

海河流域水资源开发利用阈值研究

秦长海¹, 甘 泓², 汪 林², 王 琳¹

(1. 中国水利水电科学研究院水资源研究所, 北京 100038;

2. 中国水利水电科学研究院流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 北京 100038)

摘要: 针对中国水资源开发利用程度较高等问题, 在水资源耗减、水环境退化等价值量核算方面开展研究, 提出合理的水资源开发利用阈值。以联合国综合环境经济核算体系为基础, 从水资源开发利用带来的正面效益和负面效益两方面入手, 通过构建水资源环境经济效益评价模型(EMW), 分析经水资源耗减和水环境退化价值调整后国内产出(WEDP), 并从社会福利最大化角度, 提出将 WEDP 最大化目标下的用水量作为合理的水资源开发利用阈值。经评价, 海河流域现状和 2020 年合理的水资源开发利用阈值分别为 292 亿 m^3 和 287 亿 m^3 。结果表明, 海河流域已经超过了其开发利用阈值, 对水生态环境系统造成了负面影响。

关键词: 水资源; 阈值; 耗减价值; 综合环境经济核算; 海河流域

中图分类号: X37; P967

文献标志码: A

文章编号: 1001-6791(2013)02-0220-08

随着经济社会用水需求的不断增长, 水资源短缺地区的水资源开发利用率在不断提高。以海河流域为例^[1], 目前流域每年超采地下水七八十亿 m^3 , 地表水资源开发利用率已经达到了 98%, 远远超过了流域水资源承载力, 造成严重的水环境问题。目前国际上一般采用 40% 作为地表水资源开发利用限值, 用地下水可更新量作为地下水资源开发利用限值, 为水资源管理提供了一条基本的控制条件, 实际上由于各地经济状况和水资源条件千差万别, 这个标准具有很大的弹性。由于许多地区水资源短缺, 加之以国民经济产出为主导的发展模式, 在水资源开发利用过程中纷纷突破水资源开发利用限值, 造成严重的生态环境问题。

在市场经济中, 要实行科学的水资源管理, 需要将经济机制纳入到管理过程。在传统的国民经济核算体系下, 用国民生产总值(GDP)来评价经济社会的产出效果, 该体系将经济过程与环境割裂开来, 没有体现环境对经济过程的作用, 也没有反映经济过程对环境的影响, 扭曲了经济与环境的关系, 造成对经济成就的高估, 可能透过现有的管理机制引导决策者, 以环境的过度消耗来获得所谓的经济高速发展, 这对可持续发展无疑存在着不良影响^[2]。世界各国针对资源和环境核算开展了大量的研究, 其中较为成熟的是联合国推行的综合环境经济核算体系。该体系通过建立一系列与资源和环境有关的账户, 应用国民经济核算框架进行环境分析, 开展自然资源核算和环境资产核算, 评价国民经济生产过程中废弃物的排放, 用国民经济核算的传统指标与环境经济核算的经环境因素调整的指标进行比较, 建立起经济与环境的关系。以综合环境经济核算理念针对水资源开展的核算称为水资源环境经济核算。

阈值是指一个领域或一个系统处于临界界限时的数值^[3]。按照阈值定义, 水资源开发利用阈值指按照设定的评价目标, 某一水资源系统可以被合理开发利用的极限值。水资源开发利用的最终目的是满足经济社会的可持续发展需求, 开发利用过程中不可避免地对天然水环境系统造成影响, 从社会净福利角度来考量, 当水资源带来的正面效益要高于造成的负面效应时, 可以认为这种开发是合理的。综合环境经济核算中重要的目标之一就是国内生产总值进行资源耗减价值、环境退化价值和环境保护支出三方面的调整, 形成经资源环境调整后的国内产出(EDP, 也称绿色 GDP)指标^[4]。这为利用经济手段评价水资源开发利用阈值提供了工具。目前在水资源价值、水资源耗减价值、水环境退化价值和水生态服务价值等方面取得了一定的研究

收稿日期: 2012-01-16; **网络出版时间:** 2013-02-02

网络出版地址: <http://www.cnki.net/KCMS/detail/32.1309.P.20130202.1645.009.html>

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41001370); 水利部公益性行业科研专项经费资助项目(201101016)

作者简介: 秦长海(1976-), 男, 河北宣化人, 高级工程师, 主要从事水资源经济与管理方面研究。

E-mail: qinchh@iwhr.com

成果,甘泓等^[5]对水资源耗减成本进行了界定并开展相关评价,Jia等^[6]以太湖流域为研究对象对水环境退化进行了评价,张诚等^[7]对水生态服务价值研究成果进行了总结,但尚未有利用经济评价方法对水资源开发利用阈值进行评价。

本研究以水资源环境经济核算为基础,开展实践研究,以经水资源耗减价值、水环境退化价值和水环境保护支出调整后的国内产出(简称经水资源、水环境调整后的 GDP(WEDP))为最大目标,将该目标下的水资源利用量作为水资源开发利用阈值。

1 水资源开发利用阈值评价模型

针对目标开发了水资源环境经济效益评价模型(EMW模型),其目的是从市场经济的角度,将经济社会用水过程造成的水资源耗减问题和水环境退化问题用经济指标量化,在反映国内生产总值增加的同时,分析造成的水资源耗减价值和水环境退化价值损失,评价 WEDP,并推求 WEDP 最大时的经济社会用水量,以此作为流域水资源合理开发利用的阈值。用公式表述为

$$W_T = f[\max(E)] = f[\max(G - V_{wrde} - V_{wede} - E_{wepr})] \quad (1)$$

式中 W_T 为水资源开发利用阈值; E 为经水资源、水环境调整后的国内生产总值; G 为国内生产总值; V_{wrde} 为水资源耗减价值; V_{wede} 为水环境退化价值; E_{wepr} 为水环境保护支出。

模型共分为3个模块,分别为基于投入产出的线性规划模块、用水负效应分析模块和水资源价值评价模块。基于投入产出的线性规划模块是模型的核心部分,模拟不同用水量情景下国内生产总值、分行业用水量、水资源影子价格和单位用水退化价值等;用水负效应分析模块主要模拟用水过程引起的地下水变化、水资源耗减量变化以及废污水排放量,为评价资源耗减价值、环境退化价值及水环境保护成本提供基础;在上述结果的基础上,价值评价模块分析由于用水过程导致的水资源耗减价值、水环境退化价值以及社会经济活动中投入的水环境保护支出等负面效用,最终评价用水综合环境经济效益。通过比较分析,寻求 WEDP 最大时的用水量,以此作为区域水资源开发利用阈值。

为了构建模型关系,本文首先界定几个名词:总水资源量指评价区域内多年平均可供经济社会系统使用的水资源量,包括区域内地表水资源量、区域内地下水资源量、外调水以及再生水、微咸水等非常规水量的总和;水资源可利用总量指评价区域内水资源可利用量加上外调水以及再生水、微咸水等非常规水源的总和;水资源耗减量^[8]指在核算期内,经济社会活动的用水消耗量超过当地水资源可利用量的水量,分地表水水资源耗减量、地下水资源耗减量分别计算;可利用的水资源量为模型约束条件,指环境中可供经济社会取用的水量,等于总水资源量减去耗减量。

1.1 基于投入产出的线性规划模型

线性规划模型的作用是基于国民经济行业之间的关联关系以及水资源在各行业之间的使用过程,建立起水资源与国民经济的联系,模型主要作用包括两方面:①建立起用水量与 GDP、最终产品、总产出等经济指标的关系,评价一定用水量条件下的 GDP;②模拟水资源利用过程中供、需两方面的平衡状况,评价水量约束下的水资源影子价格。建立的模型为^[9]

$$\max G = \sum_{j=1}^n a_{pj} X_j (j = 1, 2, \dots, n) \quad (2)$$

$$\begin{cases} AX + Y = X \\ X^l \leq X \leq X^h \\ Y^l \leq Y \leq X \\ V^l \leq V \leq X \\ \sum a_{wj} X_j \leq U_{cw} \\ 0 \leq W_j \leq W_j^h \end{cases}$$

式中 a_{pj} 为第 j 行业增加值系数, 等于本行业增加值与总产出的比; X_j 为第 j 行业总产出; X 为各行业总产出列向量; Y 为最终产品列向量; Y^l 为最终产品下界列向量; X^l 为总产出下界列向量; X^h 为总产出上界列向量; V^l 为增加值下界列向量; A 为投入产出直接消耗系数矩阵; a_{wj} 为第 j 行业直接用水系数, 等于该行业总用水量与总产出的比; U_{cw} 为可被利用的水资源量; W_j 为第 j 行业用水量; W_j^h 为第 j 行业用水量上限。

1.2 用水负效应分析模型

用水负效应分析模型的作用是分析社会水循环对天然水循环过程的影响, 分析经济社会用水对地下水、入海水量以及水资源耗减量的影响, 建立各评价指标与用水量的数学关系。

(1) 水资源耗减量与可被利用的水资源量的关系 水资源为可更新资源, 当区域耗水量不超过水资源可利用总量时(假定地表水和地下水使用量都不超过可利用量), 水资源不会被耗减, 反之, 将导致可被利用的水资源量减少。由于地表水资源的可更新能力强, 水资源耗减量主要体现在地下水超采上。耗减量与可被利用的水资源量之间的线性关系为

$$U_{cw} = T_w - D_w \quad (3)$$

$$U_{cw} = T_w - [(U_{lus}r + T_{out} - A_s) + (E_{ug} - A_g) + E_{cg}] \quad (4)$$

式中 T_w 为总水资源量, 包括当地水资源、外调水和其他非常规水源; D_w 为水资源耗减量; U_{lus} 为地表水开发利用量; T_{out} 为地表水调出量; r 为耗水率, 等于耗水量比用水量; A_s 为地表水资源可利用量; E_{ug} 为浅层地下水开发利用量; A_g 为地下水资源可开采量; E_{cg} 为深层地下水开采量。

(2) 用水量与地下水超采量和入海水量的关系 地下水超采量和入海水量与地区内总用水量及水资源配置有关, 当地表水开发过度时, 将导致入海水量减少; 当地下水供水量超过地下水可开采量时, 将导致地下水超采问题。关系如下:

$$O_{wi} = g(U_w) \quad (5)$$

式中 O_{wi} 为地下水超采量或入海水量; U_w 为社会经济总用水量。

1.3 价值评价模型

价值评价模型的作用是评价一定用水量所造成的资源耗减价值、环境退化价值以及水环境保护支出等指标, 分析用水过程产生的负面影响, 进一步评价 WEDP。由于水环境退化价值和水环境保护成本涉及的因素非常多, 本次研究尽可能将主要因素考虑进来, 但出于理论和数据所限, 所包含的退化价值和保护成本还不完全, 在今后工作中将进一步完善。

(1) 水资源耗减价值 水资源耗减价值^[7]采用水资源价值和水资源耗减量的乘积来评价, 通过下式来表示:

$$V_{wrde} = D_w P_{ws} \quad (6)$$

式中 P_{ws} 为单位水资源价值, 水资源价值通过市场价格来反映, 由于缺乏由市场机制形成的水资源价格, 此次研究利用水资源影子价格来反映; 其他符号同前。

(2) 水环境退化价值 水环境退化价值主要体现在经济社会用水过多导致生态、环境用水减少, 造成水生态系统服务功能的降低, 包括地表水和地下水不合理开发造成的水生态环境破坏两部分。

水生态系统服务功能指水生态系统及其生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用, 可划分为产品生产功能(直接使用价值)和生命支持系统功能(间接使用价值)两大类。地表水环境退化价值就是评价由于水资源开发利用造成的各种地表水环境服务功能降低的幅度。

$$V_{wede}^s = \sum f_i(U_w) \quad (7)$$

式中 $f_i(U_w)$ 为地表水使用引起的各类水环境服务功能损失。

地下水超采造成的水环境破坏包括地面沉降、水质恶化以及海水入侵等综合性后果, 地面沉降损失可通过下式来计算。

$$V_{wede}^{g1} = \sum A_j C(\omega_i) \quad (8)$$

式中 $C(\omega_i)$ 为下沉区域在 ω_i 范围内的综合单价损失, 元/ m^2 , ω_i 为致灾强度下沉分区, m ; A_j 为第 j 个下沉区下沉面积。

对地下水水质下降的损失而言, 可以用替代法(即水质处理的费用代替)计算, 计算公式如下:

$$V_{\text{wede}}^{\text{g2}} = \sum Q_n C(f_n) \quad (9)$$

式中 $C(f_n)$ 为第 n 个水质级别范围内的水质处理单价, 元/ m^3 ; f_n 为地下水水质分级标准; Q_n 为第 n 个水质下降区的污染水量。

水环境退化价值等于地表水环境退化价值与地下水环境退化价值之和, 即

$$V_{\text{wede}} = V_{\text{wede}}^{\text{s}} + V_{\text{wede}}^{\text{g1}} + V_{\text{wede}}^{\text{g2}} \quad (10)$$

(3) 水环境保护支出 水环境保护支出的目的是为了防止水环境退化问题的发生, 这种投入并不会为经济社会带来额外的福利, 而是为抵消水资源开发利用所造成的负面影响, 因此水环境保护支出也作为调整国内生产总值的一部分。水环境保护支出以污水处理投入来表征, 计算公式为

$$E_{\text{wepr}} = f(U_w) P_{\text{st}} \quad (11)$$

式中 $f(U_w)$ 为由用水量求得的污水排放量函数; P_{st} 为单位污水处理成本。

2 海河流域实例分析

海河流域是中国水资源最为短缺的地区之一, 水资源开发利用率已经达到 98%^[1], 造成河道断流、地面沉陷等生态、环境问题, 一方面是由于流域内水资源短缺引起的, 另一方面则是由于片面强调经济产出, 忽略了水资源开发利用过程中造成水资源耗减和水环境退化问题。本文以流域开展实践研究, 分别以 2007 年和 2020 年为现状年和规划年, 分析流域水资源开发利用阈值以及 WEDP 最大目标, 为流域水资源开发利用和经济发展规划提供参考依据, 文中所用到的价格除特殊注明外, 全部为 2007 年的价格。

2.1 用水量与 GDP 的关系

以 2002 年河北省、北京市和天津市投入产出表为基础, 根据 2007 年海河流域国民经济统计资料, 采用 RAS 法计算得出 2007 年海河流域投入产出表, 结合海河流域各行业用水资料, 建立起基于投入产出模型的海河流域线性规划模型。根据数据可获得情况, 模型中将行业划分为 10 个门类, 模型的直接消耗系数见表 1。

表 1 海河流域直接消耗系数矩阵

Table 1 Direct consumption coefficient matrix of Haihe River basin

行业	01001	02002	02003	02004	02005	02006	02007	02008	02009	03010
01001	0.230 3	0.267 7	0.223 3	0.056 2	0.000 8	0.019 3	0.000 1	0.006 0	0.006 7	0.008 3
02002	0.108 6	0.253 0	0.000 8	0.001 9	0.000 0	0.027 7	0.000 0	0.001 4	0.000 0	0.016 6
02003	0.005 5	0.000 3	0.299 7	0.005 5	0.000 1	0.008 8	0.000 1	0.010 3	0.000 5	0.001 2
02004	0.000 8	0.008 9	0.002 8	0.106 5	0.000 8	0.004 0	0.000 2	0.001 9	0.001 3	0.006 1
02005	0.031 7	0.002 1	0.006 4	0.004 5	0.162 4	0.086 8	0.030 3	0.012 9	0.025 0	0.022 0
02006	0.026 8	0.014 6	0.026 4	0.049 5	0.009 4	0.164 6	0.003 3	0.018 3	0.007 9	0.005 3
02007	0.000 3	0.002 8	0.002 5	0.017 3	0.001 6	0.029 6	0.435 4	0.112 9	0.170 2	0.003 1
02008	0.030 0	0.043 3	0.050 8	0.178 9	0.474 3	0.099 2	0.103 3	0.369 4	0.261 9	0.089 0
02009	0.000 6	0.004 3	0.001 6	0.003 9	0.000 6	0.001 9	0.001 2	0.004 8	0.000 0	0.061 8
03010	0.073 6	0.159 0	0.150 0	0.236 6	0.229 5	0.193 7	0.103 6	0.182 9	0.239 2	0.320 5

注: 01001, 农林牧渔业; 02002, 食品、饮料制造业; 02003, 纺织业; 02004, 造纸及纸制品业; 02005, 石油加工、炼焦及核燃料加工业; 02006, 化学工业; 02007, 金属冶炼及压延加工业; 02008, 采矿及其他制造业; 02009, 建筑业; 03010, 第三产业。

根据模型, 不同国民经济用水量对应的 GDP 如图 1 所示, 当生产用水量为 269 亿 m^3 、对应总用水量为 318 亿 m^3 时, GDP 总量为 2.96 万亿元, 当生产用水量达到 400 亿 m^3 、对应总用水量为 449 亿 m^3 时, GDP 总量将达到 4.07 万亿元。

2.2 用水量与水资源耗减价值的关系

由于中国水资源不是市场化商品, 水资源价格不能真实反映水资源价值, 需要用水资源影子价格来评

价。利用建立的线性规划模型,在 311 亿 m^3 和 441 亿 m^3 可被利用的水资源量约束下影子价格分别为 106.0 元和 3.7 元,详见图 2。在研究中,当可被利用的水资源量小于 311 亿 m^3 时,将水资源影子价格视为 106.0 元/ m^3 ;当可被利用的水资源量大于 441 亿 m^3 时,将水资源影子价格视为 3.7 元/ m^3 。

根据海河流域 1980—2005 年水文系列资料^[1],海河流域多年平均地表水资源量为 158.6 亿 m^3 ,地下水资源量为 145.1 亿 m^3 ,当地水资源总量为 303.7 亿 m^3 ,考虑可利用的外调水 42.7 亿 m^3 、微咸水 2.9 亿 m^3 以及其他可利用水量 6.6 亿 m^3 (2000—2008 年均值),海河流域多年平均总水资源量为 355.9 亿 m^3 ;流域地表水可利用量为 81.2 亿 m^3 ,地下水可开采量^[1]为 178 亿 m^3 ,当地水资源可利用量为 259.2 亿 m^3 ,考虑外调水 42.7 亿 m^3 、微咸水 2.9 亿 m^3 以及其他可利用水量 6.6 亿 m^3 ,流域水资源可利用总量为 311.4 亿 m^3 ,用水量超过可利用总量后将产生水资源耗减和水环境退化问题。

根据式(4),结合可被利用的水资源量与影子价格的关系,可得到用水量与水资源影子价格的关系,当用水量超过 357.0 亿 m^3 后,对应的水资源影子价格为 106.0 元/ m^3 ,当用水量小于 227.0 亿 m^3 后,对应的影子价格为 3.7 元/ m^3 。

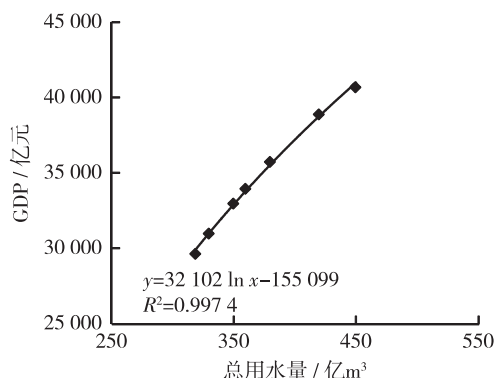


图 1 海河流域用水量与 GDP 的关系

Fig. 1 Relation between water consumption and GDP in Haihe River basin

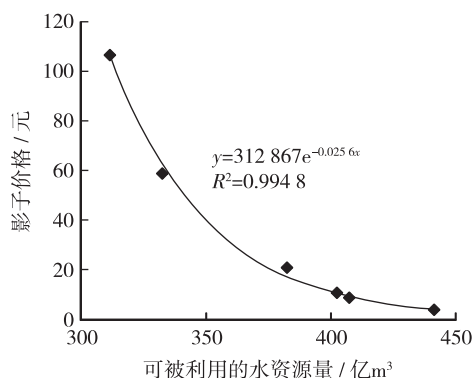


图 2 海河流域可被利用的水资源量与水资源影子价格的关系

Fig. 2 Relation between utilization water resources and shadow price of water resources in Haihe River basin

水资源耗减价值等于水资源耗减量与单位耗减价值的乘积,由于用水量与单位水资源耗减价值不是线性关系,而是分段函数关系,通过积分,即可得出不同用水量状况下发生的水资源耗减价值,用水量小于 311.4 亿 m^3 时,水资源耗减量为 0,对应水资源耗减价值为 0,用水量与水资源耗减价值的数学关系如下式:

$$V_{\text{wrdp}} = \begin{cases} 0 & U_w \leq 311.4 \\ 0.441e^{0.0256U_w} - 1312.45 & 311.4 < U_w < 356.0 \\ 2798.51 + 106.0U_w & U_w \geq 356.0 \end{cases} \quad (12)$$

2.3 用水量与水环境退化价值的关系

(1) 地表水环境退化价值 根据国家重点基础研究发展计划课题^[10]研究结果,计算得出海河流域湿地单位水生态服务价值为 46 元/ m^3 ,并以此作为单方耗减水量的环境退化价值,结合地表水耗减量计算地表水环境退化价值:

$$V_{\text{wede}}^s = \begin{cases} 0 & U_w \leq 311.4 \\ 15.4U_w - 4810.9 & U_w > 311.4 \end{cases} \quad (13)$$

(2) 地下水环境退化价值 根据相关成果^[11]中北京市 2010 年因地下水超采造成的地面沉降、地裂缝和地面塌陷综合损失单价以及地下水处理单价,对成果进行外延,确定海河流域因地下水超采造成的水环境退化价值:

$$V_{\text{wede}}^{\text{R}} = \begin{cases} 0 & U_{\text{w}} \leq 311.4 \\ 3.27U_{\text{w}} - 1\,017.5 & U_{\text{w}} > 311.4 \end{cases} \quad (14)$$

2.4 用水量与环境保护成本的关系

水环境保护成本为污水排放量与单位污水处理成本的乘积。根据相关研究成果^[12], 如果按照二级排放标准来处理, 污水处理厂处理单方污水的全成本费用为 1.77 元/m³, 但是没有包含城市废污水收集系统的成本。随着污水处理等级的提高, 将来污水处理厂的排放标准将达到一级 B 或一级 A 的标准, 污水处理费用将有较大的增加, 由于缺乏相关资料, 本次研究中单位污水处理成本取现状污水处理成本的 2 倍, 即 3.5 元/m³。用水量与水环境保护成本的数学关系式为

$$E_{\text{wepr}} = 0.349U_{\text{w}} + 32.76 \quad U_{\text{w}} \geq 0 \quad (15)$$

2.5 经济社会用水总量与 GDP 临界阈值

水资源耗减价值、水环境退化价值、水环境保护支出为用水过程中产生的负面效应或需付出的代价, 从 GDP 中扣减上述 3 部分后即为 WEDP。用水量与 GDP、水资源耗减价值、水环境退化价值、水环境保护支出以及 WEDP 与用水量的关系如图 3 所示。

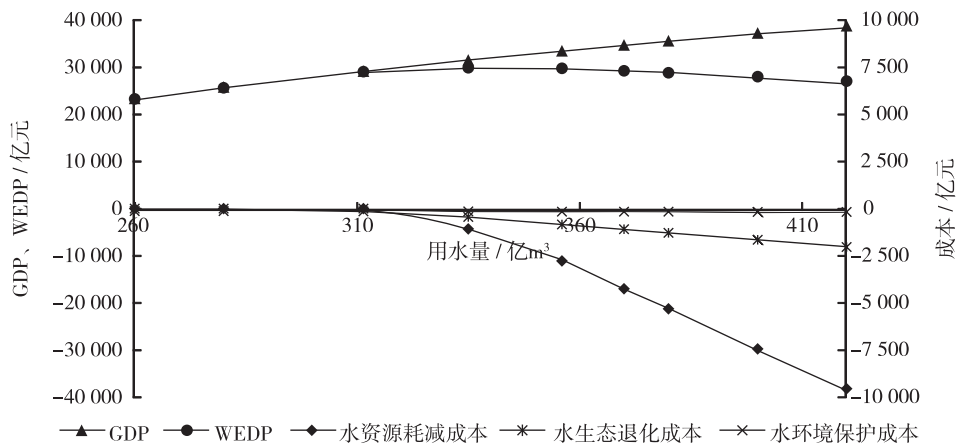


图 3 2007 年海河流域用水量与 WEDP 的关系

Fig. 3 Relation between water consumption and WEDP in Haihe River basin in 2007

可以看出, 在用水量较低的水平下, 流域内水资源耗减较小, 随着社会经济总用水量的增加, GDP 增量大于水资源耗减价值、水环境退化价值和水环境保护支出的增量, 此时 WEDP 随着用水量的增加而增长; 但用水量达到 330 亿~340 亿 m³ 区间时, 单位用水量造成的水资源耗减和水环境退化等成本已经逐渐大于 GDP 增量, WEDP 逐步逼近其拐点, 之后随着用水量的增加, WEDP 将呈下降趋势。

2007 年海河流域实际用水量为 384.5 亿 m³, 当年 GDP 为 3.56 万亿元, 但扣减了水资源耗减价值、水环境退化价值和水环境保护成本后, 当年的 WEDP 仅为 2.89 万亿元, 说明海河流域对水资源消耗和对水环境的污染已经达到了较严重的程度。

通过水资源环境经济模型计算, 现状年海河流域 WEDP 最大值为 3.0 万亿元, 对应的 GDP、水资源耗减价值、水环境退化价值和水环境保护支出分别为 3.23 万亿元、0.15 万亿元、0.06 万亿元和 0.20 万亿元; 对应的最大合理用水量为 343 亿 m³, 扣除当年外调水和其他非常规水源后, 现状年合理的当地水资源开发利用阈值为 292 亿 m³, 超过了该水量, 用水产生的负面效应将大大削弱用水的正面产出, 导致净效益减少。

同理, 可以求得 2020 年 WEDP 最大目标分别为 8.35 万亿元, 2020 年 WEDP 最大目标对应的 GDP、水资源耗减价值、水环境退化价值和水环境保护成本分别为 8.71 万亿元、0.16 万亿元、0.11 万亿元和 0.09 万亿元。海河流域合理的最大用水量为 441 亿 m³, 扣除外调水 119 亿 m³、微咸水 8 亿 m³ 和其他水源 27 亿 m³, 当地水资源开发利用阈值为 287 亿 m³。

3 结 论

(1) 本文从理论层面对 WEDP 进行了分析评价, 提出将 WEDP 最大化目标下的水资源开发利用量作为水资源开发利用阈值, 并构建了评价模型, 建立起水资源与国内生产总值、水资源耗减价值、水环境退化价值以及水环境保护成本之间的数学关系, 为评价和界定水资源开发利用阈值提供了新的思路和方法。

(2) 以海河流域为研究区, 开展流域水资源开发利用阈值实践研究, 计算出流域 WEDP 最大值与合理的水资源开发利用阈值。结果表明, 2007 年海河流域水资源开发利用阈值为 292 亿 m^3 , 对应 WEDP 和 GDP 分别为 3.0 万亿元和 3.23 万亿元。当年流域实际用水量 384.5 亿 m^3 , 扣除外调水及非常规水源, 使用当地地表水和地下水 333.4 亿 m^3 , 产出 GDP 3.56 万亿元, 但却造成水资源耗减价值、水环境退化价值等负面效益 0.67 万亿元, 实际 WEDP 只有 2.89 万亿元。可以看出, 过量用水虽然带动了产出, 但同时也造成了更多的负面效应, 超过水资源开发利用阈值后的用水是不经济的。

(3) 对 2020 年进行的研究表明, 水资源合理开发利用阈值和 WEDP 分别为 287 亿 m^3 和 8.35 万亿元。在今后水资源管理过程中, 有必要将 WEDP 纳入到考核指标中, 既要重视水资源开发利用产生的效益, 又要关注伴随的水资源耗减及水环境退化等负面影响, 促进水资源可持续利用。

参考文献:

- [1] 任宪韶. 海河流域水资源评价[M]. 北京:中国水利水电出版社, 2007: 27, 108, 329. (REN Xianshao. Water resources evaluation on Hai River basin[M]. Beijing: China WaterPower Press, 2007: 27, 108, 329. (in Chinese))
- [2] 甘泓, 高敏雪. 创建我国水资源环境经济核算体系的基础和思路[J]. 中国水利, 2008(17): 1-5. (GAN Hong, GAO Minxue. Basis and thoughts on creating the system of environmental-economic accounting for water(SEEAW) of China[J]. China Water Resources, 2008(17): 1-5. (in Chinese))
- [3] 陈明忠, 何海, 陆桂华. 水资源承载力阈值空间研究[J]. 水利水电技术, 2005, 36(6): 6-8. (CHEN Mingzhong, HE Hai, LU Guihua. Study on threshold value space of water resources carrying capacity[J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2005, 36(6): 6-8. (in Chinese))
- [4] 高敏雪, 许健, 周景博. 综合环境经济核算: 基本理论与中国应用[M]. 北京: 经济科学出版社, 2007. (GAO Minxue, XU Jian, ZHOU Jingbo. Integrated environmental and economic accounting-basic theory and application in China[M]. Beijing: Economic Science Press, 2007. (in Chinese))
- [5] 甘泓, 秦长海, 卢琼, 等. 水资源耗减成本计算方法[J]. 水利学报, 2011, 42(1): 40-47. (GAN Hong, QIN Changhai, LU Qiong, et al. Study on calculation method of water resources depletion cost[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2011, 42(1): 40-47. (in Chinese))
- [6] JIA Ling, QIN Changhai, GAN Hong. Method for cost evaluation of the environmental degradation of water[J]. Advanced Materials Research, 2012, 361/362/363: 1627-1633.
- [7] 张诚, 严登华, 郝彩莲, 等. 水的生态服务功能研究进展及关键支撑技术[J]. 水科学进展, 2011, 22(1): 126-134. (ZHANG Cheng, YAN Denghua, HAO Cailian, et al. Advances in water ecosystem service study and its key supporting technologies[J]. Advances in Water Science, 2011, 22(1): 126-134. (in Chinese))
- [8] 卢琼, 甘泓, 张象明, 等. 水资源耗减量概念及其分析方法[J]. 水利学报, 2010, 41(12): 1401-1406. (LU Qiong, GAN Hong, ZHANG Xiangming, et al. Concept and calculation approach of water depletion[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2010, 41(12): 1401-1406. (in Chinese))
- [9] 秦长海, 甘泓, 卢琼, 等. 基于 SEEAW 混合账户的用水经济机制研究[J]. 水利学报, 2010, 41(10): 1150-1156. (QIN Changhai, GAN Hong, LU Qiong, et al. Study on economic mechanism of water usage based on hybrid account in SEEAW[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2010, 41(10): 1150-1156. (in Chinese))
- [10] 曹寅白, 甘泓, 汪林, 等. 海河流域水循环多维临界整体调控阈值与模式[M]. 北京: 科学出版社, 2012. (CAO Yinbai, GAN Hong, WANG Lin, et al. Multi-dimensional overall regulatory modes and threshold values for water cycle of the Haihe River

- basin[R]. Beijing: Science Press, 2012. (in Chinese))
- [11] 王浩, 陈敏建, 唐克旺. 水生态环境价值和保护对策[M]. 北京: 清华大学出版社, 2004: 121-122. (WANG Hao, CHEN Minjian, TANG Kewang. Value protection countermeasures of water ecological environment[M]. Beijing: Tsinghua University Press, 2004: 121-122. (in Chinese))
- [12] 中国水资源环境经济核算研究课题组. 中国水资源环境经济核算专题研究[R]. 北京: 中国水利水电科学研究院, 2009. (Study Team of SEEAW in China. Special study on SEEAW in China[R]. Beijing: China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2009. (in Chinese))

Threshold value for water resources exploitation and utilization in Haihe River basin *

QIN Changhai¹, GAN Hong², WANG Lin², WANG Lin¹

(1. Department of Water Resources, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China;

2. State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China)

Abstract: Aimed at addressing the problem of overexploitation of water resources, the current study focuses on the issues concerning economic accounting for water resources and its depletion and environmental degradation. The reasonable threshold value can thus be determined for water resources development and utilization. Based on the UN System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA) tool, an evaluation model is developed to estimate the water environment adjusted net domestic product (WEDP) after consideration of the consequences of water resources depletion and degradation. The pros and cons of water resources depletion and degradation are considered in the model development. The maximization of WEDP is set for the objective of water consumption, and is used as the reasonable threshold value for water resources development and utilization. For the Haihe River basin, the current and 2020 threshold values should be 29.2 billion m³ and 28.7 billion m³, respectively. However, the status quo on water resources development and utilization has already exceeded these reasonable threshold values, causing eco-environment damages across the basin.

Key words: water resources; threshold value; depletion value; system of integrated environmental and economic accounting; Haihe River basin

* The study is financially supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 41001370) and the National Non-Profit Research Program of China (No. 201101016).