

基于灰水足迹的长江经济带水资源生态补偿标准研究¹

刘红光¹, 陈敏¹, 唐志鹏^{2*}

(1. 南京农业大学大学公共管理学院, 江苏南京 210095; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101)

【摘要】: 建立基于水污染的水资源生态补偿标准模型是当前生态经济领域的研究热点之一。通过核算长江经济带 11 省市 2006-2015 年的灰水足迹, 构建了长江经济带省际水资源生态补偿模型, 对长江经济带省际水资源生态横向补偿问题进行了探讨。结果表明: (1) 2007~2016 年间, 长江经济带在经济总量迅速增长的背景下, 总灰水足迹基本维持不变, 且农业灰水足迹始终占最大比重; (2) 从灰水足迹负荷指数看, 下游省份负荷较高, 上中游负荷相对较低; (3) 从生态补偿横向支付情况看, 上海、江苏、安徽、湖北一直为水资源生态补偿支付地区, 而云南、贵州、四川、湖南、江西一直为水资源生态受偿区域。

【关键词】: 生态补偿标准; 灰水足迹; 灰水足迹负荷指数; 长江经济带

【中图分类号】: X321 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2019)11-2553-11

DOI: 10. 11870/cjlyzyyhj201911002

水资源不仅是经济社会发展的重要资源基础, 也是人类赖以生存的重要生态基础。中国人均水资源仅为世界人均水平的 1/4^[1], 加上近年来经济社会的快速发展与工业化、城镇化的推进, 导致了我国严峻的水资源浪费、水环境污染等问题。污染物在排入水体后, 需要一定的水资源进行淡化稀释, 因此 Hoekstra 等^[2]学者提出了灰水足迹, 即以自然本底浓度和现有的环境水质标准为基准, 稀释一定污染物所需要的自然水体体积。然而同一流域内不同地区灰水足迹不同、水资源总量也不同, 这就表现为当一个地区灰水足迹大于水资源总量时, 该地区必然会挤占其他地区的水资源供给量从而成为流域内水资源生态环境利益的受益者, 相反, 当一个地区灰水足迹小于其水资源总量时, 该地区的水资源供给量被其他地区所挤占, 从而成为水资源生态环境利益的受损者。为了解决区域间的这种发展矛盾, 有必要采取措施平衡各方利益, 共同促进流域内水资源生态系统的可持续发展。本文正是出于对区域间水资源和水环境的外部性、公共物品性及生态环境价值的认识, 提出了区域间水资源横向生态补偿, 以长江经济带为研究对象, 并测算出区域内各省市的生态补偿标准, 为长江经济带生态环境的治理与区域可持续发展提供理论方法基础。

灰水足迹最早是在 2008 年 Hoekstra 和 Chapagain 提出的, 并由相关研究者不断完善形成文献。在灰水足迹提出之前,

¹收稿日期: 2018-10-18; 修回日期: 2018-11-26

基金项目: 2018 年江苏省社科基金自筹项目(18EYD007); 2019 年西藏自治区软科学项目(2019010); 2016 年教育部人文社会科学规划基金项目(16YJA790027)

作者简介: 刘红光(1982-), 男, 博士, 副教授, 研究方向为区域经济与区域可持续发展. E-mail: liuhg@njau.edu.cn

*** 通讯作者** E-mail: tangzp@igsrr.ac.cn

Hoekstra 等^[3]提出“水足迹”的概念,即生产以及消费产品和服务所消耗的水资源量^[4]。水足迹分为绿水足迹、蓝水足迹、灰水足迹 3 个组成部分。绿水、蓝水对环境的影响较小,其中蓝水足迹还包括跨区域调水,可以视为跨区域的人工河流,属于水资源在自然地理上的分布,对于水体环境污染并没有产生的直接影响。而在区域间经济社会活动中,对环境产生直接影响的主要是灰水足迹,即区域经济活动水污染物排放产生的水足迹。鉴于以上原因,本文水足迹的研究仅考虑灰水足迹,即稀释人类活动向自然界排放的水污染物总量需要的自然水体体积。灰水足迹的提出,为水污染领域的研究提供了新思路。国外对于灰水足迹的研究主要还是集中在农业、工业生产的灰水足迹的核算评价上^[5-6],如 Chapagain 等^[5]基于生产和消费的角度研究了水稻的灰水、蓝水和绿水足迹。Mekonnen 等^[7]研究了各地养殖业灰水足迹。Ercin 等^[8]以一种碳糖酸饮料为研究对象,对该工厂的灰水足迹进行了核算评价。与国外灰水足迹研究相比,国内对于灰水足迹的研究主要集中在区域灰水足迹的核算以及评价方面。如曾昭等^[9]可对北京市的灰水足迹进行了计算,并认为严格控制灰水足迹是实现水环境总体改善的重要途径。韩琴等^[10]测算了中国 31 省市 1998-2012 年的灰水足迹及其效率,并分析了其驱动模式。白天骄等^[11]基于对中国 31 省区 2000-2014 年人均灰水足迹测算,应用 Theil 指数和扩展的 Kaya 恒等式对其区域差异及驱动因子进行探究。孙才志等^[12]、赵良仕^[13]均在计算中国 31 省区灰水足迹的基础上,利用空间自相关分析方法分别对灰水足迹荷载系数和灰水足迹强度进行了空间关联分析。

以上对于灰水足迹的研究都只是在计算灰水足迹的基础上对其效率、驱动因素以及空间关联进行分析,并未考虑到灰水足迹的产生会污染水体环境,破坏生态平衡,因此,考虑区域之间的经济发展对水资源开发利用的矛盾,提出了区域间水资源生态补偿。水资源生态补偿是以生态环境价值论、外部性理论和公共物品理论等理论为基础,以保护生态系统稳定为目的,同时结合经济手段调节利益相关者关系的制度安排。外部性可分为正外部性和负外部性,正外部性表示一个地区对水资源开发利用给其他地区带来效益而没有受到补偿,负外部性是指一个地区对水资源开发利用使其他地区利益受损而没有支付补偿。水资源是具有正外部性的典型代表,由于水资源同时具有生态环境价值和公共物品的属性,水资源生态环境所产生的生态系统服务价值能以公共物品收益于整个社会。同时,也存在水资源过度占用的地区,在不断过度消耗水资源时没有支付相应代价。具有正外部性的地区无法从市场交换中获得利益,而具有负外部性的地区也没有支付相应的代价,所以只有通过科学的生态补偿方式,才能实现外部性内部化,从而实现水资源的合理配置和生态环境的保护。学术界对于水资源生态补偿的研究主要分为流域横向生态补偿和水源地生态补偿,流域横向生态补偿主要是通过市场机制^[12],将水污染治理成本内部化^[15,16],一般采用双向补偿模式^[17],如果上游地区为下游地区提供合乎标准的水质,那么下游地区应该为上游地区的水体环境保护提供补偿,而如果上游地区的水质遭到污染未能达到标准水质,那么上游地区须对下游地区进行水质损害赔偿^[18]。流域生态补偿可以促进水资源的合理利用,在设置流域生态补偿标准过程中,大多数学者采用成本法来计算流域生态补偿^[19,20],以此激励流域居民对水体生态环境保护的积极性;另一种水资源生态补偿方式是水源地生态补偿,水源地生态补偿目的是将水源地保护的外部性内部化,大部分学者采用意愿调查法、机会成本法等来考察水源区农户的基本环境意识和生态补偿受偿意愿^[21,22],也有部分学者用水资源价值法,把流域生态服务价值直接货币化,基于市场价格实施流域补偿^[23,24],这些方法将生态补偿标准科学的制定出来,形成生态补偿机制,机制在后期实施过程中,要发挥其最大的效益,做到生态效益、经济效益、社会效益三效统一^[25],从而达到真正保护水资源及水源地居民利益的最终目的。现有关于水资源生态补偿的研究,是线性的流域生态补偿和点源生态补偿,但关于整个流域省际之间的面状生态补偿,这些研究并未涉及到,流域生态补偿和水源地生态补偿固然简单明了,但对于区域各个省份之间的责任却不明确,只适用于没有跨省或者横跨省份很少的小流域,对于长江流域这种横跨多个省份的大流域,流域生态补偿和水源地生态补偿就显得不足,不能将水污染防治工作细化,分工也不能到位。因此,本研究提出省际横向水资源生态补偿,在制定水资源生态补偿标准时,以长江经济带 9 省 2 市为研究对象,依据其水资源生态盈亏大小和水资源价值来确定补偿金额,且生态补偿的支付金额与获得金额总和为零,即补偿资金最终达到平衡状态。

1 研究方法和数据来源

1.1 灰水足迹法

灰水足迹,即稀释人类活动向自然界排放的水污染物总量需要的自然水体体积。首先得到在不超出水体自净能力情况下

污染物水质标准浓度 (C_{max} , mg/L) 与受纳水体的自然本底浓度 (C_{nat} , mg/L), 然后用排污量除以浓度差 ($C_{max}-C_{nat}$) 即得到灰水足迹。将一个地区所有生产生活的社会经济活动分为农业、工业、生活三大产业部门, 因此在计算地区灰水足迹时, 将地区灰水足迹分为农业、工业和生活灰水足迹, 地区灰水足迹为三者之和。依据《水足迹评价手册》^[26] 灰水足迹的一般计算方法, 由于污水中包含多种形式的污染物, 灰水足迹将由其中最关键污染物所决定, 所以分别选取农业、工业、生活的灰水足迹中的最大值作为农业、工业、生活的灰水足迹, 最后将 M 大行业的灰水足迹相加。

1.1.1 农业灰水足迹

(1) 指标的选取

农业的污染物主要是由于化肥、农药的大量施用以及畜禽粪便的排放, 因此将农业灰水足迹分为种植业灰水足迹和养殖业灰水足迹。在种植业中, 产生水污染最大的为氮肥, 依据孙才志等人的相关研究经验^[10-12]和数据的可获得性, 本文采用氮肥施用量作为测算每个地区种植业灰水足迹的指标。在养殖业灰水足迹的计算中, 由于在养殖业中, 牛、羊、猪和家禽是最具有代表性的四类动物且其产生的污染物最多, 而这四类养殖动物排放的粪便中含有大量的 COD 和总氮是养殖业面源污染的主要来源, 因此选取牛、羊、猪和家禽四类主要养殖动物排放的粪便中 COD 和总氮含量作为计算指标。由于水体可以同时稀释 COD 和总氮, 因此, 由同类污染物产生的灰水足迹可以累计相加, 不同类污染物产生的灰水足迹取最大值。种植业和养殖业中由总氮产生的灰水足迹可以相加, 然后与 COD 产生的灰水足迹相比较取结果较高者作为农业灰水足迹。

(2) 种植业灰水足迹

种植业部门主要的污染为化肥污染和农药污染。氮肥是种植业污染物中主要的污染物, 所以选取氮肥来计算种植业的灰水足迹。氮肥在使用过程存在一定的流失, 进入水体造成水污染的氮肥量与氮肥施用总量的比值是固定值, 即氮肥淋溶率。选取总氮 (TN) 作为种植业灰水足迹的计算指标, 计算公式:

$$WF_{\text{pla-grey(TN)}} = \frac{a \times \text{Appl}}{C_{\text{TN,max}} - C_{\text{TN,nat}}}$$

式中: $WF_{\text{pla-grey(TN)}}$ 表示以总氮 (TN) 为标准产生的种植业灰水足迹; a 为氮肥淋溶率; Appl 为氮肥施用量; $C_{\text{TN,max}}$ 表示 TN 的水质标准浓度; $C_{\text{TN,nat}}$ 表示 TN 的自然本底浓度。

(3) 养殖业灰水足迹

作为农业生产的主要组成部分, 畜牧业是养殖业已成为养殖业的主要污染来源, 畜禽主要包括猪、牛和家禽。由于猪、家禽的饲养周期小于 1 年, 牛、羊的饲养周期大于等于 1 年, 所以猪、家禽取年末出栏量, 牛、羊取年末存栏量^[27], 用所有畜禽的粪尿年排污量来计算其污染物发生量。选取粪尿中含量较多的 COD、总氮来计算畜禽养殖业的灰水足迹。计算公式:

$$WF_{\text{bre-grey}} = \max(WF_{\text{bre-grey}(\text{COD})} , WF_{\text{bre-grey}(\text{TN})})$$

其中:

$$WF_{\text{bre-grey}(i)} = \frac{L_{\text{bre}(i)}}{C_{i,\text{max}} - C_{i,\text{nat}}}$$

$$L_{\text{bre}(i)} = \sum_{a=1}^4 N_a \times (\text{年排粪量} \times \text{粪污染物含量} \times \text{粪流失率} + \text{年排尿量} \times \text{尿污染物含量} \times \text{尿流失率}) \quad (4)$$

式中: $WF_{\text{bre-grey}}$ 为养殖业灰水足迹; $WF_{\text{bre-grey}(i)}$ 表示以第 i 类污染物 (i 表示 COD, 总氮) 的灰水 足迹; $L_{\text{bre}(i)}$ 为第 i 类污染物排放量; a 表示猪、 家禽、牛、羊; N_a 表示第 a 种畜禽的数量; $C_{i,\text{max}}$ 表示第 i 类污染物的水质标准浓度, $C_{i,\text{nat}}$ 表示第 i 类污染物的自然本底浓度。每头(只) 畜禽每年排泄粪尿量、每年排泄粪尿中污染物含量、畜禽粪 尿污染物进入水体流失率数据取自于《全国规模 化畜禽养殖业污染情况调查技术报告》。

(4) 农业总灰水足迹计算

由于水体可以稀释 COD 和氮元素, 选择这两 个不同衡量指标灰水足迹的最大值作为农业总灰 水足迹, 计算公式:

$$WF_{\text{agr-grey}} = \max [WF_{\text{bre-grey}(\text{COD})} , (WF_{\text{pla-grey}(\text{TN})} + WF_{\text{bre-grey}(\text{TN})})]$$

式中 $WF_{\text{agr-grey}}$ 表小农业总灰水足迹。

1.1. 2 工业灰水足迹

(1) 指标的选取

工业水污染是一种点源污染, 可以直接计算 污水中主要污染物的排放量, COD、氨氮两种污 染物是工业废水中主要污染物, 所以采用 COD 和 氨氮两种指标进行测算, 并取结果较高者作为工 业污染的灰水足迹。

(2) 工业灰水足迹的计算公式

$$WF_{\text{ind-grey}} = \max(WF_{\text{ind-grey}(\text{COD})} , WF_{\text{ind-grey}(\text{NH}_3\text{-N})})$$

其中:

$$WF_{\text{ind-grey}(i)} = \frac{L_{\text{ind}(i)}}{C_{i,\text{max}} - C_{i,\text{nat}}}$$

式中： $WF_{ind-grey}$ 表示工业灰水足迹； $WF_{ind-grey(i)}$ 表示工业第 i 类污染物的灰水足迹； $L_{ind(i)}$ 表示工业第 i 类污染物的排放量。

2.1.3 生活灰水足迹

生活污水与工业污水一样属于点污染，同样采用 COD、氨氮两种污染物指标进行计算，所以生活灰水足迹 ($WF_{dom-grey}$) 的计算公式如下：

$$WF_{dom-grey} = \max(WF_{dom-grey(COD)}, WF_{dom(NH_3-N)})$$

其中：

$$WF_{dom-grey(i)} = \frac{L_{dom(i)}}{C_{i,max} - C_{i,nat}}$$

式中： $WF_{dom-grey}$ 表示生活灰水足迹； $WF_{dom-grey(i)}$ 表示第 i 类污染物的生活灰水足迹； $L_{dom(i)}$ 表示生活第 i 类污染物的排放量。

2.1.4 地区灰水足迹

地区的灰水足迹是整个区域稀释污染物的淡水资源总合，即工业、农业、生活灰水足迹之和：

$$WF_{grey} = WF_{agr-grey} + WF_{ind-grey} + WF_{dom-grey}$$

根据我国《污染物综合排放标准》(GB8978-1996)中的一级排放标，准其中 COD 的标准限值为 60 mg/L，则以 COD 为主要污染的=0.06 g/m³；氨氮、总氮的标准限值均为 15 mg/L，则以氨氮、总氮为主要污染物的 C_{max} =0.015 kg/m³；根据《水足迹评价手册》，本文假设自然本底浓度 C_{nat} 为 0^[26]。氮肥淋失率选取全国平均为 7%^[28]。

2.1.5 灰水足迹负荷指数

灰水足迹是指稀释污染物所需要的淡水量，不能反映某区域的污染负荷程度以及水体环境的压力，因此，用灰水足迹负荷指数来衡量某区域水资源受污染的程度，即灰水足迹与水资源总量的比值，当负荷指数越大，表示该区域水资源污染程度越大，计算公式如下：

$$\lambda = \frac{WF_{j,grey}}{Q_j}$$

式中： λ_j 为 j 地区灰水足迹负荷指数； $WF_{j,grey}$ 为 j 地区灰水足迹； Q_j 为 j 地区水资源总量。

1.2 水资源生态补偿标准模型

1.2.1 水资源生态补偿标准计算模型

由于水资源公共物品的属性，在同一个流域内的不同区域的地位是平等的，因此生态补偿支付金额与生态补偿获得金额应该平衡，即最终支付金额与获得金额总和为零，将此定义为生态补偿零和模型，公式如下：

设 j 地区水资源总量 Q_j ，灰水足迹为 $WF_{j, grey}$ ，人口为 P_j 。

全流域的人均水资源生态盈余（赤字）为：

$$\bar{\theta} = \frac{\sum Q_j - \sum WF_{j, grey}}{\sum P_j}$$

j 地区的人均水资源生态盈余（赤字）为：

$$\theta_j = \frac{Q_j - WF_{j, grey}}{P_j}$$

j 地区的生态补偿模型为：

$$C_j = (\theta_j - \bar{\theta}) \cdot P_j \cdot M$$

M 为单位水资源价值（元/ m^3 ）。

1.2.2 水资源生态补偿主体和客体的确定

如何确定补偿的主体与客体的问题，即“谁补偿，补偿给谁”的问题，主体与客体是依据外部性理论来确定的，水资源和水环境的生产和消费过程中产生的外部性，主要反映在两个方面，一是在水资源开发利用过程中造成生态环境破坏所形成的外部成本，二是在水资源利用过程中，产生的污染物较少，从而形成了对生态环境的保护作用所产生的外部效益。由于这些成本或效益没有在生产或经营活动中得到很好的体现，从而导致了破坏生态环境没有得到应有的惩罚，保护生态环境产生的生态效益被他人无偿享用，使得生态环境保护领域难以达到帕累托最优，这也就形成了生态补偿中谁污染谁付费、谁保护谁受益的原则。当一个区域内社会经济发展中产生灰水足迹大于其水资源总量时，则表示该区域内的水资源不足以稀释其排放的污染物，即出现水资源生态赤字的情况，要稀释这些污染物就必须挤占其他区域的水资源供给量；反之，当一个区域内经济活动产生的灰水足迹小于其水资源总量时，则表示该区域的水资源不仅能够稀释其排放的污染物还可以为其他区域提供盈余的水资源，即出现水资源生态盈余的情况。由于水资源为公共物品，在整个流域内也存在着生态赤字或者生态盈余的情况，因此，以全流域人均生态赤字（盈余）为基准线，人均生态赤字（盈余）大于基准线的区域为生态补偿客体，该区域存在正

外部性，应该获得补偿。人均生态赤字（盈余）小于基准线的区域为生态补偿主体，该区域存在负外部性，应当支付补偿。以这个差值作为计算水资源生态补偿标准的依据之一。

1.2.3 水资源生态补偿标准的计算依据

一方面，从公共物品理论来讲，水资源是公共物品，需要从公共服务的角度，进行有效的管理，基于公平性的原则，区域之间、人与人之间应该享有平等的公共服务，享有平等的生态环境福利，同时也肩负有平等的生态环境责任。另一方面，水资源同时也是维持和调节生态环境的载体，具有市场价值和非市场价值。因此，考虑到流域内稀释污染物的为淡水资源，将水资源价值作为计算生态补偿标准的另一个标准^[29]，在市场经济中，水资源价值通过其市场价格来反映^[30-32]，因此可以采用水资源市场价格来计算生态补偿额度。采用水资源价值来计算水资源生态标准的理由如下：第一，灰水足迹本身就是稀释污染物所需要的水资源体积，这里的水资源是流域中的淡水资源，在制定补偿标准时，应考虑的是水资源的生态环境价值而不是水污染治理成本；第二，基于灰水足迹的生态补偿实质上是对稀释这些灰水的淡水资源的补偿，当一个地区稀释这些灰水的淡水资源超过其水资源总量时，必然会挤占其他地区的淡水资源，因此本文生态补偿的计算依据以淡水资源为基础；第三，在水资源生态补偿标准中，只有超出基准线（全流域人均生态赤字或盈余）的那部分水资源体积作为计算标准，即一个地区人均水资源生态赤字（盈余）与全流域人均水资源生态赤字（盈余）的水资源体积差值。基于灰水足迹概念及以上3点考虑，这里的补偿标准依据水资源市场价格来确定。

1.3 数据来源

由于污水中COD、氨氮排放量以及农业氮肥施用量、各养殖动物出栏量和存栏量在市县层面上的数据获取较为困难且存在数据的不全面的情况，所以本文的研究单元是长江经济带9省2市，而没有细分到市、县。农业氮肥施用量来自于《中国农村统计年鉴》中的<2007-2016年各地区农业有效灌溉和农用化肥施用情况>表，牛、羊数量数据来源于《中国农村统计年鉴》中的<2007-2016年各地区牲畜年末存栏情况>表，猪、家禽数量数据来源于《中国农村统计年鉴》中的<2007-2016年各地区主要牲畜出栏量>表。每头（只）畜禽每年排泄粪尿中污染物含量、畜禽粪尿污染物进入水体流失率数据取自于《全国规模化畜禽养殖业污染情况调查技术报告》，工业和生活COD和氨氮的排放量数据来源于《中国环境统计年鉴》中的<2007年-2015年各地区废水排放及处理情况>表，由于《中国环境统计年鉴》暂时缺2016年工业和生活的COD、氨氮排放量数据，所以2016年工业和生活的COD、氨氮排放量数据是依据《中国统计年鉴》中的<2016年分地区废水中污染物排放情况>表和《中国环境年鉴》中的<2015年各地区废水排放及处理情况>数据推算形成。各省市的水资源总量来自《中国统计年鉴》的C007-2016年水资源情况表，人口数量数据来自《中国统计年鉴》中的C007-2016年分地区年末人口数表。污染物COD和氨氮的限值来自《污染物综合排放标准》（GB8978—1996）。2017年暂时农业氮肥施用量及各养殖动物出栏量和存栏量数据，为了保证计算的结果的准确性与科学性，因此本文的最新数据只能截止到2016年。

2 实证分析

2.1 长江经济带灰水足迹计算结果及分析

长江经济带横跨我国东中西三大区域，覆盖沪、苏、浙、皖、赣、鄂、湘、渝、川、滇、黔等11省市，具有极其丰沛的淡水资源，水资源总量约13605.8亿 m^3 ，人口58768万，具有独特优势和巨大发展潜力。

2.1.1 分省市灰水足迹结果及时空分析

根据前文的方法和数据得到2007-2016年长江经济带11省市的灰水足迹（表1），由表1可知，从2007-2016年，长江经济带灰水足迹大致呈波动趋势，从2007-2011呈上升趋势，直到2011年灰水足迹达到研究期间内最大值为2156.15

亿 m³,从 2011 年开始,呈递减趋势,由 2011 年的 2 156. 15 亿 m³下降到 2016 年 的 2 043. 17 亿 m³,与此同时,长江经济带经济总 量则从 2006 年的 93 196. 5 亿元增加到 2016 年的 337 181. 9 亿元。这也说明近年来长江经济带在 发展经济的同时,也 在一定程度上控制了经济发 展对水环境的影响。从空间上,长江经济带在地 区上呈现出农业大省、人口大省灰水足迹较大的 特征。如江苏、湖北、湖南、四川灰水足迹明显 高于长江经济带平均水平,其中四川灰水足迹最 大,均值达到 352. 91 亿 m³;上 海、重庆相对较 小,其中上海为全区域灰水足迹最小的,均值为 42. 12 亿 m³。

表 1 长江经济带 11 省市灰水足迹表(10⁸ m³)

地区	2007 年	2008 年	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年	均值
上海	56. 11	52. 07	47. 05	43. 06	41. 46	39. 88	38. 61	36. 71	33. 88	32. 38	42. 12
江苏	267. 30	261. 79	259. 14	254. 64	261. 60	254. 92	245. 84	238. 61	231. 46	235. 81	251. 11
浙江	138. 23	136. 57	132. 14	127. 49	145. 24	141. 18	135. 80	128. 40	120. 08	110. 94	131. 61
安徽	170. 81	169. 99	170. 77	170. 20	193. 08	193. 11	192. 75	190. 87	189. 36	185. 74	182. 67
江西	148. 06	147. 04	149. 92	151. 56	165. 36	166. 64	167. 20	167. 63	168. 91	177. 53	160. 98
湖北	232. 23	236. 66	241. 32	242. 39	248. 92	251. 89	249. 67	246. 67	240. 07	230. 50	242. 03
湖南	289. 75	289. 94	290. 73	284. 61	267. 47	267. 05	267. 27	267. 98	264. 09	252. 03	274. 09
重庆	91. 09	92. 89	95. 47	95. 48	104. 73	104. 09	103. 85	104. 15	104. 06	101. 60	99. 74
四川	353. 69	354. 36	359. 36	357. 35	356. 00	351. 82	349. 17	353. 05	350. 90	343. 43	352. 91
贵州	128. 27	129. 76	131. 23	130. 75	136. 78	134. 62	134. 38	138. 82	142. 25	139. 17	134. 60
云南	191. 55	191. 93	196. 26	199. 47	235. 51	238. 00	239. 08	241. 95	239. 88	234. 04	220. 77
合计	2 067. 08	2 062. 98	2 073. 39	2 056. 99	2 156. 15	2 143. 20	2 123. 61	2 114. 84	2 084. 95	2 043. 17	2 092. 64

3. 1. 2 分产业灰水足迹结果及时空分析

从时间上来看,在长江经济带各省市总灰水 足迹动态变化与结构(图 1)中,农业灰水足迹最 大,生活灰水足迹次之,工业 灰水足迹最小。工 业灰水足迹从 2007 年开始,呈现递减趋势,这 得益于可持续发展观念的提升以及国家工业结构 的调整; 生活灰水足迹从 2011 年开始呈现缓慢 减少趋势,说明人们生活水平的提高环保意识也 随之增强; 农业灰水足迹相对稳定,一 直居高不下,由此可知,长江经济带农业部门面源污染仍 是水环境污染的主要来源。

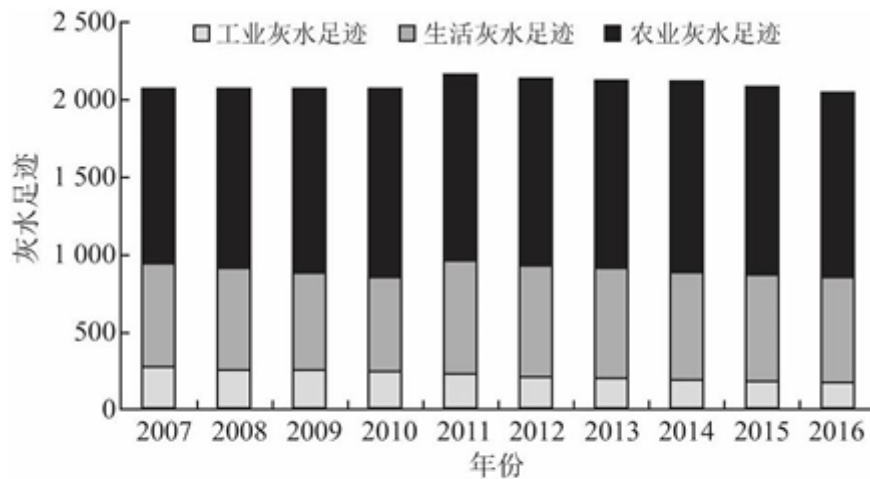


图1 长江经济带2007~2016年总灰水足迹动态变化与结构图

从空间上看，将长江经济带各省市2007-2016年工业灰水足迹、生活灰水足迹和农业灰水足迹分别取平均值，如下图2。各省份工业和生活灰水足迹是均较低且趋于相等。其中，江苏、浙江两地工业、生活灰水足迹为流域内最大的两个省份，说明这两个地区由于工业产业的集聚，排放的工业废水相对较多，而江苏、浙江两地也是人口密度大的地区，产生的生活污水比其他地区多，因此生活灰水足迹也相对较高；农业是三大产业中产生灰水足迹最大的产业，如四川、湖南、湖北、云南等地区，由于其河流支流较多且土壤自然条件适宜发展种植业，因此流失在水体中的氮肥等化肥而导致的种植业灰水足迹较高，从而使得农业灰水足迹和地区总灰水足迹偏高。

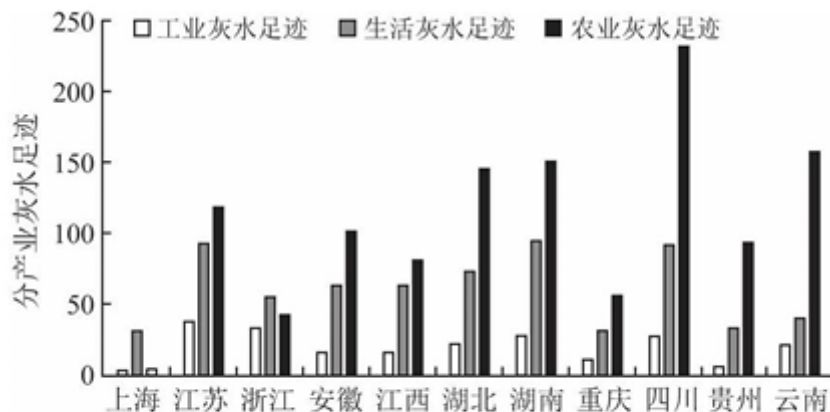


图2 长江经济带各省市分产业灰水足迹图

3.2 灰水足迹负荷指数计算结果及其时空格局

由公式得到2007-2016年长江经济带11省市灰水足迹负荷指数。在时间上，长江经济带11省市10年灰水足迹负荷指数动态变化见图3，由于浙江、安徽、江西、湖北、湖南、重庆、四川、云南、贵州9个地区的灰水足迹负荷指数相近且波动幅度很小，所以图3采用双坐标图的形式，便于观测其动态变化，其中上海、江苏两地是在主纵坐标上，其余9个地区均在次

纵坐标上。除上海波动大以外，其他省市都是小幅度波动趋势，且从2011年开始呈现出波动下降的趋势。在空间上，长江经济带区域内也存在着明显差异，如图4所示，将11个省市10年平均灰水足迹负荷指数用自然段点法分为五类，第一类为高负荷区，如上海，负荷指数大于1，灰水足迹负荷指数远高于区域平均水平，虽然上海的灰水足迹小，但由于上海淡水资源稀少，该区的水资源并不能够稀释所有污染物，所以造成了灰水足迹负荷指数最高水污染压力很大；第二类为较高负荷区，如江苏，江苏省灰水足迹历年偏高，而水资源总量不及上游水资源丰富省份，造成了负荷指数较高；第三类为中度负荷区，包括安徽、湖北、重庆；第四类为较低负荷区，包括湖南、贵州、四川，这3个地区水资源相对较丰富，对于污染物的容纳能力也相对较高，灰水足迹自然就偏低了；第五类为低负荷区，包括江西、云南、浙江三个省份，这些地区水资源丰富，环境容量相对较大，水污染压力小。

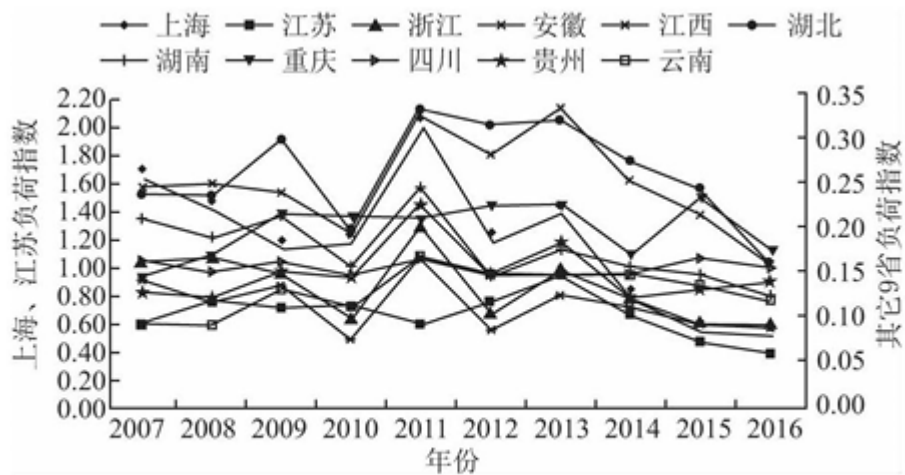


图3 长江经济带11省市灰水足迹负荷指数动态变化图

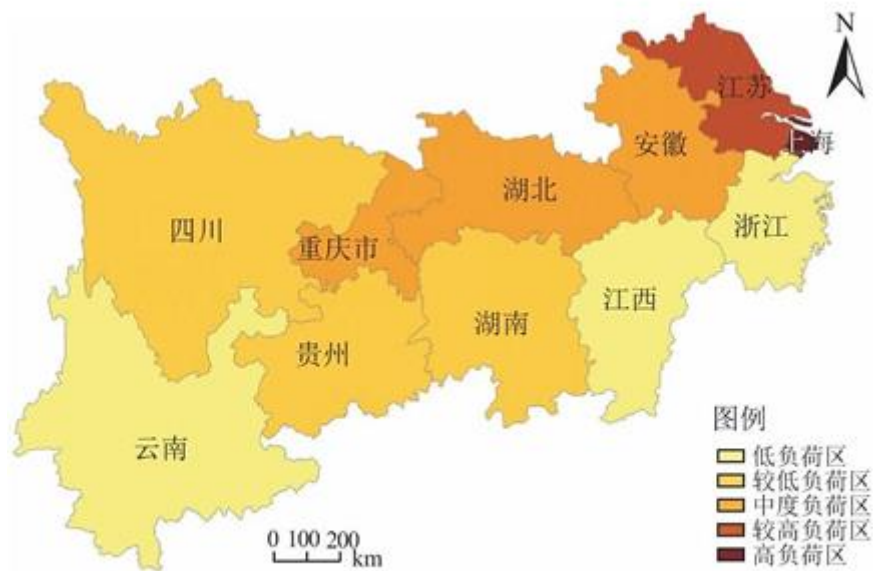


图4 长江经济带11省市灰水足迹负荷指数分布图

灰水足迹负荷指数是衡量一个地区主要与灰水足迹和水资源总量有关，通过分析可知灰水足迹负荷指数高值主要在经济

较发达, 污染排放较高的上海、江苏两省份, 低值主要在水资源总量丰富的云南、江西地区。灰水足迹负荷指数较低的地区, 也就是水资源生态盈余区, 不仅能满足自身净化污染物的水资源量, 还为其他同流域区域提供了额外的水资源利用量, 应该获得水资源生态补偿, 而对于灰水足迹负荷指数较高的区域, 即生态赤字区, 这些地区占用了生态盈余区地区的水资源, 故应对水资源生态盈余区的支付一定的生态补偿, 根据以上本文将进一步探讨长江经济带 11 省市的生态补偿标准。

3. 3 长江经济带 11 省市生态补偿标准及空间分析

根据国家发展改革委、财政部、水利部发布《关于水资源费征收标准有关问题的通知》^[33], 从 2013 年开始, 江苏、浙江、云南地表水、地下水水资源费平均征收标准为 0.2、0.5 元/ m^3 , 本文取平均值 0.35 元/ m^3 , 上海、安徽、江西、湖北、湖南、重庆、四川、贵州地表水、地下水水资源费平均征收标准为 0.1、0.2 元/ m^3 , 本文取平均值 0.15 元/ m^3 , 由于都处于一个流域内, 所以用一个价格, 取其加权平均值 0.20 元/ m^3 。由上文生态补偿计算公式可知, 当一个省(市)的人均灰水足迹大于整个长江经济带人均灰水足迹时, 该区域为水资源生态赤字, 反之, 为水资源生态盈余。结合生态补偿公式可算出 11 省市的灰水足迹获得或支付的生态补偿额度, 如表 2 所示, 在长江经济带整个区域内, 2007-2016 年各年份生态补偿总额均为 0, 生态补偿的总支付额度等于总获得额度, 这样能实现整个经济带内的生态补偿资金收支相抵, 即不会出现资金盈余也不会出现资金赤字。

生态补偿标准额度与上文已经算出的各省市灰水足迹负荷指数是有关的, 灰水足迹负荷指数高的地区, 如上海、江苏、安徽 3 个省份, 就需要支付生态补偿, 主要由于这些地区经济发展对于水资源的依赖程度较高, 产生的灰水足迹也随之偏高, 对稀释污染物的淡水资源来说压力偏大, 生态环境遭到一定破坏, 特别是灰水足迹高负荷区的上海、较高负荷的江苏, 要想经济发展与生态环境相协调, 就必须支付一定的生态补偿费用; 而对于灰水足迹负荷指数偏低的云南、江西地区, 由于这些区域水资源总量多, 除去用来稀释污染物的水资源以外, 产生的水盈余可以为其他省份提供的水资源来维持生态环境的稳定, 所以可以获得生态补偿。

表 2 长江经济带 11 省市生态补偿标准 (亿元)

地区	2007 年	2008 年	2009 年	2010 年	2011 年	2012 年	2013 年	2014 年	2015 年	2016 年
上海	-76.53	-81.48	-68.40	-98.22	-65.18	-95.16	-76.13	-87.01	-88.64	-103.49
江苏	-224.50	-261.22	-209.61	-305.55	-159.23	-289.01	-235.76	-260.18	-242.59	-259.81
浙江	-29.56	-47.29	-0.83	24.86	-22.09	44.49	-9.39	-1.53	40.23	-9.80
安徽	-105.70	-118.98	-74.25	-100.30	-73.33	-134.83	-106.22	-105.86	-95.94	-67.72
江西	40.17	80.58	68.42	236.91	57.81	223.73	112.78	126.04	187.43	201.48
湖北	-42.80	-49.85	-57.41	-35.91	-48.00	-115.76	-69.63	-80.05	-74.34	-12.08
湖南	5.04	28.20	26.86	47.77	0.38	82.25	57.90	58.88	65.09	81.05
重庆	15.86	-7.24	-14.98	-47.71	6.08	-41.71	-16.93	-2.15	-47.86	-36.89
四川	104.92	128.86	145.29	104.85	167.39	189.27	175.79	142.01	52.26	26.64
贵州	58.21	70.40	48.04	18.67	7.64	30.32	17.68	86.03	63.89	24.95
云南	254.88	258.02	136.86	154.63	128.52	106.42	149.89	123.82	140.48	155.66
合计	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

从结果来看, 对于各省市来说, 湖南、四川、贵州、云南、江西 5 个省份在 2007-2016 年 均能获得生态补偿资金, 其中江西省获得的生态补偿资金最高, 平均为 160.92 亿元; 上海、江苏、安徽、湖北、在 2006-2015 年均需支付生态补偿资金, 其中江苏省支付的生态补偿资金最高, 平均为 244.75 亿元; 浙江、重庆两个地区有获得生态补偿的年份也有支付生态补偿的年份, 且波动幅度较大。对于整个流域来说, 一个流域整体的水资源可持续利用总量是一定的, 生态盈余的省市必然会增

加其他生态赤字省市的水资源可利用量，反之，生态赤字的省市必然会挤占生态盈余省市水资源可利用量。因此，对于流域上游的云南，四川以及对于拥有洞庭湖、鄱阳湖的湖南、江西，这些地区环境容量大，为其他省份提供了水资源可利用量，所以要获得生态补偿。相反，流域下游的上海、江苏地区就需要支付相应的生态补偿。

4 结论与建议

4.1 结论：

(1) 2007-2016 年长江经济带总灰水足迹呈现波动趋势，从 2007 - 2011 呈上升趋势，从 2011 年开始，呈递减趋势，说明各省市秉承着绿色环保的理念来发展经济；农业在总灰水足迹的贡献率最高、生活次之、工业最低，这与近年来工业结构调整，污染排放多的工业工厂整治有关；四川是灰水足迹最大的省份，四川是人口大省且第一产业所占比例较高，产生的灰水足迹一直是长江经济带 11 省市中最高的，上海是灰水足迹最小的地区，上海作为一个直辖市，人口最少，故灰水足迹最小。

(2) 长江经济带 11 省市 10 年灰水足迹负荷指数除上海波动大以外，其他地区波动幅度都比较小；长江经济带内部也存在着明显的差异，负荷指数呈现出东高西低的趋势，大体分为五类：第一类为高负荷区，如上海；第二类为较高负荷区，如江苏；第三类为中度负荷区，包括安徽、湖北、重庆；第四类为较低负荷区，包括湖南、贵州、四川；第五类为低负荷区，包括江西、云南、浙江。

(3) 长江经济带 2006-2015 年如云南、贵州、四川、湖南、江西为一直为生态补偿获得地区，上海、江苏、安徽、湖北一直为生态补偿支付地区，浙江、重庆有获得生态补偿的年份，也有支付生态补偿的年份，其中云南省获得的生态补偿资金最高，平均为 160.92 亿元，江苏省支付的生态补偿资金最高，平均为 244.75 亿元。为鼓励生态盈余地区加大水体生态环境的保护力度，同时也为实现长江经济带发展的公平与效率，水生态赤字地区应对水生态盈余地区支付水资源生态环境保护补偿。通过生态补偿模型测算长江经济带 11 省市的生态补偿标准，为长江经济带各省市获得及支付的生态补偿额度提供大致参考。

4.2 建议

本文通过灰水足迹、灰水足迹负荷指数以及生态补偿标准的计算，为水资源利用和水污染治理提供了一定的理论基础。首先，通过对不同省市灰水足迹的计算，分析造成水污染原因并结合水资源总量和环境容量制定合适的排污标准，以进行有效水污染防治。其次，对长江经济带 11 省市的灰水足迹负荷指数的计算可以区分出各地区的污染程度的空间格局，进而测算出各地区生态补偿标准，激励和督促各地区加大对环境保护的投入，对水资源、水体环境的保护具有重要意义。但要将这些实现需要一些对应的措施：

(1) 精细化治理水污染。灰水足迹负荷指数大小反应区域水污染程度，根据流域生态环境功能，细化区域生态环境保护要求。严格控制江河、湖泊、水库等水域新增人工养殖，防范水质富营养化，对城市存在黑臭水体的区域，应制定更为严格的减量置换措施，落实污染物达标排放措施，切实监管入河湖排污口，严格控制入河湖排污总量。

(2) 建立基于灰水足迹的区域水资源生态补偿机制。补偿机制包括以下 3 个部分：①建立水资源生态补偿管理平台。管理平台的工作主要包括三部分，一是吸收和管理水资源生态补偿资金，二是监测和计算各区域灰水足迹，建立科学的水资源生态补偿标准，三是选择水资源生态补偿的方式，并对补偿实施监督；②明确水资源生态补偿资金来源。主要是省际间生态补偿横向转移支付，即支付生态补偿的省市将资金交给管理平台，再由管理平台作为第三者将资金转移支付给获得生态补偿的省份；③生态补偿方式的多样化。逐步把水资源生态补偿与水体环境修复、水产养殖、区域扶贫开发结合起来，有效推动水资源生态环境保护建设。

(3)建立水资源生态补偿机制保障体系。水资源生态补偿并不是一个独立的系统,需要多方面的合作与协调,更需要相应的保障措施,可以从以下两个方面考虑:①建立健全水资源生态补偿立法体系,以法律形式规范水资源生态补偿行为;②与水环境部门合作协调,共同检测水体的质量、总量的变化,并结合监测结果对水资源生态补偿标准进行调整。③强有关水资源生态补偿工作的宣传和教育,让广大人民群众理解水资源生态补偿的战略意义,培养民众保护水体生态环境的意识,激励民众积极参与水体生态保护。

参考文献:

- [1] :陈家琦,王浩,杨小柳.水资源学[M].北京:科学出版社,2002.CHEN J Q, WANG H, YANG X L. Water Resources [M]. Beijing: Science Press, 2002.
- [2] HOEKSTRA A Y, CHAPAGAIN A K. Globalization of water: Sharing the Planet's Freshwater Resources. Oxford: Blackwell Publishing, 2008.
- [3] HUMMEL D, KLUGE T, LIEHR S, et al. Virtual water trade [R]. Germany: Institute for Social-Ecological Research (ISOE) in Frankfurt /Main, 2006.
- [4] HOEKSTRA A Y, HUNG P Q. Globalization of water resources: International virtual water flows in relation to crop trade [J]. Global Environmental Change, 2002, 15: 45-56.
- [5] CHAPAGAIN A K, HOEKSTRA A K. The green, blue and grey water footprint of rice from both a production and consumption perspective [M]. Delft, Netherlands: UNESCOIHE, 2010.
- [6] 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.
- [7] MEKONNEN M M, HOEKSTRA A Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products [J]. Ecosystems, 2012, 15(3) : 401-415.
- [8] ERCIN A E, ALDAYA M M, HOEKSTRA A Y. Corporate water footprint accounting and impact assessment: The case of the water footprint of a sugar-containing carbonated beverage [J]. Water Resources Management, 2011, 25 (2) : 721 - 741.
- [9] 曾昭,刘俊国.北京市灰水足迹评价[J].自然资源学报,2013,28(7):1169-1178.ZENG S, LIU J G. Historical trend of grey water footprint of Beijing, China [J]. Journal of Natural Resources, 2013, 28 (7) : 1169-1178.
- [10] 韩琴,孙才志,闫K玮.1998~2012年中国省际灰水足迹效率测度与驱动模式分析[J].资源科学,2016,38(6):1179-1191.HAN Q, SUN C Z, ZHOU W. Grey water footprint efficiency measure and its driving pattern analysis on provincial scale in China from 1998 to 2012 [J]. Resources Science, 2016, 38 (6) : 1179-1191.
- [11] 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(17):1-11.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(17) : 1-11.

-
- [12]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) : 8697. 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.
- [13]赵良仕. 中国省际灰水足迹强度的空间收敛性研究[J]. 辽宁师范大学学报(自然科学版), 2017, 40(4): 541-547. ZHAO L S. Study on spatial convergence of grey water footprint intensity on provincial scale in China [J] . *Journal of Liaoning Normal University (Natural Science Edition)* , 2017, 40(4): 541-547.
- [14]肖加元, 潘安. 基于水排污权交易的流域生态补偿研究 [J]. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(7) : 18-26. XIAO J Y, PAN A. Research on river basin ecological compensation based on water pollutant rights trading [J] . *China Population, Resources and Environment*, 2016, 26(7) : 18-26.
- [15]SVEN WUNDER, STEFANIE ENGEL, STEFANO PAGIOLA. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries [J] . *Ecological Economics*, 2008 , 65(4).
- [16]BELLVER4)OMINGO A, HERNANDEZ-SANCHO F, MOLINOS- SENANTE M. A review of Payment for Ecosystem Services for the economic internalization of environmental externalities: A water perspective [J] . *Geoforum*, 2016, 70.
- [17]景守武, 张捷. 新安江流域横向生态补偿降低水污染强度了吗? [J]. 中国人口·资源与环境, 2018(10): 152-159. JING S W, ZHANG J. Can Xin' anjiang river basin horizontal ecological compensation reduce the intensity of water pollution? [J] . *China Population, Resources and Environment*, 2018 (10) : 152-159.
- [18]JOHN LOOMIS, PAULA KENT, LIZ STRANGE, et al. Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey [J]. *Ecological Economics*, 2000, 33(1).
- [19]李洁, 宋晓谕, 吴娜, 等. 渭河流域甘肃段生态补偿成本测度与分区[J]. 经济地理, 2018, 38(1) : 180-186. LI J , SONG X Y, WU N , et al. Payments for ecosystem services based on invest model and Cost-benefit analysis: A case of Weihe River basin in Gansu Province [J] . *Economic Geography*, 2018, 38(1): 180-186.
- [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. GONG X Y, GE Y X, ZHANG H N. Study on ecological compensation standard of watershed based on reset cost: A case study of xiaoqing River Basin [j] . *China Population, Resources and Environment*, 2018 , 28(1) : 140- 147.
- [21]周晨, 丁晓辉, 李国平, 等. 流域生态补偿中的农户受偿意愿研究——以南水北调中线工程陕南水源区为例[J]. 中国土地科学, 2015, 29(8) : 63-72. ZHOU C, DING X H, LI G P, et al. Research on farmers , willingness to accept in watershed ecological compensation: A case study of Southern to North Water Transfer Project [j] . *China Land Science*, 2015 , 29(8) : 63 — 72.
- [22]靳乐山, 左文娟, 李玉新, 等. 水源地生态补偿标准估算——以贵阳鱼洞峡水库为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2012, 22(2) : 21-26. JIN L S, ZUO W J, U Y X, et al. Estimation of eco-compensation rate for headwater area: A case study of Yudongxia reservoir in Guiyang city [J] . *China Population, Resources and Environment*, 2012, 22(2) : 21-26.

-
- [23]穆贵玲, 汪义杰, 李丽, 等. 水源地生态补偿标准动态测算模型及其应用[J]. 中国环境科学, 2018, 38(7): 2658-2664. MU G L, WANG Y J, LI L, et al. Development and application of the dynamic calculation model for proposing a water source eco-compensation standard [J]. China Environment Science, 2018, 38(7): 2658-2664.
- [24]张文翔, 明庆忠, 牛洁, 等. 高原城市水源地生态补偿额度核算及机制研究——以昆明松花坝水源地为例[J]. 地理研究, 2017, 36(2): 373-382. ZHANG W X, MING Q Z, NIU J, et al. Calculation and mechanisms for ecological compensation credits in the drinking water source region of plateau cities: A case study from the Songhuaba Reservoir region of Kunming [J]. Geographical Research, 2017, 36(2): 373-382.
- [25]耿翔燕, 葛颜祥, 王爱敏. 水源地生态补偿综合效益评价研究——以山东省云蒙湖为例[J]. 农业经济问题, 2017, 38(4): 93-101, 112. GONG X Y, GE Y X, WANG A M. Study on the comprehensive benefit evaluation of ecological compensation in headwater area: A case study of Yunmeng lake in Shandong Province [J]. Issues in Agricultural Economy, 2017, 38(4): 93 - 101, 112.
- [26]刘俊国, 曾昭, 赵乾斌. 等. 水足迹评价手册[M]. 北京: 科学出版社, 2012. LIU J G, ZENG Z, ZHAO Q B. et al. The water footprint assessment manual [M]. Beijing: Science Press, 2002.
- [27]李飞, 董锁成. 西部地区畜禽养殖污染负荷与资源化路径研究[J]. 资源科学, 2011, 33(11): 2204-2211. LI F, DONG S C. Pollution from livestock and poultry and its resource strategy in West China [J]. Resources Science, 2011, 33(11): 2204-2211.
- [28]朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. 土壤与环境, 2000(1): 1-6. ZHU Z L. Loss of fertilizer N from plants-soil system and the strategies and techniques for its reduction [J]. Soil and Environmental Sciences, 2000(1): 1-6.
- [29]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 on water footprint [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2016, 25(9): 1430-1437.
- [30] YOUNG R A. Determining the economic value of water: Concepts and methods [M]. Washington, D C, USA: Resources for the Future, 2005: 131 - 132.
- [31] SANGAL S P. Pricing of irrigation waters in India [J]. Economic & Political Weekly, 1991, 26(46): 2645-2651.
- [32] FELTENSTEIN A. Money and bond in a social decisionmaking process [C] // Proceedings of Water Pricing Conference, Report No. 13. Cambridge University Press, 1984: 59-69.
- [33]国家发展改革委、财政部、水利部发布“关于水资源费征收标准有关问题的通知” [J]. 造纸信息, 2013(3): 7. The State Development and Reform Commission, the Ministry of Finance, and the Ministry of Water Resources issued a "Notice on Issues Related to the Collection Standards for Water Resources Fees [J]. China Paper Newsletters, 2013(3): 7.