

我国水资源生态足迹分析与预测

谭秀娟, 郑钦玉*

(西南大学农学与生物科技学院, 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400715)

摘要:生态足迹模型的提出为水资源可持续利用的定量评价提供了新思路。通过构建水资源生态足迹和水资源生态承载力的计算模型, 对我国 1949~2007 年水资源的可持续利用状况作出了客观的评价, 并运用 ARIMA 模型对我国水资源生态足迹变动趋势作出深入的研究。结果表明, 1949~2007 年, 我国人均水资源生态承载力总体上呈下降态势, 而人均水资源生态足迹则逐年上升, 从而造成人均水资源生态赤字逐渐增大, 我国水资源处于一种不安全状态。运用 ARIMA(2,1,3) 模型的预测结果表明, 2008~2012 年, 我国人均水资源生态足迹将继续呈上升态势, 水危机形势将日益严峻。在此基础上, 针对我国水资源的可持续利用问题提出了一组政策建议。

关键词:水资源; 水资源生态足迹; 水资源生态承载力; ARIMA 模型

文章编号: 1000-0933(2009)07-3559-10 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Dynamic analysis and forecast of water resources ecological footprint in China

TAN Xiu-Juan, ZHENG Qin-Yu*

College of Agronomy and Biotechnology, Key Laboratory of Eco-environments in Three Gorges Reservoir Region (Ministry of Education), Southwest University, Chongqing 400715, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(7): 3559 ~ 3568.

Abstract: Ecological footprint model offers a new method for evaluating the sustainable utilization of water resources quantitatively. Based on the calculating models of water resources ecological footprint and water resources ecological carrying capacity, this paper made an evaluation on the sustainable utilization of water resources in China from 1949 to 2007 and then used Box-Jenkins Autoregressive Integrated Moving Average (ARIMA) model to make a profound analysis on the changing trend of water resources ecological footprint. The result showed that water resources ecological carrying capacity per capita was decreasing, while there was an obvious increase in water resources ecological footprint per capita in China between 1949 and 2007. When the water resources ecological footprint surpassed ecological carrying capacity gradually, water resources ecological deficit emerged and increased annually, which indicated that the use of water resources in China was in an unsafe state. The ARIMA model was applied to predict the water resources ecological footprint per capita in China from 2008 to 2012, the results showed water resources ecological footprint per capita would keep on increasing, and thus the state of water crisis would be increasingly serious. Finally, this paper puts forward some policy suggestions to improve the sustainable utilization of water resources accordingly.

Key Words: water resources; water resources ecological footprint; water resources ecological carrying capacity; ARIMA model

随着水资源短缺问题的日益凸显, 对水资源可持续利用的深入研究已成为促进经济社会环境可持续发展的一个关键环节。20 世纪 90 年代加拿大生态经济学家 William Rees 和他的博士生 Mathis Wackernagel 提出

基金项目: 重庆市自然科学基金资助项目(2006BB7327)

收稿日期: 2008-11-15; 修订日期: 2009-05-08

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zqy19606026@sina.com

的生态足迹 (ecological footprint) 模型为水资源可持续利用的定量评价提供了新思路^[1,2], 然而该模型无论在理论上还是方法上都被认为存在诸多不足与缺陷。正如 Mathis Wackernagel 所言, 生态足迹分析没有把自然系统提供资源、消纳废弃物的功能描述完全, 忽视了地下资源和水资源的估算, 也鲜有针对污染的生态影响的研究。因此, 为了更加科学地测度经济社会环境的可持续发展状况, 需要将生态足迹评价作进一步的改进, 将水资源纳入生态足迹的分析框架之中, 并借此来评价水资源的可持续利用状况。

近年来, 学术界对水资源生态足迹的研究日趋活跃。目前, 从生态足迹的视角来评价水资源消耗主要有如下两种途径: 其一为水资源生态足迹 (water resources ecological footprint), 即将水资源相关消耗折算成水域面积; 其二为水足迹 (water footprint)^①, 即将水资源相关消耗折算成水资源量。两种途径基本思路一致, 但计算方法和表达方式不同^[3]。黄林楠等将水资源账户分为生活用水足迹、生产用水足迹和生态需水足迹 3 个二级账户, 并建立了水资源生态足迹以及水资源生态承载力计算模型, 据此对江苏省 1998 ~ 2003 年水资源生态足迹和生态承载力进行了测算^[4]; 此外, 洪辉和付娜也对水资源生态足迹作出了研究^[5]。而龙爱华等、马静等、邓晓军等则从水足迹的视角探讨了水资源的可持续利用问题^[6~8]。

然而, 目前学术界主要从区域层面上探讨水资源生态足迹问题, 鲜有对我国水资源生态足迹的变动趋势作出全面深入的研究, 也未在测算水资源生态足迹和生态承载力的基础上通过相应评价指标对水资源的可持续利用状况作出科学的定量评测。因此, 本文在构建水资源生态足迹和水资源生态承载力计算模型的基础上, 构建水资源可持续利用的评价指标, 并在测度我国 1949 ~ 2007 年水资源生态足迹和水资源生态承载力的基础上, 运用综合自回归移动平均 (autoregressive integrated moving average, ARIMA) 模型对我国水资源生态足迹变动趋势作出深入的研究, 为政府部门评价水资源可持续利用状况, 制定水资源相关决策提供依据。

1 水资源生态足迹和生态承载力计算模型构建

1.1 水资源生态足迹计算模型构建

根据生态足迹模型的内涵, 水资源生态足迹是将消耗的水资源量转化为相应账户的生产土地面积, 即水资源用地面积, 通过对其均衡化, 便可得到可用于全球范围内不同地区相互比较的均衡值。为弥补 Mathis Wackernagel 建立的生态足迹模型中水域对于水资源功能描述的不足, 本文根据生态足迹法建立水资源账户, 用于描述水资源的生态环境和社会经济功能。水资源账户具体包括水产品生态足迹、淡水生态足迹 (包括生活用水、生产用水及其他用水) 和水污染生态足迹 (污水及酸雨稀释用水) 3 个部分 (表 1)。其中, 水产品生态足迹反映人类消费水产品对水资源的占用; 淡水生态足迹反映人类在生产生活过程中对淡水资源的消费, 不仅包括人类在生活中的直接用水, 还包括人类在社会经济活动中对淡水资源的消耗; 水污染生态足迹则反映稀释污水和酸雨对水资源的消耗。因此, 本文对水资源账户的细分满足了生态足迹模型中各类土地互异性的要求。

鉴于污水和酸雨自然净化和人工处理的复杂性以及我国早期水污染方面统计数据的缺失, 对水污染生态足迹进行准确的衡量具有很大的不确定性^[3], 本文所构建的水资源生态足迹模型主要包括水产品生态足迹和淡水生态足迹。

水产品生态足迹计算公式为:

$$EF_{WP} = N \times AEF_{WP} = N \times \phi_W \times AA_W = N \times \phi_W \times (AC_{WP}/AP_{WP}) = \phi_W \times (TC_{WP}/AP_{WP}) \quad (1)$$

淡水生态足迹计算公式为:

$$EF_{FW} = N \times AEF_{FW} = N \times \phi_W \times AA_W = N \times \phi_W \times (AC_{FW}/AP_W) = \phi_W \times (TC_{FW}/AP_W) \quad (2)$$

汇总水产品生态足迹及淡水生态足迹便可得水资源生态足迹, 其计算公式可表述为:

$$EF_W = N \times AEF_W = EF_{WP} + EF_{FW} \quad (3)$$

① 这是一个在虚拟水 (Virtual Water) 基础上产生的概念; Hoekstra (2003) 将水足迹定义为任何已知人口 (一个国家、一个地区或一个人) 在一定时间内消费的所有产品和服务所需要的水资源数量; 一个国家或地区的水足迹等于国内用水量 (内部水足迹) 和虚拟水净进口量 (外部水足迹) 的代数和^[7]

其中, EF_{WP} 为总的水产品生态足迹 (hm^2); N 为人口数; AEF_{WP} 为人均水产品生态足迹 (hm^2); ϕ_W 为全球水资源均衡因子 (Equivalence Factor); AC_{WP} 为人均水产品消费量 (t); AP_{WP} 为全球水产品平均生产能力 (t/hm^2); TC_{WP} 为总的水产品消费量 (t); EF_{FW} 为总的淡水生态足迹 (hm^2); AEF_{FW} 为人均淡水生态足迹 (hm^2); AC_{FW} 为人均淡水消耗量 (m^3); AP_W 为全球水资源平均生产能力 (m^3/hm^2); TC_{FW} 为总的淡水消耗量 (m^3); EF_W 为总的水资源生态足迹 (hm^2), AEF_W 为人均水资源生态足迹 (hm^2)。

表 1 水资源账户明细表
Table 1 List of water resources account

子账户 Sub-account	核算项目 Calculation items	生物生产性土地类型 Biologically productive land-use type	备注 Remark
水产品生态足迹 Aquatic products ecological footprint	居民消费的各类水产品 Household consumption of aquatic products	水域 Water area	即 Mathis Wackernagel 生态足迹模型中的水域 The same as the water area in ecological footprint model put forward by Mathis Wackernagel
淡水生态足迹 Fresh water ecological footprint	生活用水、生产用水及其他用水 Domestic water, Process water and Water for other utilization	水资源用地 Water resources land	本文扩展的水资源用地外延 The denotation of water resources land expanded in this paper
水污染生态足迹 Water pollution ecological footprint	污水及酸雨稀释用水 Water for sewage and acid rain dilution	水资源用地 Water resources land	

1.2 水资源生态承载力计算模型构建

水资源生态承载力是指在特定历史发展阶段的社会经济发展水平以及特定管理技术、体制条件下,某一区域的水资源系统对该区域社会经济环境可持续发展的支撑能力。据专家研究,一个国家或地区的水资源开发利用若超过 30% ~ 40%, 将引致生态环境恶化及一系列衍生后果,因此无论从技术水平还是经济社会环境和谐发展需要考虑,区域水资源开发利用都不能达到 100%, 必须在该区域的水资源生态承载力中至少扣除 60% 用于维护生态环境和生物多样性^[9]。

根据上述分析,水资源生态承载力计算公式可表述为:

$$EC_W = N \times AEC_W = N \times \pi \times \phi_W \times \varphi_W \times (AQ_W/AP_W) = \pi \times \phi_W \times \varphi_W \times (TQ_W/AP_W) \quad (4)$$

其中, EC_W 为总的水资源生态承载力 (hm^2); AEC_W 为人均水资源生态承载力 (hm^2); π 为水资源合理开发利用率 (取值为 0.4); φ_W 为水资源产量因子; AQ_W 为人均水资源拥有量 (m^3); TQ_W 为水资源总量 (m^3)。

1.3 基础数据与部分变量说明

为了测度我国水资源生态足迹和生态承载力的长期变动趋势,本文选择的样本期为 1949 ~ 2007 年。水产品总消费量数据来源于历年《中国统计年鉴》;年底人口数和 GDP 数据来源于《新中国五十年统计资料汇编》和历年《中国统计年鉴》;水资源总量数据来源于全国第一次、第二次水资源评价;淡水总消耗量数据来源于柯礼聘^[10,11]和历年《中国水资源公报》。

在参考相关文献的基础上通过计算,本文取全球水产品平均产量为 $0.18 \text{ t}/\text{hm}^2$ ^[12],全球水资源平均生产能力为 $3.14 \times 10^3 \text{ m}^3/\text{hm}^2$ ^[13]。对水资源产量因子和全球水资源均衡因子作重点阐述。

1.3.1 水资源产量因子

由于同类生物生产性土地的生产力在不同地区之间存在着差异,因此各地区同类生物生产性土地实际面积须引入 Mathis Wackernagel 提出的产量因子转换成可比面积后才能直接对比。

假定全球水资源产量因子为 1,则区域水资源产量因子 (φ_W) 为该区域水资源平均生产能力 (DAP_W) 与全球水资源平均生产能力 (AP_W) 的比值,其公式为:

$$\varphi_w = DAP_w/AP_w \tag{8}$$

因此,根据全球部分国家水资源的统计数据,可得出其相应的水资源产量因子,具体参见表2。

1.3.2 水资源均衡因子

由于不同生物生产性土地单位面积的生产力存在较大的差异,因此各类生物生产性土地面积须乘以一个均衡因子,以转换成统一的、可以相互比较的面积。

某种生物生产面积的均衡因子 ϕ_i 等于全球该类生物生产面积的平均生态生产力(AP_i)除以全球所有各类生物生产面积的平均生态生产力(AP),其公式为:

$$\phi_i = AP_i/AP \tag{9}$$

由于全球各类生物性产量的总平均值很难进行准确的计算,同时产量是逐年变化的,因此,生物生产面积的均衡因子难以有统一的标准^①。本文取黄林楠等根据 WWF2002 计算的水资源均衡因子作为计算值(表3)^[4]。

表3 水资源均衡因子^[4]

Table 3 Equivalence factor for water resources^[4]

生物生产性土地类型 Biologically productive land-use type	Chambers(2000)	WWF(2000)	WWF(2002)	EU(2002)
水域 Water area	0.06	0.06	0.35	0.06
水资源用地 Water resources land	6.97	7.78	5.19	8.20

表中数据出自黄林楠等(2008) The datas in this table are obtained from Huang Lin-Nan, et al (2008)

2 水资源可持续利用评价指标

2.1 人均水资源生态赤字和人均水资源生态盈余

某一区域的人均水资源生态足迹同其拥有的人均水资源生态承载力相比较,便产生人均水资源生态赤字(AED_w)和人均水资源生态盈余(AES_w)。由此可得:

$$AER_w = AEF_w - AEC_w \tag{5}$$

其中, AER_w 为人均水资源生态足迹与人均水资源生态承载力之差,当 $AER_w > 0$ 时,为人均水资源生态赤字;当 $AER_w < 0$ 时,为人均水资源生态盈余;当 $AER_w = 0$ 时,为水资源生态平衡。

2.2 水资源生态压力指数

利用人均水资源生态赤字与盈余来判断一个国家或地区水资源的可持续利用情况,有一个尺度问题。人均水资源生态盈亏不能作为区域间水资源可持续利用情况比较的评价指标,也不能反映生态环境所承受的压力强度的相对大小。为了衡量水资源生态压力强度的大小,本文引入了水资源生态压力指数,并将其定义为某一国家或地区人均水资源生态足迹与人均水资源生态承载力的比率,其计算公式为:

$$EPI_w = AEF_w/AEC_w \tag{6}$$

其中, EPI_w 为水资源生态压力指数。当 $0 < EPI_w < 1$ 时,表明该区域水资源供给量大于消费量,水资源开发利用处于安全状态;当 $EPI_w > 1$ 时,表明该区域水资源供给量小于消费量,未能实现水资源的可持续利用, EPI_w 越大,水资源安全受到的威胁就越大;当 $EPI_w = 1$ 时,表明该区域水资源供需均衡,水资源安全处于临界

① Mathis Wackernagel(2002)利用联合国粮农组织全球农业生态区(GAEZ)及国际应用系统分析研究所(IIASA)估计的土地最大潜在农作物产量的相关数据来计算各类土地的均衡因子,其研究结果表明,在过去40a中均衡因子只发生轻微调整^[14];因此,本文采用静态均衡因子是可取的

状态。

水资源生态压力指数是一个生态指数测度,能准确地测评社会经济系统对水资源的压力强度的相对大小,是一种理想的水资源可持续利用状况的测度方法。同时,水资源生态压力指数能把一个地区经济社会发展所需要的水资源耗费量与该地区的水资源承载力有机地结合起来,并以定量和指数的形式科学地进行水资源安全的等级测度。

2.3 万元 GDP 水资源生态足迹

为了客观衡量水资源的利用效率,本文引入万元 GDP 水资源生态足迹这一指标,将其定义为区域水资源生态足迹与区域国内生产总值(GDP)的比值,计算公式如下:

$$\text{万元 GDP 水资源生态足迹} = EF_w / \text{GDP} \quad (7)$$

万元 GDP 水资源生态足迹越大,水资源利用效率越低;反之,则利用效率越高。该指标可大致反映一国(或地区)的经济增长方式。

3 水资源生态足迹动态变化分析模型——ARIMA 模型构建

1970 年美国统计学家 Geopre E. P. Box 和英国统计学家 Gwilym M. Jenkins 提出了一整套关于时间序列分析预测与控制的方法,被称为 Box-Jenkins 建模方法,简称 B-J 方法。综合自回归移动平均(ARIMA)模型是其中最为重要的基本模型之一,ARIMA 模型的预测精度较高,适用于非平稳时间序列的短期预测。

考虑非平稳时间序列 y_t ,若能通过 d 次差分转换为平稳序列,即 $y_t \sim I(d)$,则:

$$w_t = \Delta^d y_t = (1 - B)^d y_t$$

w_t 为平稳序列,则可建立 ARMA(p, q) 模型:

$$\phi(B)w_t = \delta + \theta(B)\varepsilon_t$$

经 d 阶差分后的 ARMA(p, q) 模型称为 ARIMA(p, d, q) 模型,其一般表示形式为:

$$\phi(B)\Delta^d y_t = \delta + \theta(B)\varepsilon_t$$

其中, $\phi(B)$ 为自回归算子, $\theta(B)$ 为移动平均算子, p 为自回归模型的阶数, q 为移动平均模型的阶数, ε_t 为一个白噪声序列。

根据 ARIMA 模型建模流程,本文以计算所得的我国 1949 ~ 2007 年水资源生态足迹时间序列数据作为样本,首先检验其平稳性,并通过差分将其转换为平稳序列;通过分析样本序列特征进行模型定阶和参数估计;在对所建模型进行诊断检验后,将其用于我国水资源生态足迹的预测分析。

4 计算结果与分析

4.1 我国水资源生态足迹、生态承载力和生态赤字分析

根据水资源生态足迹及水资源生态承载力计算模型得出的结果显示,1949 ~ 2007 年,我国水资源生态足迹呈逐年递增的趋势,年均增长率达到 4.61%;而根据水利部门在 20 世纪 80 年代利用同步期(1956 ~ 1979 年)24a 资料所作的评价,我国水资源总量为 28124 亿 m^3 ,全国第二次水资源评价结果为 28405 亿 m^3 ,表明长期以来我国水资源生态承载力变动不大。在这种情况下,水资源生态足迹最终于 1996 年超过水资源生态承载力,导致水资源生态赤字的出现。

从人均水平来看,1949 ~ 2007 年,我国人均水资源生态承载力总体上呈下降态势,而人均水资源生态足迹则逐年上升,59a 间增长了 4.6 倍,年均增长率达到 3.02%,从而造成人均水资源生态赤字逐渐增大,呈现出与人均水资源生态足迹相似的变动趋势。1992 年至 1997 年是我国人均水资源生态足迹增长最快的时期,年均增长 6.02%。到 2007 年,我国人均水资源生态足迹达 1.9200 hm^2 ,而人均水资源生态承载力仅为 1.3335 hm^2 ,由此造成的生态赤字达到了 0.5865 hm^2 (图 1)。由此表明,我国水资源消费已大大超过了其承载力,水资源短缺问题日益凸显。

从人均水资源生态足迹的构成看,1949 ~ 1995 年,人均淡水生态足迹所占的比重大于人均水产品生态足迹,而从 1996 年起,我国人均水产品生态足迹便迅速超过人均淡水生态足迹,到 2007 年已达人均淡水生态足

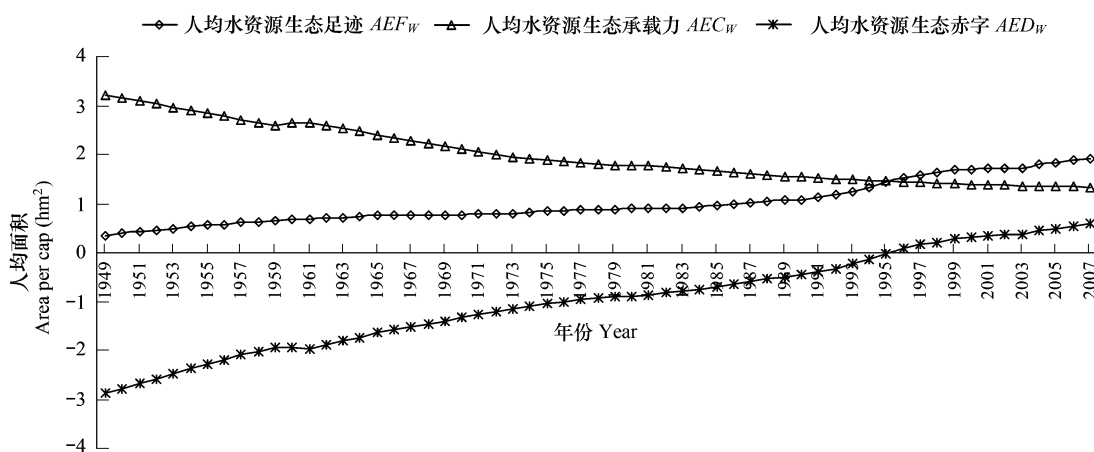


图1 我国人均水资源生态足迹、生态承载力和生态赤字的变动趋势

Fig. 1 Changing trend of water resources ecological footprint, ecological carrying capacity and ecological deficit in China (per capita)

迹的1.65倍,其原因为我国水产品消费量迅速增加,近60年间平均增长8.35%(图2)。

水资源生态足迹的增长表明我国对水资源的开发利用程度的增大,人口增长和以人均水资源生态足迹衡量的水资源消费水平的上升是其主要原因。1949~2007年,我国总人口由54157万人上升到132129万人,年均增长1.55%,而人均水资源生态足迹年均增长率达到3.02%,表明水资源消费水平上升对水资源生态足迹增长的影响大于人口增长的影响。其原因在于:一方面,社会经济发展对水资源的需求持续增长;另一方面,长期以来我国水资源开发利用效率不高,导致水资源耗费较大。而水资源生态赤字的产生是源于水资源生态足迹和生态承载力的非均衡式增长,其根源在于人口、消费、资源等要素发生变化导致生态系统非平衡状态的产生。

4.2 我国水资源生态压力指数分析

运用1949~2007年我国人均水资源生态足迹及生态承载力的计算结果,可计算水资源生态压力指数,用以测度水资源的可持续利用状况。从图3可知,1949~1995年,我国水资源生态压力指数逐年上升,但仍小于1,表明我国水资源开发利用尚处于安全状态,这是由于改革开放以来,我国人口计划生育实施比较成功,水资源相关政策得到较好落实,经济结构得到大力调整,使得我国水资源开发利用处于安全状态。然而,从1996年起,我国水资源生态压力指数突破1且总体上继续呈现上升态势^①,表明我国水资源处于一种不安全状态。随着社会发展,工业生产、农业生产及城镇生活对淡水资源需求的迅速增长和污染对淡水资源的急剧消耗,加大了我国对水资源的开发利用程度,我国水危机形势日益严峻。

4.3 水资源的利用效率分析

通过计算万元GDP水资源生态足迹,可以考察我国水资源利用效率的大小。由图4可知,我国万元GDP水资源生态足迹总体上呈下降态势。1952年,我国万元GDP水资源生态足迹需求为38.6636 hm²,2000年为

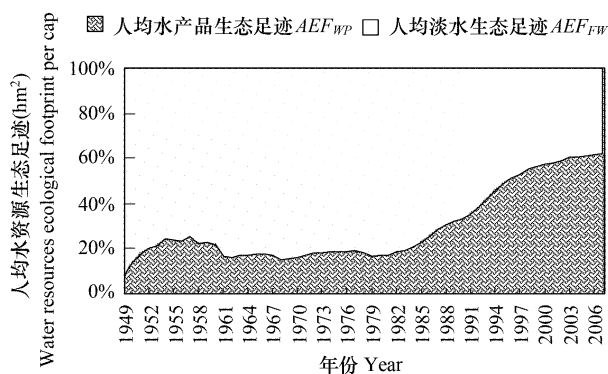


图2 我国人均水资源生态足迹构成的变动趋势

Fig. 2 Changing trend of the composition of water resources ecological footprint per capita in China

① 1998年,我国水资源总量为34107亿m³,比上年增长22%,使得我国水资源生态压力指数从上年的1.13降至0.96

2. 1593hm², 至 2007 年则进一步降为 1.0286 hm², 年均减少 6.38%。我国水资源利用效率近几年得到了显著提高, 其原因主要有, 一方面, 我国经济结构尤其是产业结构得到大力调整, 粗放型经济增长方式有所改善, 且对水资源的有效开发利用的重视程度增强; 另一方面, 技术要素在经济增长过程中的运用和改善减少了水资源的消耗, 提高了水资源的利用效率。

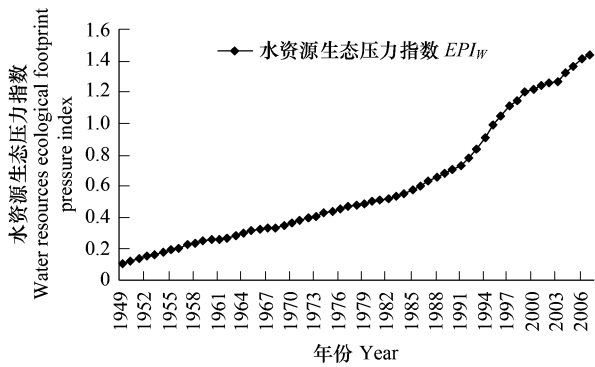


图3 我国水资源生态足迹压力指数的变动趋势
Fig. 3 Changing trend of the pressure index of water resources ecological footprint in China

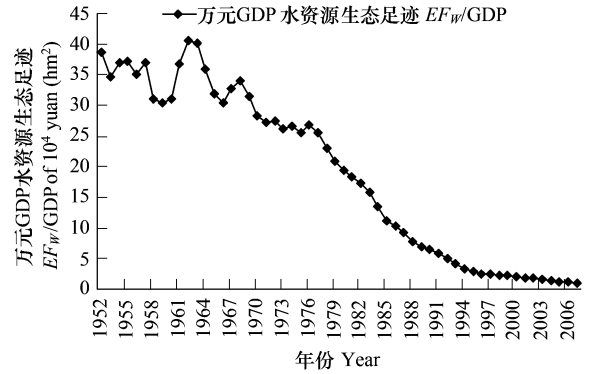


图4 我国历年万元 GDP 水资源生态足迹对比
Fig. 4 The comparison of water resources ecological footprint per 10⁴ yuan GDP in different years

4.4 ARIMA 模型估计与水资源生态足迹预测

4.4.1 序列平稳性检验与中心化处理

本文运用 ADF(augmented dickey-fuller)方法对人均水资源生态足迹时间序列数据的水平及其一阶差分形式的平稳性进行检验, 检验过程中滞后项的确定采用 SIC 准则, 检验结果表 4。

表 4 变量 ADF 单位根检验结果

Table 4 The result of ADF unit root test on certain variables

变量 Variable	ADF 检验统计量 ADF test statistic	临界值 Test critical values	显著性水平 (%) Significance level	单位根检验结论 Conclusion
AEF_w	-0.9025	-3.1739	10	非平稳 Stationary
ΔAEF_w	-3.1907	-2.9135	5	平稳 Non-stationary

本表运用 Eviews 软件得出(下同), Δ 表示一阶差分形式 This table is obtained by using Eviews (the same below), and Δ stands for first order difference

由表 4 可知, 人均水资源生态足迹 AEF_w 的水平序列在 10% 的显著性水平上是非平稳的, 而其一阶差分序列 ΔAEF_w 在 5% 的显著性水平上为平稳序列, 表明人均水资源生态足迹为一阶单整序列。通过对一阶差分后的数据进行中心化处理, 形成新的时间序列样本 X_i 。

4.4.2 ARIMA 模型的识别与建立

通过对 X_i 做自相关-偏自相关分析图(图 5)发现, 样本序列均表现出拖尾特性, 符合 $ARMA(p, q)$ 模型特征, 因此可建立 $ARIMA(p, d, q)$ 模型。

对于 $ARIMA(p, d, q)$ 模型中阶数 p, q 的确定, 本文首先根据自相关函数图和偏相关函数图的截尾和拖尾特性, 初步确定 p, q 的范围, 然后根据 AIC 和 SC 准则逐步筛选最优 p, q 值, 同时参考其他统计参数。

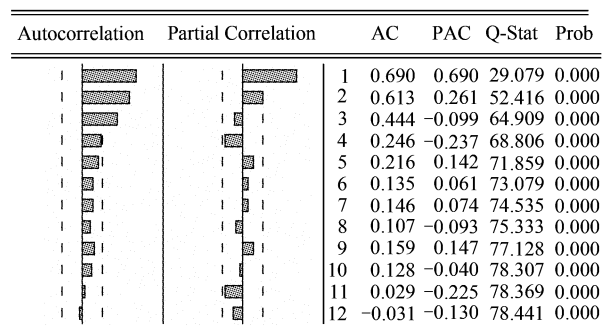


图 5 X_i 自相关-偏自相关分析图

Fig. 5 The correlogram of X_i

通过自相关-偏相关分析图可知,显著不为零的偏相关系数的个数为 2 或 4,所以取 $p = 2$ 或 4;显著不为零的自相关系数的个数为 3 或 4,所以取 $q = 3$ 或 4。因此,本文初步构建的模型为 ARIMA(2,1,3)、ARIMA(2,1,4)、ARIMA(4,1,3)及 ARIMA(4,1,4)。经反复比较,最终取 $p = 2, q = 3$,即 ARIMA(2,1,3)模型是最合适的模型,相关参数估计结果见表 5。

根据表 5,可建立如下 ARIMA(2,1,3)模型:

$$(1 + 0.201B - 0.305B^2)(1 - B)^2 y_t = (1 - 0.839B - 0.561B^2 - 0.686B^3) \varepsilon_t$$

$$S.E = 0.0155, AIC = -5.4097, SC = -5.2288$$

$$\text{Adjusted } R\text{-squared} = 0.5767, DW = 1.9647$$

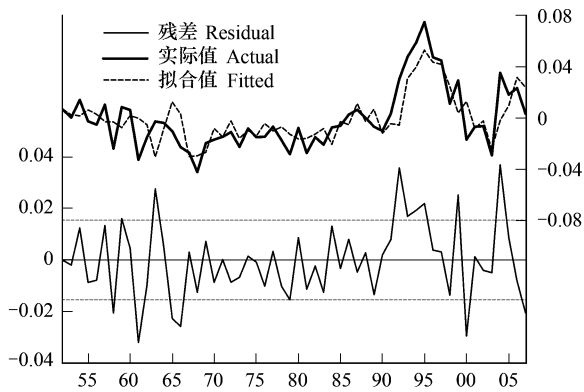


图6 ARIMA(2,1,3)模型拟合结果及残值变动

Fig. 6 The fitting and the residual of ARIMA(2,1,3) model

坐标轴左边刻度对应残差值,右边刻度对应实际值与拟合值。坐标轴的左右标目一致 The left tick mark of the axes corresponds residual, and the right tick mark of the axes corresponds actual and fitted. The left column head of the axes consists with the right

表 5 ARIMA(2,1,3)模型参数估计结果

Table 5 The parameters estimating result of ARIMA(2,1,3) model

变量 Variable	系数 Coefficient	标准误 Std. Error	T 统计量 T-Statistic	P
AR(1)	-0.2013	0.1689	-1.1919	0.2388
AR(2)	0.3050	0.1673	1.8226	0.0742
MA(1)	0.8394	0.1244	6.7480	0.0000
MA(2)	0.5612	0.1732	3.2411	0.0021
MA(3)	0.6856	0.1256	5.4577	0.0000

4.4.3 ARIMA 模型的检验与预测

根据上述 ARIMA(2,1,3)模型进行拟合得到的结果及残差变化结果如图 6 所示。从图中可以看出,模型的拟合值和实际值的变动具有较好的一致性,同时模型的残差值较小,表明模型通过了适应性检验,因此模型拟合得较为理想。

然而,从严格意义来讲,通过观测图形判断残差是否为白噪声过程的做法是不够严谨的,需要进一步的检验。通过对模型的残差序列进行 ADF 检验(表 6),表明残差序列在 1% 的显著性水平上为白噪声过程。

此外,可以通过作出残差序列的自相关-偏自相关分析图来检验残差是否为白噪声序列。分析可知,自相关函数和偏相关函数均落在置信区间内,残差序列为白噪声过程。综合上述分析,可确定 ARIMA(2,1,3)模型为最佳模型。

运用上述 ARIMA(2,1,3)模型对 2001 ~ 2007 年我国人均水资源生态足迹进行预测,平均预测误差(绝对值)仅为 0.54%,因此可以认为应用此模型对我国人均水资源生态足迹进行短期预测是可行的。从表 7 可知,2008 ~ 2012 年我国人均水资源生态足迹呈逐年上升趋势,其影响因素主要有如下 3 个方面:第一,经济社会发展对淡水资源的消耗较大,虽然我国用水量增速减缓,但用水总量依然逐年上升,工业、农业生产和城镇生活用水量的迅速增加导致了我国人均水资源生态足迹的上升。第二,由于生活水平的提高,水产品的

表 6 模型残差序列的单位根检验结果

Table 6 The result of ADF unit root test on the residual

检验指标 Test index	T 统计量 T-Statistic	P
ADF 检验统计量 ADF test statistic	-7.2239	0.0000
显著性水平(1%) Significance level	-3.5527	

需求不断增加,因此需要更多的水域面积进行渔业养殖,以满足增长的水产品需求;第三,经济在大幅度增长的同时,也对水资源环境产生了极大影响。工业生产及农业生产所产生的大量工业废水、生活污水和富含农药化肥的农田径流严重污染了水体,加剧了水资源的紧缺状况,污染导致的水资源消耗问题不容忽视。因此,在水资源总量有限的形势下,我国应制定有效的水资源消耗战略,以确保水资源安全和水资源的可持续利用。

5 结论及建议

本文运用所构建的水资源生态足迹和生态承载力计算模型,对我国 1949 ~ 2007 年水资源可持续利用状况作出客观的评价,并通过构建 ARIMA 模型预测了我国 2008 ~ 2012 年的人均水资源生态足迹,据此分析其变动趋势。研究认为,1949 ~ 2007 年,我国人均水资源生态承载力总体上呈下降态势,而人均水资源生态足迹则逐年上升,水资源短缺问题日益凸显。运用 ARIMA(2,1,3)模型的预测结果表明,未来几年,我国人均水资源生态足迹将继续呈上升态势,水危机形势将日益严峻。

水资源生态足迹和生态承载力模型为定量评测水资源的可持续利用状况提供了一种新思路。然而,由于学术界对水资源账户细类划分及水资源生态足迹计算方法的研究较少,差异性很大,因此本文提出的计算模型还有待进一步检验和完善,而且由于统计

数据的缺失,本文在计算水资源生态足迹时暂未考虑水污染生态足迹。随着经济社会的不断发展,水污染问题及由其引致的环境损失和治理投入将使水资源的可持续利用面临更为严峻的挑战。同时,由于水资源生态足迹的变动受到社会经济系统多方面因素的影响以及 ARIMA 模型本身的局限性,因此,虽然本文构建的 ARIMA(2,1,3)模型通过了适应性检验,能较好地拟合我国人均水资源生态足迹的变动趋势,但只能进行短期预测。

尽管存在一些方法上的不足,但历年水资源生态足迹和生态承载力的计算结果仍然能够表明我国水资源的危机形势及水资源的可持续利用状况。因此,为根本扭转我国目前的水资源危机形势,改善水资源的可持续利用状况,首先必须提高行为主体的资源保护意识,改善生产和生活消费方式,建立水资源节约型的社会生产和消费体系;其次应通过采用生物高新技术和节水设施技术,依靠科技进步提高水资源的利用效率,使粗放型、消耗型的水资源利用方式向集约型、节约型转变;最后,考虑到水污染问题对水资源可持续利用的影响,在推进清洁生产,减少污水排放的同时,应促进污水的资源化,通过污水的重复利用,减少水资源的需求总量,以实现水资源可持续利用的目标。

References:

[1] William E R. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out? *Environment and Urbanization*, 1992, 4 (2): 121 — 130.

[2] Wackenagel M, William E R. *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. Gabriola Island, B. C. : New Society Publishers, 1996. 2 — 17.

[3] Wu Z F, Hu Y H, Li D Q, *et al.* Analyzing and modeling temporal variation of water ecological footprint in Guangzhou City of China. *Resources Science*, 2006,28(5):152 — 156.

[4] Huang L N, Zhang W X, Jiang C L, *et al.* Ecological footprint method in water resources assessment. *Acta Ecologica Sinica*, 2008,28(3):1279 — 1286.

[5] Hong H, Fu N. Study on ecological footprint and ecological carrying capacity of water resources. *Shanxi Architecture*, 2007,33(30):200 — 201.

表 7 我国人均水资源生态足迹实际值与预测值的比较

Table 7 The comparison of the actual value and the forecast of water resources ecological footprint

年份 Year	实际值(hm ² /cap) The actual value	预测值(hm ² /cap) The forecast	相对误差 Relative error(%)
2001	1.7109	1.7131	0.13
2002	1.7319	1.7341	0.12
2003	1.7302	1.7406	0.60
2004	1.7927	1.7599	-1.83
2005	1.8384	1.8138	-1.34
2006	1.8891	1.8676	-1.14
2007	1.9200	1.9141	-0.31
2008	-	1.9377	-
2009	-	1.9507	-
2010	-	1.9637	-
2011	-	1.9894	-
2012	-	2.0126	-

- [6] Long A H, Xu Z M, Zhang Z Q. Estimate and analysis of water footprint in northwest China, 2000. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2003, 25(6):692—700.
- [7] Ma J, Wang D X, Lai H L, *et al.* Water footprint-An application in water resources research. *Resources Science*, 2005, 27(5):96—100.
- [8] Deng X J, Xie S Y, Wang L Y, *et al.* Calculation and analysis of urban water footprint: a case study of Shanghai City. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 2008, 3(1):62—68.
- [9] Zhang Y. China's water resources and sustainable development. Nanning: Guangxi Science and Technology Publishing House, 2000. 2—3.
- [10] Ke L D. Study on the water resources countermeasures in the zero increase transitional stage of total national water consumption — Discussing the layout basis of South-to-North Water Diversion Project concurrently. *Ground Water*, 2001, 23(3):105—112.
- [11] Ke L D. Analysis on the state of water consumption and its development in China from 1949 to 2000 — A continuation of the layout basis of South-to-North Water Diversion Project. *Ground Water*, 2002, 24(3):125—131.
- [12] Redefining Progress. Ecological footprint analysis [EB/OL]. <http://www.rprogress.org/programs/sustainability-indicatoras/ef/>, 2004-07-16.
- [13] Zhang Y. Water crisis and water saving in the 21st century China. *Advances in Science and Technology of Water Resources*, 1997, 17(2):2—9.
- [14] Liu Y H, Peng X Z. Time series of ecological footprint in China between 1962—2001: calculation and assessment of development sustainability. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(10):2257—2262.

参考文献:

- [3] 吴志峰, 胡永红, 李定强, 等. 城市水生态足迹变化分析与模型. *资源科学*, 2006, 28(5):152—156.
- [4] 黄林楠, 张伟新, 姜翠玲, 等. 水资源生态足迹计算方法. *生态学报*, 2008, 28(3):1279—1286.
- [5] 洪辉, 付娜. 浅谈水资源生态足迹和生态承载力的研究. *山西建筑*, 2007, 33(30):200—201.
- [6] 龙爱华, 徐中民, 张志强. 西北四省(区)2000年的水资源足迹. *冰川冻土*, 2003, 25(6):692—700.
- [7] 马静, 汪党献, 来海亮, 等. 中国区域水足迹的估算. *资源科学*, 2005, 27(5):96—100.
- [8] 邓晓军, 谢世友, 王李云, 等. 城市水足迹计算与分析——以上海市为例. *亚热带资源与环境学报*, 2008, 3(1):62—68.
- [9] 张岳. 中国水资源与可持续发展. 南宁: 广西科学技术出版社, 2000. 2—3.
- [10] 柯礼聘. 全国总用水量向零增长过渡期的水资源对策研究——兼论南水北调工程的规划基础. *地下水*, 2001, 23(3):105—112.
- [11] 柯礼聘. 1949—2000年中国用水状况及发展分析——续论南水北调工程的规划基础. *地下水*, 2002, 24(3):125—131.
- [13] 张岳. 中国21世纪水危机与节水. *水利水电科技进步*, 1997, 17(2):2—9.
- [14] 刘宇辉, 彭希哲. 中国历年生态足迹计算与发展可持续性评估. *生态学报*, 2004, 24(10):2257—2262.