偿标准的测算主要有两种方法。一种是基于生态保护成本,包括费用分析法和机会成本法,如禹雪中等利用费用分析法,分析我国流域生态补偿标准核算方法^[13];钟瑜等结合机会成本法以及利益相关者的意愿调查,对退田还湖农民的补偿价值进行测算^[14];李国平将机会成本法与水资源价值法相结合,基于区域发展失衡视角,得到南水北调工程中陕南三市应获得的生态补偿金额^[15]。另一种是基于生态系统服务价值量,如熊鹰等从生态系统服务的价值量角度,测算出因洞庭湖湿地恢复应给予农户的生态补偿值,探讨了评估方法与建立补偿机制的重要性,但生态价值服务确定过程中产生重复和冲突的地方需要进一步完善^[16];肖池伟等构建了森林、草地、农业用地、湿地、河流湖泊和荒地 6 类不同生态系统指标,对赣江流域的生态经济价值进行了测算与分析^[17];杨海乐以珠江流域水资源供应为例,建构了基于选择容量价值的生态补偿标准和自然资源价值的核算框架和核算方法^[18]。这种核算方案简单高效,兼顾了生态环境保护与经济社会发展两个要素,并反映区域间的主体功能协同。

目前生态补偿标准的测算主要集中在流域^[19,20,21]、森林等生态系统^[22,23],缺乏针对不同对象、不同区域、不同时间的生态补偿标准的具体深入研究^[24]。其中基于生态价值当量的生态补偿标准普遍偏低,除生态经济价值总量外,其它纳入考虑的因素影响微乎其微,而实际上由于工业化和城市化的快速发展,环境污染、生态破坏对人体健康造成的危害越来越严重,目前关于生态补偿额度的测算明显忽略了环境污染造成的健康损失。本文基于省域尺度,首先选择主要空气污染物 $PM_{2.5}$ 作为危害人体健康的经济损失因子,估算其造成的过早死亡人数和相关疾病导致的经济损失;然后估算由水污染导致的癌症患者的价值损失和相关疾病的医疗、误工及住院陪护误工损失;最后将大气污染和水污染造成的健康损失纳入到生态补偿额度中,分析各省域生态补偿的空间分异规律。对我国各省的生态补偿额度进行比较分析,可以使各省了解其自身在全国生态补偿格局中的地位;将健康损失纳入生态补偿,弥补了生态补偿额度标准偏低的不足,使结果更加科学准确,可为健全国家生态补偿政策提供科学依据。

1 数据来源、理论模型与测算方法

1.1 数据来源

本文中的生态系统面积、污染物排放量、死亡率、人口和相关经济数据均来自《中国统计年鉴 2018》。“三废”的治理投入数据来自《中国环境统计年鉴 2018》。 $PM_{2.5}$ 浓度的源数据从 Atmospheric Composition Analysis Group(http://fizz.phys.dal.ca/~atmos/martin/?page_id=140) 官网下载,尺度为 $0.01^{\circ} \times 0.01^{\circ}$,然后在 ArcMap 环境中利用 $5km \times 5km$ 的空间格网进行浓度采集和叠加得到各省域 $PM_{2.5}$ 的平均浓度。5 种癌症的患病率数据来自《中国肿瘤登记年报》,住院和门诊人次及门诊比例、相关疾病住院率、医疗费用、住院天数、平均期望寿命、各省域 3 种介水传染病的患病率、各年龄组癌症死亡率数据来自《中国卫生健康统计年鉴 2018》。各年龄组人口占总人口的比例数据来自《中国人口和就业统计年鉴 2018》。

1.2 理论模型

1.2.1 生态补偿理论模型

根据刘春腊、梁流涛、Engel 等^[25,26,27]构建生态补偿理论模型的思路,本文在已有研究的基础上,将纳入健康损失与否的生态补偿理论模型进行对比(图 1)。未纳入健康损失的生态补偿额度以用地类型和面积为度量单元,把污染物治理的实际投入与治理全部污染物所需投入之差和生态经济价值量相加来确定生态补偿量,纳入健康损失的生态补偿额度即是在以往只考虑未治理的污染对生态价值总当量影响的基础上,考虑健康损失与生态补偿量之间的数量关系,结果为正表明该区域处于生态经济价值的剩余状态,应该得到补偿金;反之,结果为负则表明该地区应该缴纳生态补偿金。

1.2.2 健康损失理论模型

学术界采用不同的方法对环境污染损害人群健康的经济价值进行评估,随着我国工业化步伐加快,极端天气频发,空气污染愈发受到关注^[28,29]。由于环境污染通过水体对人群健康也造成较大损害,因此本研究中将水污染和空气污染作为造成健康损失的影响因子,估算其导致健康损失的经济价值逻辑模型如图2所示。

在各种大气污染物中,颗粒物对人体健康的不利影响最为显著^[30]。《2017年中国生态环境状况公报》显示,我国以PM_{2.5}为首要污染物的天数占重度及以上污染天数的74.2%,在新标准监测的74个城市中,有52个城市的首要污染物为PM_{2.5}或包含PM_{2.5}。因此,本文选取PM_{2.5}作为空气污染因子进行大气污染健康损失的测算。大气污染对人体健康影响的经济损失主要考虑以下两部分^[31]:大气污染造成的全死因过早死亡经济损失,本研究用修正的人力资本法评价;大气污染造成相关疾病的经济损失,包括呼吸系统与心血管系统住院带来的经济损失和慢性支气管炎带来的患病失能损失,采用患病失能法评价。

水污染是导致癌症增多的重要原因之一^[32]。生态补偿额度的测算显然不能忽视水污染导致的健康损失,仍然考虑两部分:一是由水污染导致的过早死亡经济损失,通常采用支付意愿法(WTP)、统计生命价值法(VSL)、潜在减寿年法(Potential Years of Life Lost, PYLL)等方法^[33],本文采用潜在减寿年法进行估算,选择胃癌、肝癌、结直肠癌、食道癌、膀胱癌等5种癌症,根据中国城市环境可持续发展指标体系课题研究报告,以上5种癌症25%的死亡率是由水污染引起的;另一部分则是由水污染导致的相关疾病带来的经济损失,除上述5种癌症外,本研究还考虑伤寒、痢疾、病毒性肝炎等3种介水传染病。

1.3 测算方法

1.3.1 生态价值当量与生态经济价值核算

生态系统的光合作用对环境具有生态补偿的作用。将森林、草地、农田(农用地)、湿地、荒漠(沙化土地)以及河流和湖泊等生态系统划分为具备生态当量的用地类型^[34],但是不同类型的系统其补偿量的大小存在较大差异,本研究参考刘春腊等^[35]对谢高地的生态系统服务价值当量化处理结果,得到各生态系统的价值当量。

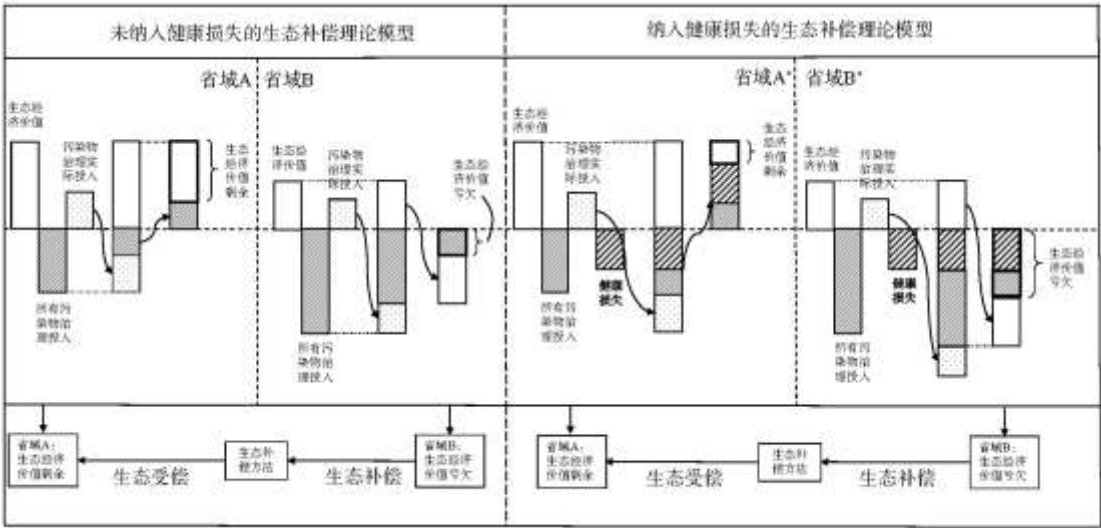


图1 纳入健康损失与否的生态补偿理论模型对比

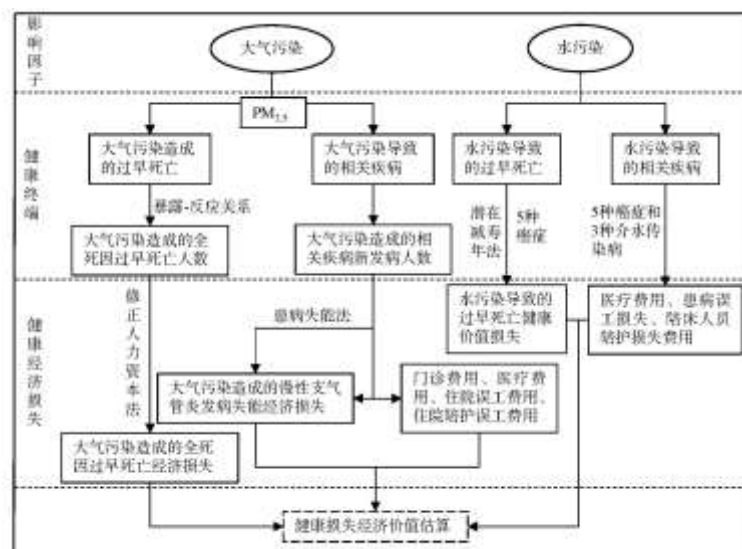


图2 健康损失估算逻辑模型

生态系统的生态价值当量的测算公式为：

$$ESV_i = A_i \cdot V_i \quad (1)$$

式中： ESV_i 为生态系统的生态价值当量； A 为生态系统面积； V 为生态系统对应的生态价值当量； i 为某一生态系统。对单个生态系统的生态价值量求和，即可得到该区域的生态价值总当量。生态经济价值计算公式为^[36]：

$$EVE = \sum (ESV_i) \cdot e \quad (2)$$

式中： EVE 为生态经济价值； e 为1个生态服务价值当量因子的经济价值量，谢高地等^[37]的研究表明，2007年全国1个生态服务价值当量因子的经济价值量的平均值为449.1元/hm²，本文根据2008—2017年农业生产资料价格分类指数计算出2017年全国1个生态服务价值当量因子的经济价值量约为647.25元/hm²。

1.3.2 健康损失估算

1.3.2.1 大气污染带来的健康损失估算

(1)大气污染造成的过早死亡经济损失。由于大气污染主要影响城市地区的空气质量，我国的空气质量监测站点也都设在各级城市，因此本文把城镇人口作为空气污染的暴露人口进行健康损失的估算。

大气污染造成的全死因过早死亡人数的估算^[31]：

$$P_{ed} = 10^{-5} \cdot (f_p - f_i) P_e \quad (3)$$

$$f_p = f_i \cdot RR \quad (4)$$

$$P_{ed} = 10^{-5} \cdot \left(\frac{RR - 1}{RR} \right) f_p P_e \quad (5)$$

式中： P_{ed} 为现状大气污染水平下造成的全死因过早死亡人数； f_p 为现状大气污染水平下全死因死亡率； f_i 为清洁浓度水平下全死因的死亡率； RR 为空气污染引起的全死因相对危险归因比； P_e 为城市暴露人口。据世界银行报道，空气污染引起的全死因相对危险归因比（ RR ）与空气污染浓度呈线性或对数关系，本文选取线性模式来估算^[38]：

$$RR = \exp[\beta(C - C_0)] \quad (6)$$

式中： β 为暴露—反应关系系数，当 β 非常小时， $RR=1+\beta(C-C_0)$ ，本研究根据李惠娟等^[39]的分析，得到 $PM_{2.5}$ 与相关疾病在 95%置信区间下的暴露反应系数均值， β 取 0.00296； C 和 C_0 分别为研究地区大气污染物浓度和背景浓度； C_0 根据我国空气质量一级标准，取 $15 \mu g/m^3$ ，需要说明的是，西藏地区 $PM_{2.5}$ 的浓度小于背景浓度 $15 \mu g/m^3$ ，故本研究不考虑该地区大气污染带来的健康损失。

大气污染造成的全死因过早死亡经济损失：

$$EC_{all} = P_{ed} \cdot HC_{mi} = P_{ed} \cdot \sum_{i=1}^t GDP_{pci}^{pv} \quad (7)$$

式中： t 为大气污染引起的全死因早死的平均损失寿命年数，根据分年龄组与大气污染相关疾病的死亡率，取平均损失寿命年数 t 为 18 年^[40]； HC_{mi} 为人均人力资本，万元/人； GDP_{pci}^{pv} 为第 i 年的人均 GDP。

(2) 大气污染导致的相关疾病健康损失。大气污染导致的相关疾病对人体健康的影响主要考虑以下几个部分：相关疾病门诊的医药费和误工费，假设各省域内科和儿科的门诊占总门诊的比例相同，误工费按每人一天来计算；相关疾病的住院医疗费用、误工费以及住院陪护人员的误工损失，住院陪护人员与病人 1:1 计算，以住院天数来估算陪护人员的误工时间；慢性支气管炎患者因此丧失劳动力的机能损失。

大气污染造成的相关疾病新发病人数^[31]：

$$P_{ed} = \sum_{i=1}^n f_{pi} \frac{\Delta C_i \cdot \beta / 100}{1 + \Delta C_i \cdot \beta / 100} \quad (8)$$

式中： f_{pi} 为现状大气污染水平下的患病或住院人次； β 为回归系数，即单位污染物浓度变化引起危害健康 i 变化的百分数； ΔC_i 为实际污染物浓度与健康危害污染物浓度阈值（本研究采用 WHO 推荐的污染物浓度， $15 \mu g/m^3$ ）之差。

门诊费用=门诊人次·人均门诊费用

医疗费用=患病人次·人均医疗费用

住院误工费=住院人次·住院天数·日均 GDP 住院陪护误工费=住院人次·住院天数·日均 GDP

慢性支气管炎的病程长，对人的健康造成极大的损耗，严重影响患者的劳动能力，根据 Shah 等^[41]的研究，慢性支气管炎失能权重为 40%，即把人均 GDP 的 40%作为患慢性支气管炎的失能损失；根据李惠娟等^[39]的研究成果，慢性支气管炎的基准患病率取 6.3%。

大气污染造成的慢性支气管炎发病失能经济损失^[38]：

$$EC_{a2} = \gamma \cdot P_{ed} \cdot HC_{mi} = \gamma \cdot P_{ed} \cdot \sum_{i=1}^I GDP_{pci}^{04} \quad (9)$$

式中：t 为大气污染引起的慢性支气管炎早死的平均损失寿命年数，本文慢性支气管炎的平均病程取 23 年^[42]； γ 为慢性支气管炎失能损失系数； HC_{mi} 为城市人口的人均人力资本。

1.3.2.2 水污染带来的健康损失估算

(1) 水污染导致的过早死亡健康价值损失：

$$PYLL_{\text{总数}}(\text{人年}) = \sum (EY - DY_i + 0.5) \cdot DN_i \quad (10)$$

$$\text{平均每例 } PYLL(\text{年/例}) = PYLL_{\text{总数}} \div \sum DN_i \quad (11)$$

$$\begin{aligned} & \text{过早死亡损失 } H_1 \\ & = \text{早逝导致的 } PYLL \cdot \text{人均 } GDP \end{aligned} \quad (12)$$

式中：EY 为平均期望寿命，预期寿命数据来源于 2010 年人口普查，根据往年预期寿命的增长速度，本研究在 2010 年中国各省域平均预期寿命的基础上加 2； DY_i 为某疾病死亡年龄段中值； DN_i 为某疾病该年龄段死亡人数。

(2) 水污染导致的相关疾病健康价值损失

$$\begin{aligned} & \text{相关疾病医疗费用 } H_2 \\ & = \text{患者人数} \cdot \text{人均医疗费用} \end{aligned} \quad (13)$$

$$\begin{aligned} & \text{患者误工损失 } H_3 \\ & = \text{住院人数} \cdot \text{每例患者平均误工天数} \cdot \text{日均收入} \end{aligned} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} & \text{陪床人员陪护损失费用 } H_4 \\ & = \text{住院人数} \cdot \text{每例患者误工天数} \cdot \text{日均收入} \end{aligned} \quad (15)$$

需要说明的是，全国肿瘤登记中心的数据存在滞后性（一般为 3 年），但是近年癌症的患病率相差不大，相关疾病的人均医疗费用和平均住院天数见表 3。

1.3.3 区域生态补偿额度测算

根据图 2 中生态补偿理论模型的逻辑,受启发于刘春腊等关于生态补偿额度的测算方法^[39],未纳入健康损失的生态补偿额度仅考虑生态经济总价值和污染物的治理投入,即首先算出污染物治理的实际投入与治理全部污染物所需投入之差,若结果大于等于 0,表明环境污染全部得到治理,有利于生态环境保护,反之,则存在污染物未得到治理,将结果与生态经济总价值相加,即得到该区域的生态补偿量,健康损失是环境污染造成负面影响,其系数为负。用公式表示如下:

未纳入健康损失的生态补偿额度:

$$EC_m = I - P + EVE \quad (16)$$

$$P = T_k \cdot V_k \quad (17)$$

纳入健康损失的生态补偿额度:

$$EC_n = I - P + EVE - L \quad (18)$$

式中:EC 为生态补偿额度;I 为用于污染物治理的实际经济投入;由于 2011 年后相关年鉴不再对“三废”的治理效率数据进行统计,考虑数据的可得性,本研究假设废水和废气全部得到治理,即仅考虑治理固体废弃物的实际投入与治理全部固体废物投入之差。P 为用于治理所有排放污染物的投入;k 为污染物种类,本研究考虑废水、废气和固体废物三种主要污染物;T 为污染物排放总量;V 为单位污染物治理投入;EVE 为研究区域生态经济价值;L 为环境污染造成的健康损失经济价值。

2 结果分析

2.1 未纳入健康损失的省域生态补偿额度

根据式(16)、(17)计算得出 2017 年我国各省域的生态补偿额度及其占 GDP 比重。可以看出,生态经济价值最大的省份为内蒙古,达 625.25 亿元,其次为西藏、新疆、青海、黑龙江、四川、云南,生态经济价值均在 200 亿元以上;生态经济价值最小的地区为天津,其次为上海、北京、海南,生态经济价值均在 50 亿元以下。在只考虑生态经济价值总量和环境污染治理投入的情况下,生态经济价值量对生态补偿额度起到决定性作用。表 4 结果显示,仅上海市的生态补偿额度为负值,表明经济发展对生态环境造成较大负面影响,生态系统又难以消化这些未被治理的污染物,因此需要交纳生态补偿金;内蒙古、西藏、新疆、青海、黑龙江、四川、云南等省区生态补偿量均在 200 亿元以上,表明其环境污染较小,经济发展与生态环境相对协调,生态系统承载能力强,需要得到较高的生态补偿。

2.2 纳入健康损失的省域生态补偿额度

2.2.1 各省域的健康损失

根据式(5)计算得出 2017 年中国各省域由大气污染导致的过早死亡人数。过早死亡人数最多的省份为山东省,达 5.78 万人,其次为江苏、河南、河北、安徽、湖北、湖南,过早死亡人数均在 2 万人以上。根据式(7)~(9)计算得出健康损失价值最高的地区为江苏省,达 1590.09 亿元,其次分别为山东、天津、广东、河南,损失价值均在 600 亿元以上,这些省份多是经济发展水平高、工业发展历史悠久或人口密度较大的地区,空气污染物的排放总量较大,损害了当地居民的身体健康。从各省域健康

损失占 GDP 比重来看, 最高为天津, 达 3.91%, 其次为江苏、北京、山东以及上海; 西藏由于污染物浓度未达到损害标准, 所致健康经济损失为 0, 其次损失较小的省份为云南、海南、青海、宁夏、贵州、甘肃, 这些省份的显著特点是人口密度较低, 空气污染损害的人群基数小, 工业经济不甚发达, 大气污染物浓度低, 空气质量好, 并且各生态系统面积大, 能够及时过滤吸收部分有害气体并阻隔其传播扩散, 使得这些地区的健康损失普遍偏小, 该结论与其他学者的研究结果存在一致性^[28, 43]。

根据式 (10) 得到中国各省域分疾病别 PYLL。平均每例 PYLL 的全国均值都在 5 年以上, 膀胱癌的全国平均 PYLL 最高达 12.4 年。中国城市环境可持续发展指标体系课题研究报告表明, 以上 5 种癌症 25% 的死亡率由水污染引起, 表明水污染已经威胁到人们的身体健康, 带来不容忽视的价值损失。综合分析各省域潜在减寿年数的平均值和总数, 上海、北京、天津、浙江、江苏、广东、山东 8 省市均位居前列, 其中上海的各例癌症平均潜在减寿年数之和最高, 其次为北京和天津; 广东省各例癌症的潜在减寿年总数之和为最大, 其次为山东省和江苏省。这些地区多为经济发达的工业大省(市), 污染物的排放量大, 水体污染相对严重, 再加上人口密集, 危及的人群基数较大, 导致各例癌症的潜在减寿年数普遍较高。

各项求和得到 2017 年由水污染导致的健康损失最高的省份是广东, 达 74.77 亿, 其次为山东、江苏、河南、四川以及河北。工业废水和固体废弃物的排放是导致水体污染严重的主要原因之一, 除此之外, 这些省份大都是人口数量庞大的农业大省, 农田耕作导致水体泥沙含量增高, 农药、化肥、农用薄膜的使用和居民生活污水的排放以及生活垃圾处理不当等进一步加重了水污染程度。但是与大气污染所导致健康损失相比, 水污染所致损失总体较小, 均在 100 亿元以下。由此可见, 大气污染是影响健康损失经济价值的决定性因素。

将大气污染和水污染造成的健康损失相加, 即得到 2017 年中国各省域环境污染对居民造成的健康损失。结果表明, 健康损失总价值最高为江苏, 达 1633.26 亿元, 其次为山东、广东、天津以及河南, 健康损失价值均在 600 亿元以上, 最低为西藏, 仅 1.23 亿元, 海南、云南、青海、宁夏、贵州、甘肃以及内蒙古等省份的健康损失也较小, 均在 100 亿元以下。从健康损失占 GDP 的比重来看, 天津市最高, 达 3.963%, 其次为江苏、北京、山东以及上海, 占比均在 1.5% 以上。分析发现健康损失较大的省份多位于经济发达的沿海地区, 或为工业强省、农业大省, 在发展经济的同时也造成了较为严重的环境污染, 损害了常年生活在这些地区居民的身体健康, 导致高额价值损失。相反, 那些位于我国中西部地区、经济不甚发达、人口密度较小的省份, 健康损失普遍较小, 这些地区具有得天独厚的生态资源优势, 能够较大程度地承载环境污染的压力。

2.2.2 纳入健康损失的省域生态补偿额度

根据图 2 的生态补偿理论模型, 利用公式 (18) 得到 2017 年中国省域纳入健康损失的生态补偿额度。结果表明, 江苏省需要缴纳的补偿金额最大, 为 1621.87 亿元, 其次为山东、天津、广东以及上海, 缴纳金额均在 600 亿元以上; 应该得到生态补偿金最高的省份为西藏, 达 611.12 亿元, 其次为内蒙古、青海、新疆、云南、黑龙江以及四川, 本结论与其他学者同类问题的研究结果相一致^[35, 44]。究其原因是经济大省的环境污染更为严重, 资源禀赋、环境承载力与中西部地区的资源大省相比存在劣势, 需要通过生态补偿弥补其额外占用的生态资源。与不纳入健康损失的生态补偿额度相比, 纳入健康损失的生态补偿额度有 19 个省份的补偿额度为负值, 12 个省份的生态补偿额度为正值, 即我国超过 1/2 的省域在发展工农业生产、取得经济进步的过程中所产生的环境污染对居民的健康造成较大的威胁, 超出了本地生态系统的资源环境承载能力。从 GDP 占比来看, 纳入健康损失后的生态补偿额度所占比重大明显提高, 表明生态补偿在经济发展中的地位愈发突显。

运用 ArcGIS10.2 对各省域纳入健康损失的生态补偿额度进行空间可视化(图 3), 需要缴纳生态补偿金的地区主要为我国东部发达地区、华北以及中部地区的部分省份, 补偿额度东高西低; 需要得到生态补偿金的省份主要是我国西北、西南、云贵高原及其以南地区, 受偿额度西高东低, 自“胡焕庸线”往西北的各省份均得到高额补偿金, 在空间上呈现明显的“东部补西部、沿海补内陆”的地域规律。其原因是东部、中部及华北地区环境污染严重, 导致相对较高的健康损失价值, 相反, 西部地区生态系统经济总价值高、污染小, 能够得到较高的补偿。

运用 GeoDa 软件进一步分析生态补偿额度的空间特征。首先进行空间自相关检验,得到各项参数值,其中, Z 值 ≥ 2.58 ,且 P 值 ≤ 0.001 ,表明 Moran' sI 在 0.001 的显著水平上通过显著性检验,中国各省域纳入健康损失的生态补偿额度在空间上呈现明显的全局空间自相关。然后计算 LISA 值并绘制 LI-SA 集聚图(图 4),结果显示,在东部沿海、华北以及西部地区,补偿额度呈现明显的局部空间自相关,新疆、西藏、青海、甘肃、四川以及云南等省份由于人口数量少、环境污染轻和得天独厚的自然资源禀赋,健康损失的受偿金额呈现高一高集聚的特征;低—低集聚区主要是东部沿海及华北地区的部分省市,需要支付高额补偿金。

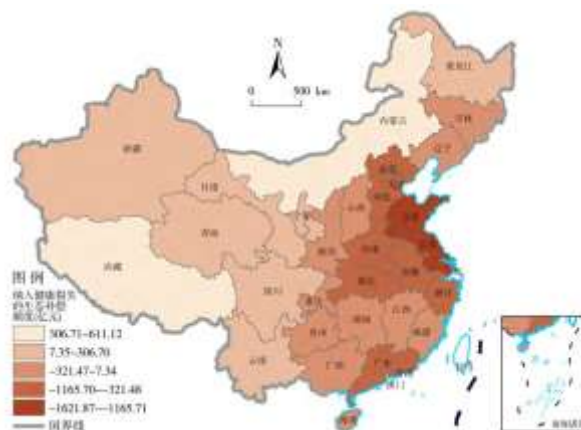


图 3 2017 年中国各省域纳入健康损失的生态补偿额度

注:本文地图全部基于审图号为 GS(2019)1815 号标准地图制作。



图 4 2017 年中国各省域纳入健康损失的生态补偿额度 LISA 集聚图

3 结论与讨论

本文以中国各省域为研究单元,将 $PM_{2.5}$ 作为空气污染物因子,5 种相关癌症和 3 种介水传染病作为水污染导致的健康终端,综合采用修正人力资本法、潜在减寿年法以及患病失能法等方法,估算了 2017 年中国各省因环境污染导致的健康损失并将其纳

入生态补偿额度，主要结论如下：

(1)随着经济的快速发展，环境污染问题愈发严重，对居民造成的健康损失已不容忽视。2017 年全国因大气污染造成的健康损失约为 9632.92 亿元，因水污染造成的健康损失约为 681.04 亿元，健康损失总价值达 10313.97 亿元，占全年 GDP 的 1.218%。

(2)生态补偿额度是否纳入健康损失经济价值的测算结果差距悬殊。未考虑健康损失的生态补偿额度约为 4563.51 亿元，占 GDP 的 0.539%，生态经济价值起了决定作用，环境污染治理投入的影响很小，计算结果表明只有上海市需要缴纳生态补偿金；将健康损失纳入生态补偿额度测算后，占 GDP 比重达到 1.218%，并且需要缴纳生态补偿金的省份达 19 个。纳入健康损失的生态补偿标准更加注重人的主体地位，更加全面地评估各省域经济发展所带来的生态环境代价，符合可持续发展要求。

(3)我国生态补偿额度呈现明显的空间分异特征。经济发达的省份是缴纳生态补偿金的主体，并且经济发展水平越高，需要缴纳的生态补偿金越高；生态资源大省则是得到生态补偿金的主体，在空间上呈现的“东部补西部、沿海补内陆”的地域分异规律并存在局部空间自相关特征，在区域上存在明显的集聚现象，生态补偿大省在东部沿海和华北地区集聚，生态受偿大省则在西部地区集聚。

(4)作为生态补偿主体的东部经济大省今后在发展经济的同时，应把生态环境的保护放在突出位置，重视环境污染对居民造成的健康损失，严格把控工业“三废”的排放标准，提高资源利用效率，减少有害物质的排放，从根本上控制污染物进入生态环境，延长产业链并进行产业转移，合理利用中西部地区富足的资源，缓解东部省份的环境压力，同时进行植树造林，提高生态资源的承载能力；作为受偿主体的资源大省，要坚持生态优先，合理开发利用当地的资源，因地制宜发展特色产业和旅游业，积极承接来自东部地区的产业转移，逐步提高自身的经济水平。政府在生态补偿机制中积极承担桥梁的作用，坚持社会公平、资源有偿，协调好补偿主体和受偿主体之间的关系，实现经济和生态的良性互动。

本文运用多种方法，将健康经济损失纳入生态补偿额度的测算，弥补了以往测算中采用单一方法且忽视健康损失这一缺陷，对进一步完善生态补偿机制的构建是一次有益的实践与尝试，提高了结果的准确性与科学性，可以厘清环境保护与各方的利益关系，划分出受偿主体，有助于我国整体生态环境的优化，通过建立规范化、科学化的生态补偿长效机制，推动资源利用与环境保护之间的和谐统一，实现经济的可持续发展。但是本研究采用的部分数据存在不足，如忽略生态服务价值的空间异质性、经济价格的地域差异、癌症患病率数据的滞后性及其在各省之间的差异等，并且只针对中国各省域的生态补偿量进行较为粗略的估算，对于具体的补偿方式并未作详细的阐述，这是今后相关研究应该加强的地方。

参考文献：

- [1]毛显强，钟瑜，张胜.生态补偿的理论探讨[J].中国人口·资源与环境，2002,12(4):38-41.
- [2]赖力，黄贤金，刘伟良.生态补偿理论、方法研究进展[J].生态学报，2008,28(6):441-448.
- [3]Costanza R, d' Arge R, De Groot R, et al. The value of the world' s ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630):253-260.
- [4]Seidl A F, Moraes A S. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolandia, Brazil[J]. Ecological Economics, 2000, 33(1):1-6.
- [5]Roland O, Pablo C. Benítez. Secondary forests as temporary carbon sinks? The economic impact of accounting methods on reforestation projects in the tropics[J]. Ecological Economics, 2005, 55(3):380-394.

-
- [6]Farber S C, Costanza R, Wilson M A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services[J]. *Ecological Economics*, 2002, 41(3):375-392.
- [7]Pham T T, Campbell B M, Garnett S. Lessons for pro-poor payments for environmental services: an analysis of projects in Vietnam[J]. *The Asia Pacific Journal of Public Administration*, 2009, 31(2):117-133.
- [8]Munoz-Pina C, Guevara A, Torres J M, et al. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results[J]. *Ecological Economics*, 2008, 65(4):725-736.
- [9]Pagiola S, Ramirez E, Gobbi J, et al. Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua[J]. *Ecological Economics*, 2007, 64(2):374-385.
- [10]Ferraro P J. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services[J]. *Ecological Economics*, 2008, 65(4):810-821.
- [11]Ohl C, Drechsler M, Johst K, et al. Compensation payments for habitat heterogeneity: existence, efficiency, and fairness considerations[J]. *Ecological Economics*, 2008, 67(2):162-174.
- [12]Selva G V, Pauli N, Kim M K, et al. Can environmental compensation contribute to socially equitable conservation? The case of an ecological fiscal transfer in the Brazilian Atlantic forest[J]. *Local Environment*, 2019, 24(2):1-18.
- [13]禹雪中, 冯时. 中国流域生态补偿标准核算方法分析[J]. *中国人口·资源与环境*, 2011, 21(9):14-19.
- [14]钟瑜, 张胜, 毛显强. 退田还湖生态补偿机制研究——以鄱阳湖区为案例[J]. *中国人口·资源与环境*, 2002, 12(4):48-52.
- [15]李国平, 王奕淇, 张文彬. 南水北调中线工程生态补偿标准研究[J]. *资源科学*, 2015, 37(10):1902-1911.
- [16]熊鹰, 王克林, 蓝万炼, 等. 洞庭湖区湿地恢复的生态补偿效应评估[J]. *地理学报*, 2004, 59(5):772-780.
- [17]肖池伟, 刘影, 李鹏. 赣江流域生态经济价值与生态补偿研究[J]. *地域研究与开发*, 2016, 35(3):133-138.
- [18]杨海乐, 危起伟, 陈家宽. 基于选择容量价值的生态补偿标准与自然资源资产价值核算——以珠江水资源供应为例[J]. *生态学报*, 2020, 40(10):1-11.
- [19]田义超, 白晓永, 黄远林, 等. 基于生态系统服务价值的赤水河流域生态补偿标准核算[J]. *农业机械学报*, 2019, 50(11):312-322.
- [20]耿翔燕, 葛颜祥, 张化楠. 基于重置成本的流域生态补偿标准研究——以小清河流域为例[J]. *中国人口·资源与环境*, 2018, 28(1):140-147.
- [21]张化楠, 葛颜祥, 接玉梅, 等. 生态认知对流域居民生态补偿参与意愿的影响研究——基于大汶河的调查数据[J]. *中国*

人口·资源与环境, 2019, 29(9):109-116.

[22]王娇, 李智勇, 胡丹. 辽宁省森林成本补偿标准研究[J]. 林业经济, 2015, 37(7):108-111, 116.

[23]陈钦, 陈治洪, 白斯琴, 等. 福建省生态公益林生态补偿标准的影响因素分析——基于经济损失的补偿标准接受意愿调研数据[J]. 林业经济, 2017, 39(2):81-86.

[24]徐素波, 王耀东, 耿晓媛. 生态补偿: 理论综述与研究展望[J]. 林业经济, 2020, 42(3):14-26.

[25]刘春腊, 刘卫东, 陆大道, 等. 2004—2011 年中国省域生态补偿差异分析[J]. 地理学报, 2015, 70(12):1897-1910.

[26]梁流涛, 祝孔超. 区际农业生态补偿: 区域划分与补偿标准核算——基于虚拟耕地流动视角的考察[J]. 地理研究, 2019, 38(8):1932-1948.

[27]Engel S, Pagiola S, Wunder S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues[J]. Ecological Economics, 2008, 65(4):663-674.

[28]关杨, 容冰, 王依, 等. 中国 PM_{2.5} 暴露人群健康损失评价及区域差异分析[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(7):798-802.

[29]范凤岩, 王洪飞, 樊礼军. 京津冀地区空气污染的健康经济损失评估[J]. 生态经济, 2019, 35(9):157-163.

[30]吕铃钥, 李洪远. 京津冀地区 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 污染的健康经济学评价[J]. 南开大学学报: 自然科学版, 2016, 49(1):69-77.

[31]桑燕鸿, 周大杰, 杨静. 大气污染对人体健康影响的经济损失研究[J]. 生态经济, 2010, 220(1):178-179.

[32]潘康婷. 水污染公众健康价值损失评估[D]. 杭州: 浙江工商大学, 2013.

[33]郭家东. 浙江省环境污染公众健康价值损失评估[D]. 杭州: 杭州电子科技大学, 2012.

[34]李建龙, 师学义, 祝宇成. 基于生态绿当量的土地利用结构优化——以晋城市城区为例[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(5):371-374.

[35]刘春腊, 刘卫东, 徐美. 基于生态价值当量的中国省域生态补偿额度研究[J]. 资源科学, 2014, 36(1):148-155.

[36]张永芳, 刘彬, 郭鹤男. 京津冀地区生态补偿额度研究[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(24):188-190.

[37]谢高地, 甄霖, 鲁春霞, 等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 2008, 23(5):911-919.

[38]羊德容, 王洪新, 兰岚, 等. 兰州市能源改造前后大气污染对人体健康经济损失评估[J]. 环境工程, 2013, 31(1):112-116.

[39]李惠娟, 周德群, 魏永杰. 我国城市 PM_{2.5} 污染的健康风险及经济损失评价[J]. 环境科学, 2018, 39(8):3467-3475.

[40]韩明霞, 过孝民, 张衍燊. 城市大气污染的人力资本损失研究[J]. 中国环境科学, 2006, 26(4):509-512.

[41]Shah J J,Nagpal T,Brandon C J.Urban air quality management strategy in Asia:guidebook[R].Washington D.C:The World Bank,1997.

[42]於方,过孝民,张衍燊,等.2004年中国大气污染造成的健康经济损失评估[J].环境与健康杂志,2007,24(12):999-1003.

[43]曾贤刚,阮芳芳,彭彦彦.基于空间网格尺度的中国PM_{2.5}污染健康效应空间分布[J].中国环境科学,2019,39(6):2624-2632.

[44]刘利花,杨彬如.中国省域耕地生态补偿研究[J].中国人口·资源与环境,2019,29(2):52-62.