

基于灰水足迹的长江流域生态补偿额度量化及应用^{*}

吴 蕾, 官冬杰, 姜亚楠, 苏湘媛

(重庆交通大学 智慧与城市学院, 重庆 400074)

摘要: 基于灰水足迹对2009—2020年长江流域的生态补偿额度进行量化,为完善长江流域生态补偿保护机制提供支持。从农业、工业、生活等3方面计算了2009—2020年长江流域15个省、2个直辖市和2个自治区的灰水足迹及它的载荷系数,利用零和模型和生态补偿标准修正指数计算了流域各省(直辖市、自治区)的生态补偿标准。结果显示:1) 2009—2020年长江流域灰水足迹整体呈现先增加后减少的趋势,在2015年达到峰值为9 131.44亿m³,中下游地区灰水足迹随时间推移而减少的趋势更明显;流域内灰水足迹载荷系数较大且水资源分布较少区域中大部分省(直辖市、自治区)在2019—2020年灰水足迹载荷系数呈下降趋势,淡水资源压力减弱;流域生态补偿标准绝对值总量在相对稳定的范围内呈波动趋势,最低值在2011年为570.92亿元,最高值在2019年为1 090.45亿元。2) 长江流域内上游地区农业年平均灰水足迹最大,然后依次是中游地区和下游地区;中游地区工业和生活年平均灰水足迹最大,然后依次是下游地区和上游地区;在区域灰水足迹中农业灰水足迹的占比最大,然后依次是生活和工业灰水足迹的占比。长江流域内平均生态补偿阈值范围最大的是中游地区,然后依次是下游地区和上游地区;累计赤字生态补偿标准最大的是下游地区,然后依次为上游地区和中游地区;累计盈余生态补偿标准最大的是中游地区,然后依次是上游地区和下游地区;流域生态补偿标准总体上表现为累计赤字大于累计盈余。3) 长江流域生态补偿标准的理论总值与环境保护投资实际总值绝对误差为1.86亿元,相对误差仅为0.22%。研究结果反映了长江流域各省(直辖市、自治区)之间的生态补偿数量关系并说明了研究方法具有较高可行性。

关键词: 灰水足迹; 长江流域; 生态补偿; 零和模型; 生态补偿标准修正指数

中图分类号:X321

文献标志码:A

文章编号:1672-6693(2024)01-0051-14

伴随着全球经济和人口不断增长而带来的对水资源需求的持续增加^[1],加上因自然条件产生的全球水资源分布不均和许多发展中国家高污染、高耗能的经济发展方式,不仅加剧了水资源短缺的局面,同时也使得水污染问题频发^[2-4]。尽管中国的江河流域水资源总量丰富,但人均占有量较低;随着社会生产建设对水资源的大量开发,不少江河流域内生态环境遭到破坏,因此中国也面临着水资源短缺、水污染等一系列资源、环境、生态等方面的问题^[5]。在“长江大保护”的背景下,流域管理机构及有关政府部门就保护长江流域生态系统进行了多项水资源保护工作,长江流域水环境的总体质量正在不断改善^[6]。为了有效建立水资源生态保护的相关机制,关于生态补偿标准的研究越来越受到关注,其中围绕水足迹方法开展的研究得到了重视。

Chapagain等人^[7]将水足迹根据水资源类型及来源分为绿水足迹(雨水)、蓝水足迹(地下水或地表水)和灰水足迹(污染水);其中灰水足迹指稀释污染物以达到水质标准所需要的淡水量^[8],它与人为影响的关系最为密切,反映的是与水质和污染排放方面相关的问题。国际上对于灰水足迹的应用研究中关于水资源环境保护的议题最多,其次是关于农业和工业的污染排放、治理问题,如Ansorge等人^[9]应用灰水足迹评估了Temelin核电站的污染物排放量,并得到了灰水足迹是实现《水框架指令》目标的有效工具的结论;Karandish^[10]对常见的土壤农用化学品和作物进行了灰水足迹核算和影响评估,认为通过该方法可以进一步探究集约化农业国家实现环境可持续发展的方法;Serio等人^[11]基于灰水足迹评估来分析地下水硝酸盐污染较高的区域,从而确定该地区可能存在

* 收稿日期:2022-10-17 修回日期:2023-06-29 网络出版时间:2023-10-07T18:09

资助项目:国家自然科学基金面上项目(No. 42171298);国家自然科学基金青年科学基金项目(No. 42201333);教育部人文社会科学研究一般项目(No. 20YJA790016);重庆市自然科学基金杰出青年基金项目(No. cstc2020jcyj-jqX0004);国家社会科学基金后期资助项目(No. 20FJYB035)

第一作者简介:吴蕾,女,研究方向为生态安全与生态修复, E-mail: wulei4951@foxmail.com;通信作者:官冬杰,女,教授,博士, E-mail: guandongjie_2000@163.com

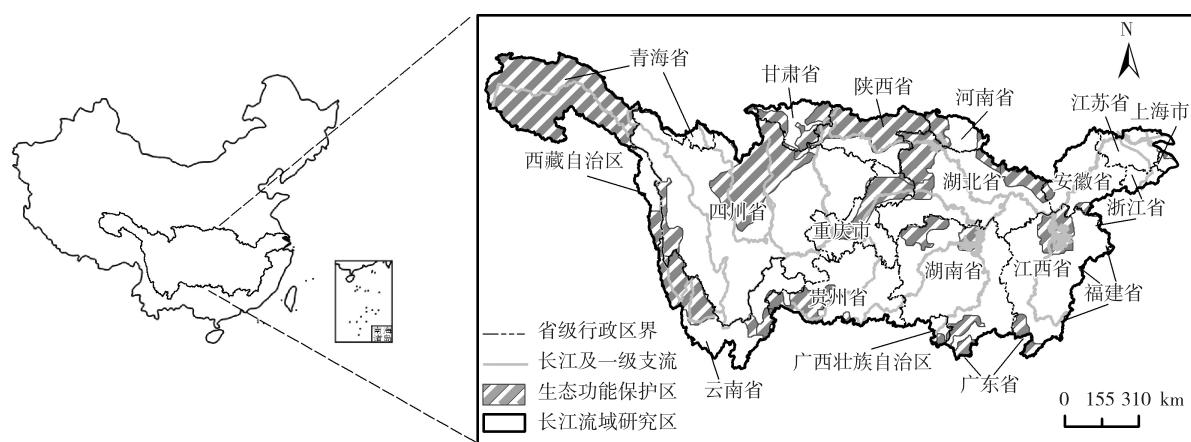
网络出版地址:<https://link.cnki.net/urlid/50.1165.n.20231006.1610.010>

在的风险因素。上述关于灰水足迹的研究多聚焦于评估某一工厂、某类农作物、某种污染物甚至是某类药物的灰水足迹,进而探究其中可能的影响因素和具体的解决方案^[12]。在中国,有关灰水足迹的研究主要是对研究对象的污染量、影响因素以及区域的空间关联进行分析,如张惠云等人^[13]、李红颖等人^[14]基于碳足迹、化肥污染等因素对区域水稻、玉米等粮食作物的灰水足迹进行了计算和评价;白天骄等人^[15]、孙才志等人^[16]对中国多个省(直辖市、自治区)的灰水足迹区域差异和空间、产业之间的关联性进行了评价分析。若依据灰水足迹来量化生态补偿标准,需要以地区的水环境压力为基础,可通过该区域的灰水足迹需求量与水资源供给量的大小进行判断^[17]。当前关于应用灰水足迹对环境保护进行评价的研究备受关注,而有关结合灰水足迹与生态补偿标准量化的研究还有待进一步开展。许多关于生态补偿标准量化的研究主要是对区域自然资源可提供的生态系统服务进行全面的测算,所衡量的是区域生态系统可提供的最高服务价值,因数值范围往往过高而缺乏对现实补偿标准应用的合理参考以及对补偿主体和补偿客体的识别^[18-22]。

由于长江流域地域跨度较大、涉及省级行政单元较多,因此相关研究往往选择长江经济带或长江城市群为研究区进行讨论,缺少从整个流域视角来进行生态补偿标准量化的研究。有鉴于此,本研究基于灰水足迹载荷系数,对2009—2020年长江流域省级尺度的生态补偿标准进行了量化;并从流域整体水资源供求自洽的角度出发,结合水资源市场价值和生态补偿修正指数来进行有关计算,然后对结果的差异性进行了讨论分析。与以往研究相比,本研究的创新点在于从生态损失价值角度来考虑流域水质水量资源的分配,应用生态补偿修正系数来对流域范围内的补偿加以明晰,增加直接投入成本与理论值的比较来讨论研究结果的可行性。本研究的主要目的在于通过确认流域生态补偿当中的主客体关系,揭示流域内区域之间的水资源互动情况,从而量化流域内的生态补偿标准、明确其中的空间差异和演化规律、指导生态补偿标准的实际应用,最终为促进长江流域生态系统的可持续发展和缓解水资源供需矛盾提供参考依据。

1 研究区概况

长江流域包括长江干流和长江支流所经过的地区,共计15个省、2个直辖市和2个自治区(图1)。长江流域跨度范围广阔,落差较大,拥有充沛的水资源以及众多生态功能保护区,是中国重要的资源宝库和经济建设重心,具有举足轻重的战略地位。过去粗放的经济发展方式对长江流域生态环境保护构成了极大的挑战,如今在“共抓大保护,不搞大开发”的时代背景下,长江流域的水环境生态修复已被列为重点治理项目。要解决水资源短缺和水污染问题、化解流域经济建设和流域生态保护之间的矛盾,有必要设立生态补偿机制;通过量化区域之间的生态补偿价值,明晰权责划分,从而联合各职能部门和社会机构协同推进长江流域的生态环境保护和绿色发展。



注:图中左侧地图底图来源于自然资源部标准地图服务网(<http://bzdt.ch.mnr.gov.cn/>),审图号:GS(2016)1552号;图中右侧地图中省级边界线、长江及支流、长江流域面、生态功能保护区的矢量数据分别来源于中国科学院资源环境科学与数据中心(<https://www.resdc.cn/>)2015年中国省级行政边界数据、中国一级河流空间分布数据、中国三级流域空间分布数据、中国生态功能保护区数据,下同。

图1 长江流域示意图

Fig. 1 The sketch map of Yangtze River Basin

2 研究方法和数据来源

2.1 研究方法

2.1.1 灰水足迹载荷系数

根据文献[23]可知,某一地区的农业、工业和生活的灰水足迹分别由农业生产、工业生产和生活中排放量最大的污染物所决定,3种灰水足迹相加就得到了该地区灰水足迹;有关指标的具体计算方式如下。1)农业灰水足迹。农业包括种植业和养殖业,而氮元素污染是中国河流环境保护工作面临的主要问题^[24],因此对于种植业选择反映氮肥施用量的总氮(TN)总量作为污染物指标;对于养殖业则选择反映牛、羊、猪、家禽等4类代表性禽畜排泄物污染程度的化学需氧量(COD)和TN排放总量作为指标。

设流域涉及 m 个地区(在本研究中为某一省级行政单元,故 $m=19$),需要考察的养殖业禽畜类型为 k 类(本研究中 $k=4$)、污染物类型为 n 类(本研究中 $n=2$),那么第 j 个($j=1, \dots, m$)地区养殖业第 i 类($i=1, \dots, n$)污染物排放量($E_{b(i,j)}$,单位:kg)的计算公式为:

$$E_{b(i,j)} = \sum_{e=1}^k (N_{e,j} \times (M_{f(e)} \times C_{f(e,i)} \times R_{f(e)} + M_{u(e)} \times C_{u(e,i)} \times R_{u(e)})),$$

其中: $N_{e,j}$ 为第 j 个地区第 e 类($e=1, \dots, k$)禽畜总羽(头)数, $M_{f(e)}$ 和 $M_{u(e)}$ 分别为每羽(头)第 e 类禽畜的排粪量和排尿量(单位均为 m^3), $C_{f(e,i)}$ 和 $C_{u(e,i)}$ 分别为每羽(头)第 e 类禽畜的粪、尿中第 i 类污染物含量(单位均为 $kg \cdot m^{-3}$), $R_{f(e)}$ 和 $R_{u(e)}$ 分别为每羽(头)第 e 类禽畜的粪、尿流失率(均以百分数表示),进一步可计算该地区养殖业第 i 类污染物对应的灰水足迹($H_{b(i,j)}$,单位: m^3),有:

$$H_{b(i,j)} = E_{b(i,j)} / (C_i - C_{0(i)}),$$

其中: C_i 和 $C_{0(i)}$ 分别为第 i 类污染物的水质标准浓度和该类污染物在无污染淡水资源中的自然本底浓度(单位均为 $kg \cdot m^{-3}$)。此外,该地区种植业第 i 类污染物对应的灰水足迹($H_{p(i,j)}$,单位: m^3)计算公式为:

$$H_{p(i,j)} = (\omega \times a_j) / (C_i - C_{0(i)}),$$

其中: ω 为氮肥溶水率(以百分数表示), a_j 为第 j 个地区的氮肥使用量(单位:kg)。

在本研究中,设农业中第1、2类污染物分别为COD、TN,则第 j 个地区农业灰水足迹($H_{A(j)}$,单位: m^3)为:

$$H_{A(j)} = \max(H_{b(1,j)}, (H_{b(2,j)} + H_{p(2,j)})).$$

2)工业(或生活)灰水足迹。工业灰水足迹和生活灰水足迹都属于点源污染,两者计算方法相同。本研究选取COD和氨氮(NH₃-N)排放总量作为工业(或生活)污染物指标。第 j 个地区工业(或生活)第 i 类污染物对应的灰水足迹($H_{I(i,j)}$ 、 $H_{D(i,j)}$,单位均为 m^3)计算公式如下:

$$H_{I(i,j)} = E_{I(i,j)} / (C_i - C_{0(i)}), H_{D(i,j)} = E_{D(i,j)} / (C_i - C_{0(i)}),$$

其中: $E_{b(i,j)}$ 为第 j 个地区工业(或生活)第 i 类污染物排放量(单位:kg)。

在本研究中,设工业、生活第1、2类污染物分别为COD、NH₃-N,则第 j 个地区工业、生活灰水足迹($H_{I(j)}$ 、 $H_{D(j)}$,单位均为 m^3)分别为:

$$H_{I(j)} = \max(H_{I(1,j)}, H_{I(2,j)}), H_{D(j)} = \max(H_{D(1,j)}, H_{D(2,j)}).$$

3)灰水足迹载荷系数。该指标用来衡量区域水资源受污染程度,它的值越大则表示该区域水污染负荷和水资源供给压力越大^[25];结合面积加权方法可得到各地区在流域内区域的灰水足迹^[26],于是有:

$$K_j = H_{G(j)} / W_j = (H_{A(j)} + H_{I(j)} + H_{D(j)}) / W_j, \\ H'_{G(j)} = H_{G(j)} \times \gamma_j = (H_{A(j)} + H_{I(j)} + H_{D(j)}) \times (S_j / S_{T(j)}).$$

式中: K_j 为第 j 个地区灰水足迹载荷系数, $H_{G(j)}$ 和 W_j 分别为第 j 个地区的灰水足迹和水资源总量(单位均为 m^3), $H'_{G(j)}$ 为第 j 个地区在流域内区域的灰水足迹(单位: m^3), γ_j 为第 j 个地区的面域加权指数, $S_{T(j)}$ 和 S_j 分别为第 j 个地区的幅员面积和该地区在流域内的面积(单位均为 hm^2)。

2.1.2 生态补偿标准量化模型

流域的水资源是区域内共享的环境福利,水资源的保护也是需要共同承担的责任。运用零和模型^[27]计算生态补偿标准,并设同一流域内的所有支付金额与获得金额的数值相等;基于灰水足迹的定义,选择淡水资源的市场价格计算补偿标准。此外,由于完整的行政单元往往不完全位于流域内,因此结合人口和经济因素的影响,应

用生态补偿修正指数对流域内的区域生态补偿标准进行修正^[28],有:

$$\begin{aligned}\epsilon &= \left(\sum_{j=1}^m W_j - \sum_{j=1}^m H_{G(j)} \right) / \sum_{j=1}^m P_j, \quad \epsilon_j = (W_j - H_{G(j)}) / P_j, \\ M'_j &= (\epsilon_j - \epsilon) \times P_j \times l, \quad M'_j = M_j \times \theta = M_j \times (\alpha \times R_{POP(j)} + \beta \times R_{GDP(j)}).\end{aligned}$$

其中: ϵ 、 ϵ_j 分别为全流域、第 j 个地区的人均水资源生态盈余或赤字(单位均为 m^3)、 P_j 为第 j 个地区的人口数, M'_j 、 M_j 分别为第 j 个地区和该地区在流域内区域的生态补偿标准(单位均为元); l 为各地区淡水资源平均征收标准的加权平均值(单位:元· m^{-3}); θ 为生态补偿标准修正指数, $R_{POP(j)}$ 和 $R_{GDP(j)}$ 分别为流域内第 j 个地区在流域内区域的人口密度和 GDP 占整个地区人口密度和 GDP 的比值, α 和 β 分别为社会、经济调节因子,取值均为 0.5。

2.2 数据来源

本研究选用的参数中,COD、NH₃-N(或 TN)的排放标准限值依据《污染物综合排放标准(GB8978—1996)》,按其中规定的一级排放标准限值,COD 和 TN(或 NH₃-N)的水质标准浓度分别为 0.06 和 0.015 kg· m^{-3} ;氮肥溶水率根据文献[29]取值为 15.63%;水资源价格参考 2013 年国家发展与改革委员会、财政部和水利部联合发布的《关于水资源费征收标准有关问题的通知》,得到的加权平均值为 0.26 元· m^{-3} ;禽畜排泄物中各类污染物含量、排泄物流失率等数据参考文献[30-31]。其他各统计数据均使用省级行政区的数据,再结合参数进行流域内的矫正,其中氮肥施用量和禽畜养殖羽(头)数取自《中国农村统计年鉴》;COD 和 NH₃-N 排放量、环境整治投入数据、水资源总量、人口数据等源自《中国环境统计年鉴》、《中国统计年鉴》、相关环境统计公报等文献。栅格数据包括人口密度和 GDP 空间分布,均来自中国科学院资源与环境科学数据中心(<http://www.resdc.cn>)。

3 结果与分析

3.1 长江流域灰水足迹差异化分析

长江流域内省级行政单元的灰水足迹时间序列结果如表 1 所示;再结合灰水足迹的不同计算来源,将各来源的年平均灰水足迹按自然断点法分级,得到不同数值范围灰水足迹空间分布如图 2 所示。

表 1 显示:2009—2020 年,长江流域内灰水足迹最大的为四川省,年平均值达到了 2 182.16 亿 m^3 ,最小的为广东省,年平均值仅有 1.86 亿 m^3 ;长江流域全域灰水足迹从 2009 年的 6 390.54 亿 m^3 上涨到 2020 年的 7 722.27 亿 m^3 ,并在 2015 年达到峰值 9 131.44 亿 m^3 ,总体呈现先增加后减少的趋势。2009—2020 年各省级行政单元灰水足迹总体呈减少趋势的有上海市、江苏省、浙江省、安徽省、福建省、河南省、广东省和广西壮族自治区,它们多位于中下游地区;其余省(直辖市、自治区)的灰水足迹在此期间总体上均有所增加,而它们多位于上游地区。这一结果与不同区域的产业结构变化密不可分。

长江流域内农业年平均灰水足迹最大的是位于上游的四川省,其次为位于中游的湖北省、湖南省、江西省等,农业年平均灰水足迹数值范围最小的是位于下游的几个省(直辖市)(图 2a)。长江流域内工业年平均灰水足迹高数值范围区间主要集中在中游地区,其次为下游地区和上游地区(图 2b)。长江流域内生活年平均灰水足迹高数值范围区间主要位于中游地区,低数值范围区间多分布在上游地区(图 2c)。图 2d 显示:区域年平均灰水足迹高数值范围区间位于上游的四川省,中等数值范围区间主要分布在中游地区,低数值范围区间主要分布在下游地区及流域边缘的几个省级行政单元。综合各来源年平均灰水足迹与区域年平均灰水足迹的空间分布状况,可知 2009—2020 年长江流域区域年平均灰水足迹和农业年平均灰水足迹的空间分布一致;结合数值区间范围可知:在长江流域全域灰水足迹中,占比最高的是农业灰水足迹,其次是生活灰水足迹,最低的是工业灰水足迹。而且农业灰水足迹占比明显高于其他 2 种来源灰水足迹的占比,说明农业污染是长江流域水污染中的主要来源。

3.2 长江流域灰水足迹载荷系数差异化分析

灰水足迹载荷系数值越大表示区域内淡水资源赤字越严重、水污染问题越严峻,值越小则表示区域内水污染量较少或淡水资源丰富对污染有较好的稀释作用。以自然断点分级法对灰水足迹载荷系数的年平均值和流域水资源总量进行分级,将长江流域分为 5 类不同水污染负荷区和 3 类不同水资源分布区,并比较 3 类不同水资源分布区的灰水足迹载荷系数。

表1 2009—2020年长江流域内省级灰水足迹

Tab. 1 Provincial grey water footprint in the Yangtze River Basin from 2009 to 2020

亿 m³

省级行政单元名称	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年
上海市	63.06	63.56	62.69	60.34	56.98	55.47	51.07
江苏省	234.01	248.61	250.51	250.13	244.56	242.18	236.63
浙江省	38.36	40.82	42.74	42.03	40.86	37.94	33.22
安徽省	303.52	339.60	347.14	357.43	361.46	364.04	368.98
福建省	2.99	3.59	3.70	3.78	3.80	3.74	3.56
江西省	501.82	751.71	773.88	803.86	820.42	838.30	845.38
河南省	324.22	413.11	398.76	390.96	393.10	400.04	401.97
湖北省	775.02	1 089.16	1 094.52	1 138.94	1 162.88	1 176.07	1 169.09
湖南省	921.72	1 368.39	1 330.36	1 356.54	1 374.52	1 415.39	1 420.55
广东省	1.60	2.01	2.15	2.15	2.13	2.13	2.10
广西壮族自治区	41.02	42.51	39.87	41.00	41.45	41.08	40.51
重庆市	330.52	460.91	467.47	477.87	490.39	502.04	512.27
四川省	1 853.80	2 336.50	2 328.87	2 300.56	2 321.13	2 384.51	2 373.21
贵州省	328.35	684.56	622.92	620.91	625.07	662.88	700.36
云南省	298.45	448.12	459.62	466.16	463.76	478.59	481.26
西藏自治区	16.42	19.87	19.95	19.35	19.88	19.57	19.72
陕西省	123.24	189.83	184.77	186.51	185.46	191.28	187.06
甘肃省	59.19	84.61	85.71	85.26	86.57	90.97	90.04
青海省	173.22	194.16	191.20	184.18	193.84	194.15	194.45
合计	6 390.54	8 781.64	8 706.85	8 787.95	8 888.27	9 100.37	9 131.44
省级行政单元名称	2016年	2017年	2018年	2019年	2020年	年平均值	
上海市	33.94	33.91	29.14	24.94	25.10	46.68	
江苏省	219.77	213.70	204.27	178.99	176.94	225.02	
浙江省	26.26	24.78	22.82	20.46	24.57	32.90	
安徽省	350.38	278.70	277.75	263.85	278.88	324.31	
福建省	3.34	2.85	2.71	2.61	2.92	3.30	
江西省	791.19	703.64	703.56	677.53	693.32	742.05	
河南省	378.90	250.81	250.72	230.13	239.16	339.32	
湖北省	1 104.27	950.16	930.38	834.32	817.01	1 020.15	
湖南省	1 332.77	1 240.24	1 235.87	1 180.03	1 246.15	1 285.21	
广东省	1.90	1.60	1.56	1.43	1.49	1.86	
广西壮族自治区	37.43	33.17	33.45	31.43	33.31	38.02	
重庆市	466.83	396.15	387.53	363.99	376.12	436.01	
四川省	2 266.68	2 051.21	1 997.86	1 902.96	2 068.63	2 182.16	
贵州省	664.55	642.62	615.72	629.33	665.15	621.87	
云南省	479.87	501.27	501.48	498.44	520.97	466.50	
西藏自治区	19.44	18.35	18.66	18.97	18.95	19.09	
陕西省	173.49	180.83	179.65	171.57	183.46	178.10	
甘肃省	86.27	82.48	84.97	87.73	93.56	84.78	
青海省	201.00	221.48	209.48	201.95	256.60	201.31	
合计	8 638.27	7 827.94	7 687.57	7 320.66	7 722.27	8 248.65	

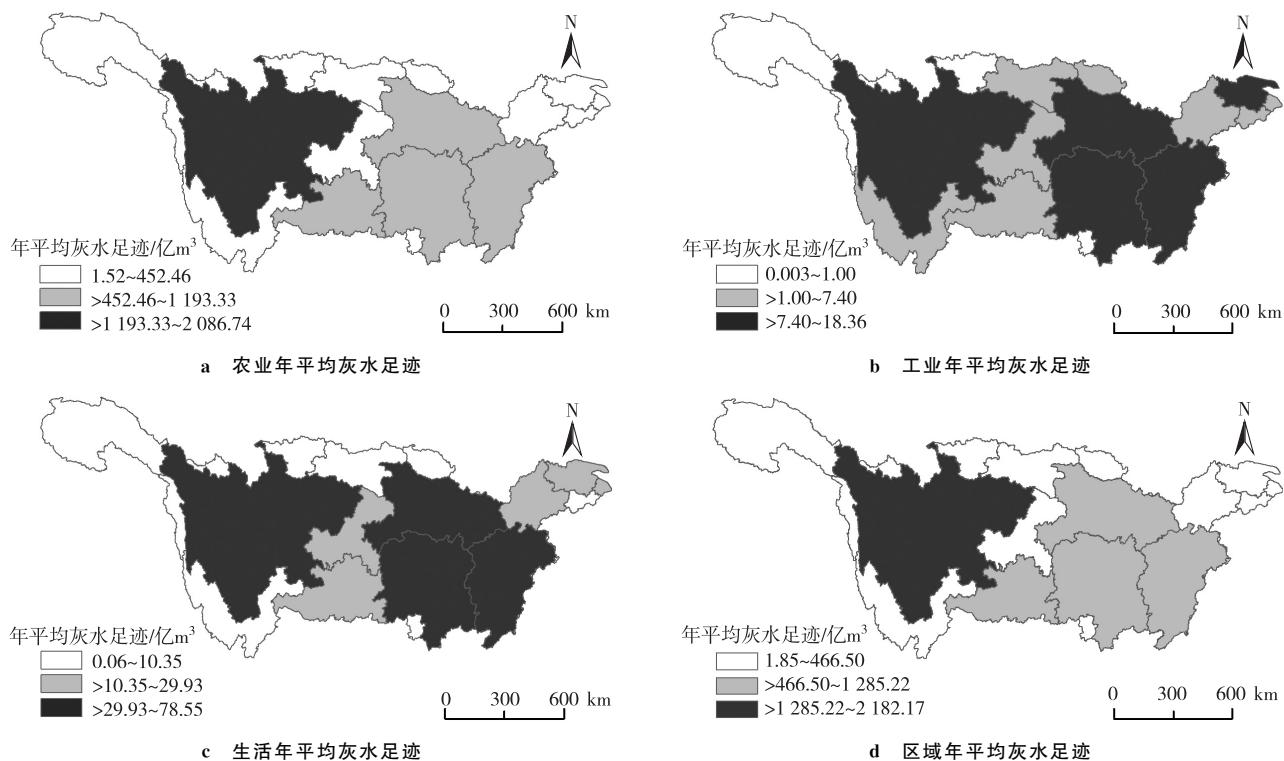


图 2 长江流域不同来源灰水足迹空间分布差异

Fig. 2 Spatial variation in the grey water footprint of various sectors in the Yangtze River Basin

结合图 3a、b 可知:低负荷区和较低负荷区如浙江省、西藏自治区、福建省、广东省、江西省、广西壮族自治区等皆对应水资源分布状况较好的区域;中度负荷区如青海省、云南省、四川省、重庆市、贵州省、湖南省、湖北省、安徽省等也主要对应水资源良好和水资源充沛区域,但总体灰水足迹的需求较高;较高负荷区和高负荷区如上海市、江苏省、陕西省、甘肃省、河南省等主要对应水资源较少区域,灰水足迹需求较高,且淡水资源供不应求、水污染压力偏大。图 3c 显示水资源较少区域对应的灰水足迹载荷系数范围在 0.5~11.1,整体偏大,区域内各省(直辖市)的灰水足迹载荷系数值差异明显;不过在 2019—2020 年区域内大部分省(直辖市)的灰水足迹载荷系数均呈下降趋势,对淡水需求的压力在减弱。水资源良好区域的灰水足迹载荷系数范围在 0.1~1.5,其中湖北省、安徽省、贵州省的该系数值整体呈下降趋势(图 3d)。水资源充沛区的灰水足迹载荷系数值范围在 0.2~1.2,属于淡水资源压力最小的区域,区域内的省级行政单元多为水污染中低负荷区,其中西藏自治区的灰水足迹载荷系数年际变化最平稳(图 3e)。

3.3 长江流域生态补偿标准差异化分析

根据零和模型、生态补偿标准修正指数得到长江流域省级生态补偿标准结果如表 2 所示,其中某区域的生态价值盈余、损失量分别用正、负值表示。从“谁污染谁治理,谁保护谁受益”的角度来理解则是:负值区域为生态环境的受益区,应支付生态补偿;正值区域为生态环境的保护区,应获得生态补偿。2009—2020 年,长江流域内的生态补偿标准绝对值总量呈波动趋势,维持在相对稳定的范围内;最低值在 2011 年为 570.92 亿元,最高值在 2019 年为 1 090.45 亿元。浙江省、福建省、江西省、湖南省、广东省、广西壮族自治区和西藏自治区位于流域内的地区长期属于应获得生态补偿区域;其中江西省应获得的生态补偿标准最高,年平均值达 163.32 亿元。其余地区长期属于应支付生态补偿区域;其中江苏省应支付的生态补偿标准最高,年平均值达 113.59 亿元。表 2 还显示:长期属于应支出生态补偿区域的安徽省、湖北省、重庆市和四川省在 2019—2020 年转化为应获得生态补偿区域。

将长江流域各省级行政单元的绝对值平均生态补偿标准与累计盈余(赤字)生态补偿标准进行综合分析,结果如图 4 所示。绝对值平均生态补偿标准用以衡量流域各区域之间的平均生态补偿阈值范围,图 4 显示长江流域的平均生态补偿阈值范围最大的是中游地区(江西省—广西壮族自治区),其次是下游地区(上海市—福建省),最小的是上游地区(重庆市—青海省)。累计盈余(赤字)生态补偿标准体现了某区域在流域生态补偿中的

盈余或赤字情况。由图4可知:2009—2020年长江流域内处于盈余状态的生态补偿客体地区包括浙江省、福建省、江西省、湖南省、广东省、广西壮族自治区和西藏自治区,处于赤字状态的生态补偿主体地区包括上海市、江苏省、安徽省、河南省、湖北省、重庆市、四川省、贵州省、云南省、陕西省、甘肃省和青海省;整个流域内生态补偿主体数量大于生态补偿客体数量,说明流域内各区域之间的水资源侵占问题严重。将流域上、中、下游地区按对应的累计赤字生态补偿标准从大到小进行排序,依次是下游地区(2 329.22亿元)、上游地区(2 072.19亿元)、中游地区(1 880.42亿元);对上述区域按对应的累计盈余生态补偿标准从大到小进行排序,依次是中游地区(168.25亿元)、上游地区(31.87亿元)、下游地区(25.04亿元);总体上看生态补偿标准的累计赤字大于累计盈余,说明长江流域内的水资源生态系统服务供需不匹配。

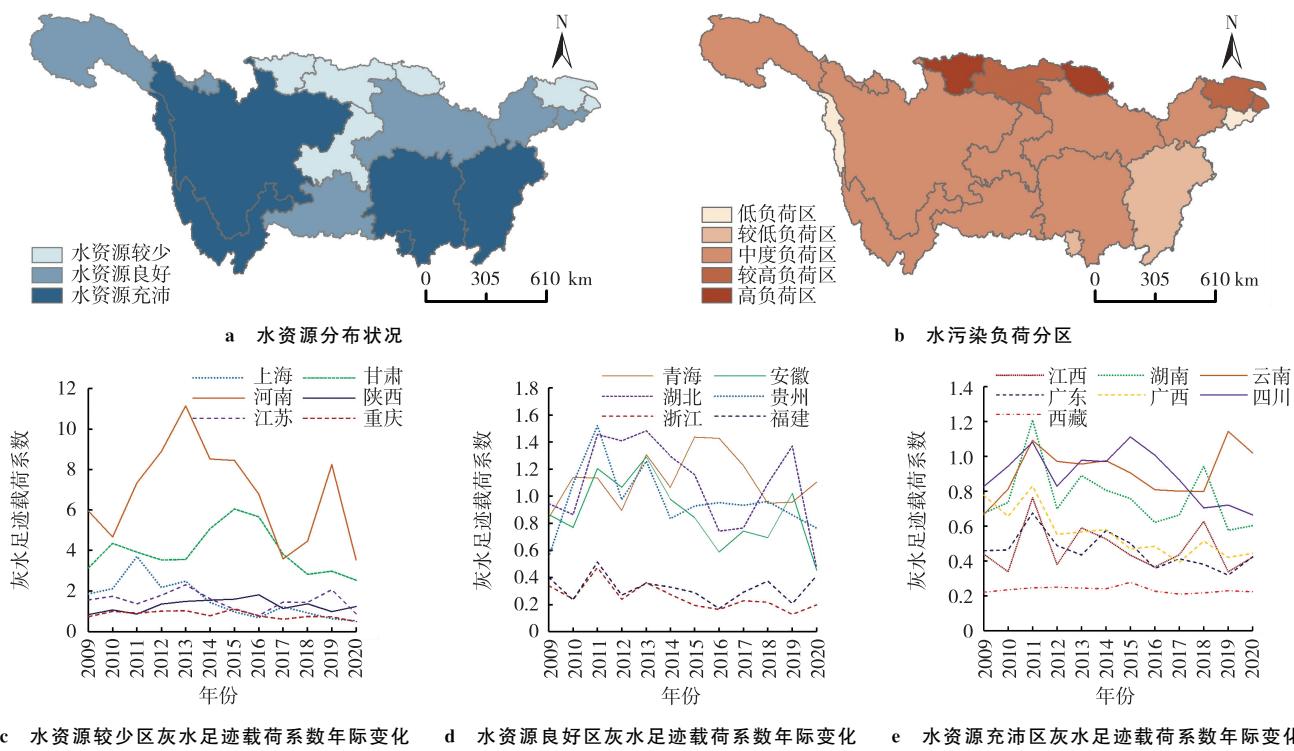


图3 长江流域灰水足迹载荷系数时空差异

Fig. 3 Temporal and spatial differences of load coefficient of grey water footprint in the Yangtze River Basin

3.4 流域生态补偿标准理论值的可行性分析

生态补偿理论研究是实践的前提,同时已实施的标准又为理论研究的可行性提供依据。统计2009—2020年长江流域各省(直辖市、自治区)政府对生态环境保护直接投入的资金成本,包括生态建设与保护投入、水土保持及生态项目投资、工业废水治理设施运行费用、村庄环境卫生建设投入等多项费用,以此作为环境投资的实际值,并应用生态补偿标准修正指数获得各省(直辖市、自治区)在流域内区域的环境投资实际值。然后将上述实际值与本研究得到的生态补偿标准理论值进行比较,如表3所示,其中绝对误差为理论值与实际值之差,相对误差为绝对误差与实际值的比值,由此分析本研究结果在实际应用中的可行性。结果显示:长江流域年平均生态补偿标准理论总值为833.97亿元,年平均环境投资实际总值为835.83亿元,绝对误差为1.86亿元,相对误差仅为0.22%,这表明本研究使用灰水足迹法对长江流域整体的生态补偿标准进行量化是可行的。就流域内各省(直辖市、自治区)的情况进行分析,结果发现上海市、江苏省、浙江省、安徽省、湖南省、广东省等12个省级行政单元的年平均生态补偿标准理论值比年平均环境投资实际值小,其中湖南省这2个指标数值偏差最大,相对误差为61.51%;其余的省级行政单元如福建省、江西省、河南省、西藏自治区等年平均生态补偿标准理论值比年平均环境投资实际值大,其中西藏自治区这2个指标数值偏差最大,相对误差为4 195.94%。流域内部分地区的年平均生态补偿标准理论值和年平均环境投资实际值相差较大,表明实际用于环境保护和生态补偿资金投入量不符合区域的生态补偿需求;尤其对于理论值比实际值大的区域,需要及时增加相关资金的投入,激励当地的环境保护行为,改变对环境损害较大的经济发展模式,从而促进长江流域生态补偿机制的建立健全。

表 2 长江流域省级生态补偿标准

Tab. 2 Provincial ecological compensation standards in the Yangtze River Basin

亿元

省级行政单元名称	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年
上海市	-45.76	-56.16	-18.73	-51.09	-32.46	-34.33	-33.09
江苏省	-116.65	-142.04	-37.64	-131.80	-103.60	-98.85	-77.06
浙江省	14.55	34.18	18.87	39.06	21.41	30.04	44.56
安徽省	-39.28	-32.79	-21.90	-58.77	-50.12	-35.01	-25.02
福建省	0.16	0.64	0.23	0.56	0.40	0.42	0.48
江西省	93.54	297.47	54.38	269.02	108.70	143.79	227.78
河南省	-51.56	-61.78	-49.33	-62.63	-57.24	-59.09	-60.94
湖北省	-85.01	-71.17	-100.51	-187.43	-152.12	-140.85	-124.54
湖南省	9.83	-2.03	-73.49	38.60	-16.48	8.24	24.08
广东省	0.01	0.02	0.03	0.02	0.06	0.02	0.03
广西壮族自治区	0.07	1.43	1.03	3.30	3.86	3.27	5.51
重庆市	-15.81	-57.53	6.63	-51.88	-31.55	0.05	-57.25
四川省	-33.92	-125.64	-63.52	-12.16	-60.59	-79.65	-180.97
贵州省	26.53	-53.78	-52.45	-31.29	-47.72	5.29	-16.21
云南省	22.63	0.54	-17.07	-26.32	-9.13	-17.80	-7.97
西藏自治区	29.56	33.10	31.45	29.63	31.53	31.66	26.21
陕西省	-8.25	-15.10	2.46	-18.37	-14.34	-17.27	-18.93
甘肃省	-16.66	-25.04	-19.73	-23.13	-21.24	-25.29	-26.47
青海省	1.49	-2.10	-1.47	0.78	-3.10	-1.11	-4.10
绝对值合计	611.26	1 012.53	570.92	1 035.82	765.65	732.02	961.22
省级行政单元名称	2016 年	2017 年	2018 年	2019 年	2020 年	年平均值	
上海市	-58.23	-57.33	-43.78	-53.23	-58.85	-45.25	
江苏省	-105.75	-143.05	-118.90	-158.83	-128.90	-113.59	
浙江省	28.61	9.77	14.16	32.51	8.11	24.65	
安徽省	-15.95	-47.05	-26.24	-79.13	8.13	-35.26	
福建省	0.88	0.26	0.13	0.47	0.01	0.39	
江西省	241.50	133.21	23.89	236.84	129.77	163.32	
河南省	-67.17	-44.77	-42.84	-48.66	-47.49	-54.46	
湖北省	-56.33	-61.98	-131.41	-202.19	86.60	-102.24	
湖南省	33.66	6.15	-108.10	62.24	38.48	1.77	
广东省	0.03	0.00	0.02	0.02	-0.03	0.02	
广西壮族自治区	3.36	5.42	2.85	4.05	3.50	3.14	
重庆市	-45.29	-4.31	-22.63	-40.95	14.81	-25.48	
四川省	-224.86	-107.79	70.58	-3.55	55.44	-63.89	
贵州省	-46.79	-37.66	-33.09	-27.28	-13.31	-27.31	
云南省	-8.85	0.61	9.20	-66.87	-52.16	-14.43	
西藏自治区	33.68	35.30	34.32	32.56	33.47	31.87	
陕西省	-28.67	-19.17	-19.55	-16.57	-24.03	-16.48	
甘肃省	-28.66	-24.75	-21.68	-24.26	-24.14	-23.42	
青海省	-4.58	-3.30	0.10	-0.23	-2.37	-1.67	
绝对值合计	1 032.87	741.87	723.48	1 090.45	729.58	833.97	

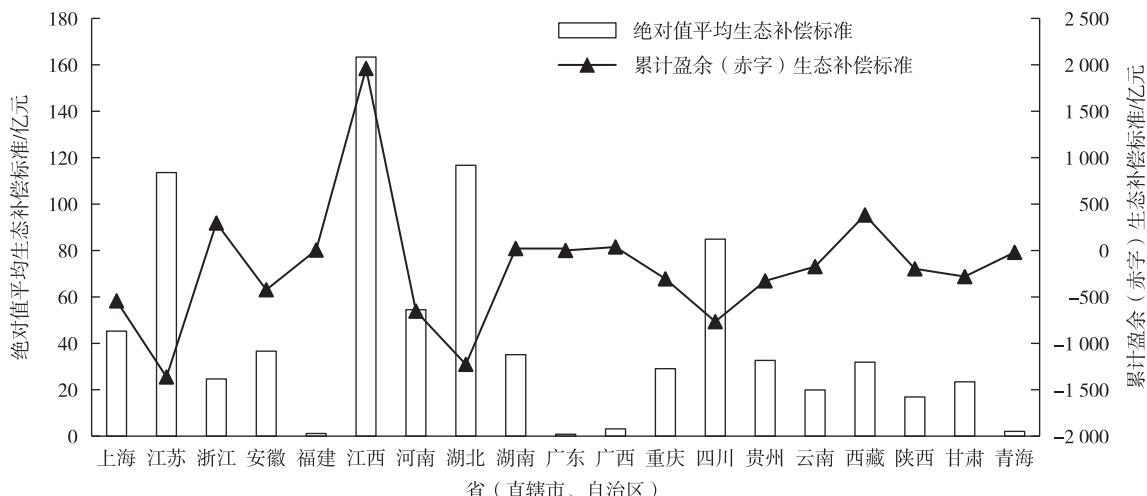


图4 长江流域省级生态补偿标准差异化对比

Fig. 4 Differentiation and comparison of provincial ecological compensation standards in the Yangtze River Basin

表3 长江流域生态补偿标准理论值与实际值比较

Tab. 3 Comparison between theoretical value and actual value of ecological compensation standard in Yangtze River Basin

指标	上海市	江苏省	浙江省	安徽省	福建省	江西省	河南省	湖北省	湖南省	广东省
年平均生态补偿标准理论值/亿元	45.25	113.59	24.65	36.62	0.39	163.32	54.46	116.68	35.12	0.02
年平均环境投资实际值/亿元	52.38	133.93	29.10	39.18	0.33	76.11	13.09	94.55	91.23	0.03
绝对误差/亿元	-7.13	-20.34	-4.45	-2.57	0.05	87.21	41.37	22.13	-56.11	-0.01
相对误差/%	13.61	15.19	15.29	6.55	15.20	114.58	316.04	23.40	61.51	27.68

指标	广西壮族自治区	重庆市	四川省	贵州省	云南省	西藏自治区	陕西省	甘肃省	青海省	总值
年平均生态补偿标准理论值/亿元	3.14	29.06	84.89	32.62	19.93	31.87	16.89	23.42	2.06	833.97
年平均环境投资实际值/亿元	3.26	53.74	133.67	48.85	36.70	0.74	20.64	6.84	1.46	835.83
绝对误差/亿元	-0.12	-24.68	-48.78	-16.23	-16.77	31.13	-3.74	16.58	0.60	1.86
相对误差/%	3.63	45.93	36.49	33.23	45.70	4.195.94	18.14	242.42	41.52	0.22

4 讨论

4.1 不同因素对生态补偿标准的影响

本研究涉及影响因子众多,包括区域的水资源量、面积、人口数、GDP、禽畜养殖数、废水排放量、水资源费用等。从本研究结果来看,流域内灰水足迹与生态补偿标准的差异化主要受以下3个因素影响:1)自然因素。该因素即区域的淡水资源拥有量。由于灰水足迹是将水质、水量相结合来考虑稀释区域水体受污染所需淡水量的生态价值,进而评价流域的生态损失价值,因此若该区域拥有的淡水量越大,则在同等污染情况下的区域的灰水足迹载荷系数和水资源压力就越小,区域水资源盈余量就越多,整个区域会倾向于成为生态补偿客体而应获得生态补偿,反之区域则倾向成为生态补偿主体,增大对外部水资源的需求量,并应当支付生态补偿。2)经济因素。该因素包括区域的GDP和产业结构。GDP直接影响生态补偿标准修正指数,某行政单元在流域内的区域占该行政单元的GDP和人口数比例越大,那么它对应的生态补偿标准值也越大。在产业结构方面,例如受禽畜养殖数直接影响的养殖业灰水足迹在农业灰水足迹占比最大,这就提示需要合理调整相关产业结构占比,减少其中的高污染产业。3)政策因素。该因素主要是基于政府的政策措施与计划对前2个因素进行调控,从而间接对灰水足迹和生态补偿标准造成影响。

基于上述讨论结果,本研究对于建立和实施长江流域生态补偿机制提出以下建议:1)加强蓄水防护。通过加强区域湿地生态系统修复、修建保水蓄水设施等措施,可增加区域内水资源保有量,从而减少水污染压力。2)

推进污染治理。通过加强乡村振兴和城市生态建设来推进产业革新和产业结构调整,适时提高污水排放的相关标准,科学设置集中排污点或通过建设大型养殖场替代数量较多且分散的中小型养殖场以便对农业源污染进行集中处理。3) 进行制度规范。建议通过设立专项补偿资金对流域生态补偿赤字进行资金补充、在国家法律层面设立流域生态补偿标准的统一指导和规范、建立合作机制等方式促进跨部门、跨区域、跨流域之间的合作,健全自然资源产权制度,规范水权交易法律法规,有效推进落实水资源生态环境保护建设。

4.2 不同研究方法下生态补偿标准的比较

生态补偿标准量化方法的选择是有关研究的核心问题,合理量化的生态补偿标准直接关系到补偿效果的可行性。当前有关研究对于生态补偿标准的测算主要分为 2 类:一类基于生态环境保护、维持生态效益价值的核算,另一类是基于生态环境受损价值或治理成本的测算。表 4 中列举了不同研究方法下生态补偿量化案例。从方法上看,学者们对流域范围的生态补偿进行测算并同时对水资源进行评价的方法较为重视,包括水源涵养和水足迹的方法。此外,多数研究采用生态系统服务价值核算来表达生态补偿标准,主要强调环境的生态效益,这是基于环境保护的视角;而本研究则采用基于生态受损价值的角度进行测算,与前者相比的优势在于研究角度更符合实际应用,因为流域生态补偿实际案例中往往基于断面水质进行相关补偿^[32-36],从而避免了理论补偿额度虚高的情况,增强了研究成果的参考价值。

表 4 不同研究方案的生态补偿标准

Tab. 4 Ecological compensation standards of different research methods

研究区域	研究方法	研究时间	研究方法的优势/不足	资料来源
长江流域	灰水足迹	2009—2020 年	考虑水质、水量,结合生态补偿标准修正指数对流域不规则范围进行量化,结果可行性较好,但最小单元尺度为省级行政单元,空间分布规律不够明显	本研究
长江经济带	生态足迹、机会成本	2013 年	从土地类型的生产力角度量化生态足迹、生态承载力,结合机会成本量化补偿标准,为中国大型流域生态补偿提供了分析研究框架	文献[37]
闽江流域	InVEST 模型、市场价值法	2000—2015 年	应用生态补偿优先级判断生态补偿主客体,构建生态补偿阈值模型,但存在评估模型的参数敏感性分析和补偿阈值时间跨度研究不足	文献[38]
赤水河流域	固碳释氧模型、InVEST 模型	2000—2015 年	通过生态系统服务价值测算流域生态补偿标准,对特定的自然环境和社会条件补偿标准有所差异	文献[39]
渭河流域上游	当量因子法、水足迹模型	2006—2015 年	从公平的视角出发,考虑生态补偿标准应在生态服务价值供给的基础上剔除本地区的自身消费	文献[40]
秦巴山区	CASA 模型、生态辐射力	2018 年	考虑了碳价和贴现率这 2 个重要指标,对域外效应进行了模拟,但忽略了土地利用、气候模式的影响	文献[28]
江西省	水足迹模型	2000—2013 年	对水足迹与水盈余/赤字的时空变化进行研究,量化生态补偿额度,得出研究区各地市级行政单元生态补偿优先级,但未对灰水或污染足迹进行研究	文献[17]

5 结束语

2009—2020 年长江流域灰水足迹整体呈现先增加后减少的趋势,在 2015 年达到峰值(9 131.44 亿 m³);四川省灰水足迹年平均值最高,为 2 182.16 亿 m³,广东省灰水足迹年平均值最低,为 1.86 亿 m³;与上游地区相比,中下游地区灰水足迹随时间推移而减少的趋势更为明显。从空间分布上看,长江流域内农业年平均灰水足迹最大的是上游地区,然后依次是中游地区和下游地区;工业和生活年平均灰水足迹最大的是中游地区,然后依次是下游地区和上游地区;在区域灰水足迹中农业灰水足迹的占比最大,明显高于生活、工业灰水足迹的占比,

农业污染是长江流域水污染的主要来源部分。长江流域中灰水足迹载荷系数较大且水资源分布较少区域的大部分省(直辖市)在2019—2020年灰水足迹载荷系数呈下降趋势,淡水资源压力减弱。

2009—2020年长江流域生态补偿标准绝对值总量在相对稳定的范围内呈波动趋势,最低值为570.92亿元(2011年),最高值为1 090.45亿元(2019年)。浙江省、福建省、江西省、湖南省、广东省、广西壮族自治区和西藏自治区位于流域内的地区长期属于应获得生态补偿区域;其中江西省应获得的生态补偿标准最高,年平均值达163.32亿元。其余地区则长期属于应支付生态补偿区域;其中江苏省应支付的生态补偿标准最高,年平均值达113.59亿元。从空间上看,长江流域平均生态补偿阈值范围最大的是中游地区,其次是下游地区,最小的是上游地区,流域内生态补偿主体数量大于生态补偿客体数量,流域内各区域之间水资源侵占问题严重。长江流域内累计赤字生态补偿标准最大的是下游地区(2 329.22亿元),其次是上游地区(2 072.19亿元),最小的是中游地区(1 880.42亿元);累计盈余生态补偿标准最大的是中游地区(168.25亿元),其次是上游地区(31.87亿元),最小的是下游地区(25.04亿元);生态补偿标准的累计赤字大于累计盈余,流域内的水资源生态系统服务供需不匹配。

长江流域生态补偿标准的理论总值与环境保护投资实际总值绝对误差为1.86亿元,相对误差仅为0.22%,表明本研究采用的方法可行性较高。长江流域内地区之间上述2个指标的相对误差较大,其中理论值小于实际值的区域中湖南省的相对误差最大,而理论值大于实际值的区域中西藏自治区的相对误差最大,说明实际用于环境保护和生态补偿资金投入量不符合区域的生态补偿需求,应该对上述2个指标相对误差较大区域的生态补偿标准作重新考虑,适当调整生态补偿资金的投入分配,更好地调动环境保护激励机制,从而促进长江流域生态补偿机制的建立健全。

参考文献:

- [1] HE C Y, LIU Z F, WU J G, et al. Future global urban water scarcity and potential solutions[J]. Nature Communications, 2021, 12:4667.
- [2] BEST J. Anthropogenic stresses on the world's big rivers[J]. Nature Geoscience, 2019, 12(1):7-21.
- [3] GREVE P, KAHIL T, MOCHIZUKI J, et al. Global assessment of water challenges under uncertainty in water scarcity projections[J]. Nature Sustainability, 2018, 1(9):486-494.
- [4] WANG S H, HE Y Q, SONG M L. Global value chains, technological progress, and environmental pollution: Inequality towards developing countries[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 277:110999.
- [5] 冯丹阳,郝海广.关于加快完善长江流域生态文明制度的对策建议[J].环境与可持续发展,2021,46(2):84-88.
FENG D Y, HAO H G. Suggestions on speeding up the improvement of the ecological civilization system in the Yangtze River Basin[J]. Environment and Sustainable Development, 2021, 46(2):84-88.
- [6] 杨晶晶,王东,马乐宽,等.贯彻落实《长江保护法》建立健全长江流域生态环境保护规划体系[J].环境保护,2021,49(3):89-93.
YANG J J, WANG D, MA L K, et al. Implementing the Yangtze River protection law and establishing a planning system for ecological environment protection in the Yangtze River Basin[J]. Environmental Protection, 2021, 49(3):89-93.
- [7] CHAPAGAIN A K, HOEKSTRA A Y. The blue, green and grey water footprint of rice from production and consumption perspectives[J]. Ecological Economics, 2011, 70(4):749-758.
- [8] de GIROLAMO A M, MISCIOSCIA P, POLITI T, et al. Improving grey water footprint assessment: accounting for uncertainty [J]. Ecological Indicators, 2019, 102:822-833.
- [9] ANSORGE L, STEJSKALOVA L, DLABAL J. Grey water footprint as a tool for implementing the water framework directive-Temelin nuclear power station[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 263:121541.
- [10] KARANDDISH F. Applying grey water footprint assessment to achieve environmental sustainability within a nation under intensive agriculture:a high-resolution assessment for common agrochemicals and crops[J]. Environmental Earth Sciences, 2019, 78(6):200.
- [11] SERIO F, MIGLIETTA P P, LAMASTRA L. Groundwater nitrate contamination and agricultural land use: a grey water footprint perspective in Southern Apulia Region (Italy)[J]. Science of the Total Environment, 2018, 645(7):1425-1431.
- [12] WOHLER L, BROUWER P, AUGUSTIJN D C M, et al. An integrated modelling approach to derive the grey water footprint of veterinary antibiotics[J]. Environmental Pollution, 2021, 288:117746.
- [13] 张惠云,秦丽杰,贾利.吉林省水稻生产的碳足迹与水足迹时空变化特征[J].浙江农业学报,2021,33(6):974-983.

- ZHANG H Y, QIN L J, JIA L. Temporal and spatial characteristics of carbon footprint and water footprint in rice production in Jilin Province[J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2021, 33(6): 974-983.
- [14] 李红颖, 秦丽杰, 王晔曼. 长春市玉米生产水足迹时序变化及影响因素研究[J]. 东北师大学报(自然科学版), 2017, 49(2): 120-126.
- LI H Y, QIN L J, WANG Y M. Temporal variability and influence factors of water footprint for maize production in Changchun [J]. *Journal of Northeast Normal University (Natural Science Edition)*, 2017, 49(2): 120-126.
- [15] 白天骄, 孙才志. 中国人均灰水足迹区域差异及因素分解[J]. 生态学报, 2018, 38(17): 6314-6325.
- BAI T J, SUN C Z. Regional inequality and factor decomposition of the per capita grey water footprint in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(17): 6314-6325.
- [16] 孙才志, 阎晓东. 基于 MRIO 的中国省区和产业灰水足迹测算及转移分析[J]. 地理科学进展, 2020, 39(2): 207-218.
- SUN C Z, YAN X D. Measurement and transfer analysis of grey water footprint of Chinese provinces and industries based on a multi-regional input-output model[J]. *Progress in Geography*, 2020, 39(2): 207-218.
- [17] 胡小飞, 傅春, 陈伏生, 等. 基于水足迹的区域生态补偿标准及时空格局研究[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25(9): 1430-1437.
- HU X F, FU C, CHEN F S, et al. Study on the standard of regional ecological compensation and the spatial temporal pattern based on water footprint[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2016, 25(9): 1430-1437.
- [18] HOU L L, XIA F, CHEN Q H, et al. Grassland ecological compensation policy in China improves grassland quality and increases herders' income[J]. *Nature Communications*, 2021, 12(1): 4683.
- [19] AZIZ T. Changes in land use and ecosystem services values in Pakistan, 1950—2050[J]. *Environmental Development*, 2020, 37: 100576.
- [20] MA X F, ZHU J T, ZHANG H B, et al. Trade-offs and synergies in ecosystem service values of inland lake wetlands in Central Asia under land use/cover change: a case study on Ebinur Lake, China[J]. *Global Ecology and Conservation*, 2020, 24: e01253.
- [21] ANLEY M A, MINALE A S, HAREGEWEYN N, et al. Assessing the impacts of land use/cover changes on ecosystem service values in Rib watershed, Upper Blue Nile Basin, Ethiopia[J]. *Trees, Forests and People*, 2022, 7: 100212.
- [22] WU C Y, CHEN B W, HUANG X J, et al. Effect of land-use change and optimization on the ecosystem service values of Jiangsu province, China[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 117: 106507.
- [23] HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K, ALDAYA M M, et al. The water footprint assessment manual: setting the global standard[M]. London: Earthscan, 2011.
- [24] 荣楠, 单保庆, 林超, 等. 海河流域河流氮污染特征及其演变趋势[J]. 环境科学学报, 2016, 36(2): 420-427.
- RONG N, SHAN B Q, LIN C, et al. Evolution of the nitrogen pollution in the Hai River Basin [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(2): 420-427.
- [25] 孙才志, 韩琴, 郑德凤. 中国省际灰水足迹测度及荷载系数的空间关联分析[J]. 生态学报, 2016, 36(1): 86-97.
- SUN C Z, HAN Q, ZHENG D F. The spatial correlation of the provincial grey water footprint and its loading coefficient in China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(1): 86-97.
- [26] 孟斌, 王劲峰. 地理数据尺度转换方法研究进展[J]. 地理学报, 2005, 60(2): 277-288.
- MENG B, WANG J F. A review on the methodology of scaling with geo-data[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2005, 60(2): 277-288.
- [27] 刘红光, 陈敏, 唐志鹏. 基于灰水足迹的长江经济带水资源生态补偿标准研究[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(11): 2553-2563.
- LIU H G, CHEN M, TANG Z P. Study on ecological compensation standards of water resources based on grey water footprint: a case of the Yangtze River Economic Belt[J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2019, 28(11): 2553-2563.
- [28] 余玉洋, 李晶, 秦巴山区典型生态系统固碳服务域外效应及其生态补偿研究[J]. 陕西师范大学学报(自然科学版), 2022, 50(4): 13-20.
- YU Y Y, LI J. Research on the extraterritorial effects of carbon sequestration services and ecological compensation of typical ecosystems in Qinling-Daba Mountainous Area[J]. *Journal of Shaanxi Normal University (Natural Science Edition)*, 2022, 50(4): 13-20.
- [29] 庞爱萍, 李春晖, 易雨君. 长江经济带农业种植-消费系统氮流时空格局演化规律与驱动机制[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(2): 408-420.
- PANG A P, LI C H, YI Y J. Spatial-temporal patterns and driving forces of nitrogen flows for agricultural plantation-

- consumption system in Yangtze River Economic Belt[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2021, 40(2): 408-420.
- [30] 武淑霞, 刘宏斌, 黄宏坤, 等. 我国畜禽养殖粪污产生量及其资源化分析[J]. 中国工程科学, 2018, 20(5): 103-111.
WU S X, LIU H B, HUANG H K, et al. Analysis on the amount and utilization of manure in livestock and poultry breeding in China[J]. Strategic Study of CAE, 2018, 20(5): 103-111.
- [31] 张英, 武淑霞, 刘宏斌, 等. 基于种养平衡的河南省畜禽养殖分析及其环境污染风险研究[J]. 中国土壤与肥料, 2019(4): 24-30.
ZHANG Y, WU S X, LIU H B, et al. Analysis on rationality and pollution of livestock industry in Henan Province based on balance between crop-planting and livestock-raising[J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2019(4): 24-30.
- [32] 陈雨艳, 罗斌, 余恒, 等. 四川省重点流域水质生态补偿机制的研究: 以岷江、沱江为例[J]. 四川环境, 2016, 35(4): 103-106.
CHEN Y Y, LUO B, YU H, et al. Study on ecological compensation mechanism of water quality in key river basins of Sichuan Province: a case study on Min-Tuo River Basin[J]. Sichuan Environment, 2016, 35(4): 103-106.
- [33] 汪安南. 深入推进黄河流域生态保护和高质量发展战略努力谱写水利高质量发展的黄河篇章[J]. 人民黄河, 2021, 43(9): 1-8.
WANG A N. Promoting national strategy of ecological protection and high-quality development of the Yellow River Basin, endeavor to compose new Yellow River chapter of China's high-quality water resources development[J]. Yellow River, 2021, 43(9): 1-8.
- [34] 谢婧, 文一惠, 朱媛媛, 等. 我国流域生态补偿政策演进及发展建议[J]. 环境保护, 2021, 49(7): 31-37.
XIE J, WEN Y H, ZHU Y Y, et al. Evolution and development direction of river basin eco-compensation policy in China[J]. Environmental Protection, 2021, 49(7): 31-37.
- [35] 王军锋, 吴雅晴, 姜银萍, 等. 基于补偿标准设计的流域生态补偿制度运行机制和补偿模式研究[J]. 环境保护, 2017, 45(7): 38-43.
WANG J F, WU Y Q, JIANG Y P, et al. Study on operation mechanism and pattern of basin eco-compensation system in China: from the perspective of compensation standard design[J]. Environmental Protection, 2017, 45(7): 38-43.
- [36] 曾金凤, 刘祖文, 刘友存, 等. 2007—2019年东江流域赣粤出境水质评价与成因分析[J]. 水土保持通报, 2020, 40(4): 140-147.
ZENG J F, LIU Z W, LIU Y C, et al. Water quality evaluation and cause analysis of Dongjiang River Basin in Jiangxi-Guangdong outbound during 2007—2019[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2020, 40(4): 140-147.
- [37] 熊兴, 储勇. 基于生态足迹的长江经济带生态补偿机制研究[J]. 重庆工商大学学报(自然科学版), 2017, 34(6): 94-102.
XIONG X, CHU Y. Research on ecological compensation mechanism of the Yangtze River Economic Belt based on ecological footprint[J]. Journal of Chongqing Technology and Business University (Natural Science Edition), 2017, 34(6): 94-102.
- [38] 严有龙, 王军, 王金满. 基于生态系统服务的闽江流域生态补偿阈值研究[J]. 中国土地科学, 2021, 35(3): 97-106.
YAN Y L, WANG J, WANG J M. Study on eco-compensation thresholds of Min River Basin based on ecosystem services[J]. China Land Science, 2021, 35(3): 97-106.
- [39] 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.
TIAN Y C, BAI X Y, HUANG Y L, et al. Ecological compensation standard accounting of Chishui River Basin based on ecosystem service value[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2019, 50(11): 312-322.
- [40] 王奕淇, 李国平. 流域生态服务价值供给的补偿标准评估: 以渭河流域上游为例[J]. 生态学报, 2019, 39(1): 108-116.
WANG Y Q, LI G P. The evaluation of the watershed ecological compensation standard of ecosystem service value: a case of Weihe Watershed upstream[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(1): 108-116.

Resources, Environment and Ecology in Three Gorges Area

Quantification and Application of Ecological Compensation in the Yangtze River Basin Based on Grey Water Footprint

WU Lei, GUAN Dongjie, JIANG Ya'nan, SU Xiangyuan

(School of Smart City, Chongqing Jiaotong University, Chongqing 400074, China)

Abstract: Based on the grey water footprint, the ecological compensation amount of the Yangtze River Basin from 2009 to 2020 was quantified, to provide support for improving the ecological compensation and protection mechanism of the Yangtze River Basin. The grey water footprint and load coefficient of 15 provinces, 2 municipalities, and 2 autonomous regions in the Yangtze River Basin from 2009 to 2020 were calculated from three aspects: agriculture, industry, and life. The ecological compensation standards of

each province (municipality directly under the central government and autonomous region) in the basin were calculated using the zero-sum model and the ecological compensation standard correction index. The results show that: 1) From 2009 to 2020, the overall gray water footprint in the Yangtze River Basin increased first and then decreased, and reached a peak of 913.144 billion m³ in 2015. The gray water footprint decreases more significantly over time in the middle and lower reaches of the basin. Most of the provinces (municipalities and autonomous regions) in the types of regions with larger gray water footprint loading coefficients in the basin and at the same time less water resources distribution has shown a decreasing trend in gray water footprint loading coefficients in 2019—2020, which implies a weakening of the pressure on freshwater resources. The total absolute value of river basin ecological compensation standards has shown a fluctuating trend within a relatively stable range, with the lowest value of 57.092 billion yuan in 2011 and the highest value of 109.045 billion yuan in 2019. 2) The average annual graywater footprint for agriculture within the Yangtze River Basin is largest in the upper reaches, followed by the middle reaches and the lower reaches in that order. The average annual graywater footprint of industry and domestic within the Yangtze River Basin is largest in the middle reaches, followed by the lower reaches and the upper reaches in that order. Agriculture has the largest share of the regional graywater footprint, followed by domestic and industrial graywater footprints in that order. The largest range of average ecological compensation thresholds within the Yangtze River Basin is in the middle reaches, followed by the lower reaches and upper reaches in that order. The largest cumulative deficit eco-compensation standards are in the downstream region, followed by the upstream region and the midstream region in that order. The largest cumulative surplus eco-compensation standards are found in the midstream region, followed by the upstream region and the downstream region in that order. Basin ecological compensation standards in general show a cumulative deficit greater than a cumulative surplus. 3) The absolute error between the theoretical total value and the actual total investment value of the ecological compensation standard in the Yangtze River basin is 186 million yuan, and the relative error is only 0.22%. The research results reflect the quantitative relationship of ecological compensation among provinces (municipalities directly under the central government and autonomous regions) in the Yangtze River Basin, and demonstrate the high feasibility of the research methodology.

Keywords: grey water footprint; Yangtze River Basin; ecological compensation; zero-sum model; ecological compensation standard correction index

(责任编辑 方 兴)