

基于变权灰色云模型的江苏省水环境系统脆弱性评价¹

赵毅¹, 徐绪堪^{1,2}, 李晓娟¹

(1. 河海大学统计与数据科学研究所, 江苏常州 213022; 2. 江苏省数据工程与知识服务重点实验室, 江苏南京 210023)

【摘要】: 水环境系统脆弱性是水资源利用与生态环境研究的热点问题, 通过研究水环境系统的内在机理, 综合考虑影响水环境系统脆弱性的资源、环境、经济、社会等因素, 借助驱动力-压力-状态-影响-响应-管理(DPSIRM)框架构建水环境系统脆弱性评价指标体系。在此基础上, 构建基于变权灰色云模型的评价方法, 对 2004~2014 年江苏省水环境系统脆弱性进行评价。结果表明: 2004~2014 年水环境系统脆弱性指数由 47.056 提高到 63.210, 脆弱性等级由“重度脆弱”演化为“中度脆弱”, 并长期维持在“中度脆弱”等级, 2014 年出现了向“轻度脆弱”状态转变的趋势。分析各个子系统对水环境系统脆弱性影响程度可知, 影响子系统和响应子系统对江苏省水环境脆弱性系统的影响程度逐年增加; 而压力子系统和治理子系统对水环境系统脆弱性的影响程度逐年下降; 其它子系统对水环境系统脆弱性的影响维持在一定水平小幅度波动。

【关键词】: 水环境系统脆弱性 DPSIRM 变权模型 灰色云模型 江苏省

【中图分类号】: TV213.4 **【文献标识码】:** A **【文章编号】:** 1004-8227(2018)11-2463-09

DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201811008

20 世纪 90 年代以来, 随着全球气候温暖化以及人类活动的不断加强, 水环境系统受其影响脆弱性增强, 适应气候变化的资源、环境、社会问题等成为国内外学者的研究热点^[1]。非脆弱的水环境系统能通过本身的恢复能力维持系统稳定运转; 对于处于脆弱状态的水环境系统, 采取一定的措施, 不断降低水环境系统的脆弱性, 能有效降低水环境灾害发生的风险^[2]。中国改革开放的前 20a 采用“粗放型”的经济增长模式, 忽视人、自然和经济的和谐发展, 导致了水资源短缺和水质恶化等问题^[3,4]。在 2001 年制定的第十个五年计划中, 水资源综合管理首次得到政策性的重视, 在随后发布的与水环境相关的重要政府文件都旨在改善水环境系统, 较少有学者去验证政策实施效果^[5]。因此, 对水环境系统脆弱性进行科学、全面的评估是非常必要的, 以确定水环境系统运行状态是否健康, 更为水环境相关政策的制定提供科学依据。

国内外学者围绕水环境脆弱性的概念脆弱图的编制^[8]、脆弱程度评价^[7,9,10]等方面的研究取得了丰硕成果。目前定量化的评价方法主要通过建立指标体系, 确定指标权重, 运用不同的数理方法得出脆弱性指数大小, 判断该地区的水环境系统脆弱性程度^[11,12]。指标体系构建方法主要包括系统论方法^[7]和基于固定模型的框架法, 其中基于固定模型的框架法又分

¹收稿日期: 2018-03-13; 修回日期: 2018-06-26

基金项目: 国家社会科学基金(17BTQ055); 江苏省研究生科研与实践创新计划项目(KYCX17_0550); 河海大学中央高校业务费(2017B748X14, 2017B34814)

作者简介: 赵毅(1993~), 男, 硕士研究生, 主要从事水资源经济研究. E-mail: yizhao93@foxmail.com

通讯作者 E-mail: 7549830@qq.com

PSR(Pressure-State-Response, PSR) 模型^[12]、DPSIR(Drivingforce-Pressure-State-Impact-Response, DPSIR) 模型^[13]以及 DPSIRM(Drivingforce-Pressure-State-Impact-Response-Management, DPSIRM) 模型^[14]。权重确定方法主要包括熵权法^[15, 16]、混合权重法^[11]等常权方法。对于水环境系统脆弱性评价主要包含定性和定量两类方法, 代表性方法有随机森林法^[17], 模糊综合评价^[19, 20], 主成分分析法^[21]、投影寻踪法^[22]、系统动力法^[23]等。从研究角度来看, 研究水环境系统脆弱性的学者大多对水资源脆弱性^[24]、水资源承载力^[25]和水灾害承载力^[26]进行单一子系统研究, 具有一定的局限性。

尽管已经有较多学者对水环境系统脆弱性进行研究, 但仍然有 3 方面可以进行完善: (1) 水环境系统脆弱性是一个复杂的系统问题, 各个子系统之间相互作用, 相互影响, 迫切需要构建一个较为完整的指标体系刻画系统各个要素间的关系。(2) 水环境系统是一个动态开放的自然系统, 脆弱性伴随其发展的整个生命周期, 当水环境的抗干扰能力低于某一阈值时, 水环境系统脆弱性增强。不同影响因素在不同时期作用不同, 因此, 影响因素的权重也应该伴随时间动态变化。(3) 评价指标较多且存在复杂的非线性关系, 在评价分级过程中难以让所有指标同时符合某一等级标准, 结果存在不确定性; 确定评价等级后, 某一指标可能同时属于某两个等级, 评价存在模糊性。为了解决上述问题, 本文借助 DPSIRM 模型构建水环境系统指标体系, 提出结合惩罚性变权理论的灰色云模型; 将云模型引入灰色白化权函数中, 解决系统评价过程中存在的不确定性和模糊性问题; 引入变权状态向量修正客观权重, “惩罚”不合格指标, 体现评价对象的主动性, 同时也解决了影响因素权重的动态变化问题。

1 研究材料和方法

1.1 研究区域

江苏省位于 116° 18' ~121° 57' E, 30° 45' ~35° 20' N, 地处中国大陆东部沿海地区, 境内水网密布, 河湖众多, 年平均降雨量 782~1150mm。但由于其特殊的地理位置和气候, 江苏省呈现本地水资源不足、降水时空分布不均等特征, 人均水资源拥有量不足 500m³/人。从 2014 年水资源质量来看, 优于三类水断面仅占总量的 36%, 氨氮、化学需氧量严重超标。江苏省经济总量大、发展速度快, 但同时也面临严重的水环境问题, 2004~2014 年间万元工业增加值 167.8m³/万元, 万元工业产值氨氮排放量 0.75kg/万元, 远高于上海和浙江^[12]。随着“最严格水资源管理制度”的实施和江苏省水生态文明城市试点建设的推进, 对水环境系统脆弱性进行科学的评估, 有利于水环境政策的科学落地, 对水利相关部门的政策实施提供有力依据。

1.2 研究方法

水环境系统脆弱性是一个动态演变的过程, 为了使得评价模型更为科学、合理, 本文的研究思路为: (1) 基于 DPSIRM 框架模型建立水环境脆弱性评价指标体系, 并对各个指标的阈值进行确定; (2) 确定各个指标的基础权重, 借助惩罚性变权法对低于阈值的因子进行调整, 确定各个时期的指标权重; (3) 利用正态灰色云白化权模型对评价等级量化; (4) 结合变权权重进行评价指标的灰云评价, 得到最终评价结果。

1.2.1 水环境系统脆弱性指标体系构建和数据来源

在已有研究的基础上^[10~12]根据科学性、综合性、系统性、可操作性原则, 本文基于 DP-SIRM 构建的水环境系统包括驱动力子系统、压力子系统、状态子系统、影响子系统、响应子系统和治理子系统 6 部分, 如表 1 所示。本文界定的水环境脆弱性指数越大, 表示水环境的抵御能力越强。对于正向指标, 指标值越大, 水环境的脆弱性越小; 对于反向指标则情况相反。

对水环境系统脆弱性指标的否定水平主要依据以下原则制定: ①采用国家和国际已有标准, 如《全国人民小康生活水平的国家标准》、《国家级生态县、生态市、生态省建设指标》、《全国水生态文明城市评价指标体系(试行)》、《江苏基本实现现代化指标体系(试行)》、《城市居民生活用水量标准》、《关于实行最严格水资源管理制度的意见》等; ②依据现有水环境与经济发展的理论; ③参考已有研究成果, 文献[11]、[26]、[28]、[32]等; ④咨询水利、农业、环保等领域专家打分确定。

研究数据来自于 2004~2014 年《中国水资源公报》、《中国统计年鉴》以及《中国环境统计年鉴》，部分无法直接获取的数据采用公式计算，少量缺失数据采用移动平均法进行插补，涉及到经济因素的指标均进行平减处理，剔除价格变动因素。

目标层	指标层	单位	指标性质	基础权重	否定水平	确定依据
驱动力子系统	人均 GDP (U ₁)	万元	正向	0.050 2	1.5	①
	人口密度 (U ₂)	人/km ²	反向	0.054 4	517	①
	城镇化率 (U ₃)	%	正向	0.053 7	55	①③
压力子系统	城镇人均生活用水量 (U ₄)	L/d	反向	0.048 6	180	①
	生态环境用水量 (U ₅)	亿 m ³	正向	0.040 9	2	②④
	第三产业产值占比 (U ₆)	%	正向	0.051 8	50	①③
	每亩耕地施用化肥 (折纯量) (U ₇)	kg	反向	0.052 6	17	①③
状态子系统	人均水资源量 (U ₈)	m ³	正向	0.056 0	1 700	①
	降雨量 (U ₉)	mm	正向	0.055 8	970	①
	河流断面劣于Ⅲ类水占比 (U ₁₀)	%	反向	0.054 0	25	③
	水库湖泊超标断面占比 (U ₁₁)	%	反向	0.052 8	25	③
	水功能区水质达标率 (U ₁₂)	%	正向	0.052 0	30	③
影响子系统	万元工业增加值耗水量 (U ₁₃)	m ³ /万元	反向	0.053 3	65	①
	万元工业产值氨氮排放量 (U ₁₄)	kg/万元	反向	0.052 1	5	①③
	万元工业产值 COD 排放量 (U ₁₅)	kg/万元	反向	0.054 5	5	①③
响应子系统	耕地实际灌溉亩均用水量 (U ₁₆)	m ³	反向	0.053 5	384	④
	工业污水处理达标率 (U ₁₇)	%	正向	0.053 3	90	①
管理子系统	建成区绿化率 (U ₁₈)	%	正向	0.056 8	50	③
	环境污染治理投资占 GDP 比重 (U ₁₉)	%	正向	0.053 7	2	④

1. 2. 2 变权模型构建

(1) 指标标准化。为了消除量纲的影响，对水环境系统的各个指标进行标准化处理。借鉴功效系数法 [28] 对各个指标进行标准化，对于效益型指标（越大越优型）和成本型指标（越小越优型）分别用公式（1）和（2）进行标准化：

$$u_i = \begin{cases} 1 - \frac{M_i}{U_i} \times 0.15, & U_i \geq M_i \\ \frac{U_i}{M_i} \times 0.85, & 0 < U_i < M_i \end{cases} \quad (1)$$

$$u_i = \begin{cases} 1 - \frac{U_i}{M_i} \times 0.15, & 0 < U_i \leq M_i \\ \frac{M_i}{U_i} \times 0.85, & M_i < U_i \end{cases} \quad (2)$$

式 (1) 和 (2) 中：u_i 表示标准化后的值；U_i 表示指标值；M_i 表示指标的否定水平。

(2) 构造惩罚性状态变权向量。水环境系统脆弱性需要对较差的“瓶颈”指标进行惩罚，以便于查找对脆弱性影响程度大的指标，而指数型状态向量参数设置灵活、拓展性强 [27]，所以结合水资源系统脆弱性特点，构造惩罚型状态变权向量如下所示：

$$S_i(U) = \begin{cases} e^{-\varepsilon(u_i - \gamma)}, & u_i \leq \gamma \\ 1, & u_i > \gamma \end{cases} \quad (3)$$

式(3)中： ε 为惩罚因子； γ 为脆弱性指标标准化后脆弱与否的阈值。当 $0 \leq u_i \leq \gamma$ 时， u_i 对应的权重越大， u_i 的值变小，因此加权和变小，达到对指标 i 惩罚的目的；当 $\gamma \leq u_i \leq 1$ 不对指标进行惩罚。参考已有研究成果^[30]， ε 确定为 0.81547， γ 确定为 0.85。

(3) 惩罚型变权权重的确定。借助熵权法确定基础权重，如表 1 所示。将变权向量 $W(U) = (w_1(U), w_2(U), w_3(U), \dots, w_i(U))$ 表示为常权向量 W 和状态变权向量 $S(U)$ 的归一化的 Hadamard 乘积。基于惩罚性变权的水环境系统脆弱性权重公式如下：

$$\begin{aligned} W(U) &= \frac{(w_1 S(U), w_2 S(U), w_3 S(U), \dots, w_i S(U))}{\sum_{n=1}^i w_i S_i(U)} \\ &= \frac{w_i S_i(U)}{\sum_{n=1}^i w_i S_i(U)} \end{aligned} \quad (4)$$

1.2.3 正态灰色云白化权模型构建

云模型是定性语言概念与定量数值表示之间的不确定转换模型，基于正态云模型在自然社会科学和生产活动中具有良好的普适性和独特的数学性质 [29]。本文用正态云模型取代传统白化权函数，得到正态灰色云白化权模型，简称灰色云模型。

正态灰色云模型数字特征 (Ex , En , He)。其中：

$$Ex = (C_{\max} + C_{\min}) / 2 \quad (5)$$

$$En = (C_{\max} - C_{\min}) / 2.355 \quad (6)$$

$$He = \varepsilon \quad (7)$$

式中： Ex 表示灰色云的顶峰，即隶属度为 1 的点； $C_{\max}$ 和 $C_{\min}$ 分别为灰色云的左右边界； En 是灰色云的熵，表示灰色云边界的模糊程度的大小； He 表示灰色云的超熵，表示灰色云等级边界的随机程度大小， ε 表示对熵的不确定性的度量，依据经验确定。

其 $f_i^j(U)$ 表示 i 指标属于 j 等级适度正态灰色云白化权函数，计算公式如(8)所示，记为 $[Ex^j, En^j, He^j]$ ：

$$f_i^j(U) = \begin{cases} e^{-\frac{(U-Ex)^2}{2(En)^2}}, & x \in [C_{\min}, C_{\max}] \\ 0, & U \notin [C_{\min}, C_{\max}] \end{cases} \quad (8)$$

上限正态灰色云白化权函数，计算公式如(9)所示，记为 $[(Ex^j, En^j, He^j), -]$ ：

$$f_i^j(U) = \begin{cases} e^{\frac{-(U-Ex)^2}{2(En)^2}}, & U \in [Cmin, Ex] \\ 1, & U \in [Ex, Cmax] \\ 0, & U \notin [Cmin, Cmax] \end{cases} \quad (9)$$

下限正态灰色云白化权函数，计算公式如 (10) 所示，记为 $[-, (Ex^j, En^j, He^j)]$ ：

$$f_i^j(U) = \begin{cases} 1, & U \in [Cmin, Ex] \\ e^{\frac{-(U-Ex)^2}{2(En)^2}}, & U \in [Ex, Cmax] \\ 0, & U \notin [Cmin, Cmax] \end{cases} \quad (10)$$

1.2.4 灰色云白化权综合隶属度

(1) 各个指标隶属度。灰色云隶属度描述了评价指标数据对各个等级的隶属度。由于灰色云模型的随机性，所以每次计算结果产生一个灰色云滴，对产生的所有灰色云滴的隶属度进行归一化处理，得到最终隶属度 $f_i^j(U_i)$ ，即：

$$f_i^j(U_i) = [f_{i1}^j(U_i) + f_{i2}^j(U_i) + \dots + f_{im}^j(U_i)] / m \quad (11)$$

式中： $f_{im}^j(U_i)$ 表示第 m 次计算的灰色云隶属度，本文 m 取值为 1 000。

(2) 综合隶属度，计算研究对象 p 关于评价等级 j 的综合隶属度 θ_i^j ，即：

$$\theta_p^j(U_i) = \sum_{i=1}^n f_i^j(U_i) w(U_i) \quad (12)$$

式中： $f_{ij}(U_i)$ 表示 i 指标属于 j 子类的隶属度， $w(U_i)$ 为指标 i 的变权权重。

1.2.5 评价等级以及脆弱指数的确定

根据最大隶属度原则，若

$$\max \{ \theta_p^j \} = \theta_p^{j^*}, j \in \{1, 2, 3, 4\} \quad (13)$$

则评价对象 p 属于评价等级 j^* 。

在相关文献研究的基础上^[30, 31]，将脆弱性指数分为 4 个相等的区间，设定脆弱指数为 100，则评价对象 p 的脆弱性指数为 S_p ：

$$S_p = \sum_{k=1}^4 \theta_p^k \times \frac{100}{4} \times (4 + 1 - k), \quad k = 1, 2, 3, 4 \quad (14)$$

比较脆弱性指数值 S_p 的大小，可进一步对同一等级的各个评价对象所处状态进行排序。

2 结果与分析

2.1 水环境系统脆弱性评价灰色云模型构建

本文将水环境系统脆弱性分为 4 个等级^[30]:微脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱。根据国家相关标准以及专家意见,确定等级边界[Cmin,Cmax],由公式(5)~(10)计算灰色云模型的各个参数,评价标准如表 2 所示。

表 2 水环境系统脆弱性评价标准

Tab. 2 Grading criterion of water environmental system vulnerability

指标	微脆弱 (I)	轻度脆弱 (II)	中度脆弱 (III)	重度脆弱 (IV)
U ₁	[(8, 1.123, 0.001); -]	[3.5, 1.699, 0.001]	[1.25, 0.212, 0.001]	;(0.5, 0.425, 0.001)]
U ₂	[-; (150, 127.389, 0.01)]	[408.5, 92.144, 0.01]	[1008.5, 417.410, 0.01]	[(2250, 636.943, 0.01); -]
U ₃	[(92.5, 6.369, 0.001); -]	[70, 12.739, 0.001]	[42.5, 10.616, 0.001]	(15, 12.734, 0.001)]
U ₄	[-; (75, 63.694, 0.01)]	[165, 12.739, 0.01]	[200, 16.985, 0.01]	[(260, 33.970, 0.01); -]
U ₅	[(15, 4.246, 0.001); -]	[7, 2.548, 0.001]	[3, 0.849, 0.001]	[-; (1, 0.849, 0.001)]
U ₆	[(80, 8.493, 0.001); -]	[60, 8.493, 0.001]	[40, 8.493, 0.001]	;(15, 12.739, 0.001)]
U ₇	[-; (8.5, 7.219, 0.001)]	[20.5, 2.972, 0.001]	[27, 2.548, 0.001]	[(55, 21.231, 0.001); -]
U ₈	[(3000, 424.628, 0.05); -]	[2100, 339.702, 0.05]	[1100, 509.554, 0.05]	[-; (250, 212.314, 0.05)]
U ₉	[(1550, 212.314, 0.03); -]	[1135, 140.127, 0.03]	[610, 305.732, 0.03]	;(125, 106.157, 0.03)]
U ₁₀	;(15, 12.739, 0.03)]	[45, 12.739, 0.03]	[75, 12.739, 0.03]	[(95, 4.246, 0.03); -]
U ₁₁	[-; (15, 12.739, 0.001)]	[45, 12.739, 0.001]	[75, 12.739, 0.001]	[(95, 4.246, 0.001); -]
U ₁₂	[(95, 4.246, 0.001); -]	[75, 12.739, 0.001]	[45, 12.739, 0.001]	[-; (15, 12.739, 0.001)]
U ₁₃	;(32.5, 27.601, 0.03)]	[105, 33.970, 0.03]	[172.5, 23.355, 0.03]	[(232.5, 27.601, 0.03); -]
U ₁₄	[-; (0.15, 0.127, 0.001)]	[0.45, 0.127, 0.001]	[0.75, 0.126, 0.001]	[(1.2, 0.255, 0.001); -]
U ₁₅	[-; (1.5, 1.274, 0.001)]	[4, 0.849, 0.001]	[7.5, 2.123, 0.001]	[(12.5, 2.123, 0.001); -]
U ₁₆	[-; (170, 144.374, 0.05)]	[362, 18.684, 0.05]	[407.5, 19.958, 0.05]	[(505.5, 63.270, 0.05); -]
U ₁₇	[(99, 0.849, 0.0001); -]	[94, 3.397, 0.0001]	[72.5, 14.862, 0.0001]	;(27.5, 12.355, 0.0001)]
U ₁₈	[(70, 8.493, 0.0001); -]	[55, 4.246, 0.0001]	[37.5, 10.616, 0.0001]	[-; (12.5, 10.616, 0.0001)]
U ₁₉	[(5, 1.699, 0.0001); -]	[2.5, 0.425, 0.0001]	[1.5, 0.425, 0.0001]	[-; (0.5, 0.425, 0.0001)]

2.2 江苏省水环境系统脆弱性评价结果

采用水环境系统脆弱性评价模型计算得到 2004~2014 年江苏省水环境系统脆弱性等级,如表 3 所示。在样本考察期内,江苏省水环境系统脆弱性指数总体呈增长趋势,从 47.056 稳定提升到 63.210,2012 年出现小幅度波动,水环境系统脆弱性指数降到 57.867,2012 年后,水环境系统脆弱性指数维持较高增长趋势,说明 2012 年江苏省发布的《关于实行最严格水资源管理制度的实施意见》产生了实质性的效果。从评价等级的角度来看,江苏省水环境系统的脆弱性等级经历了“重度脆弱”到“中度脆弱”的变化过程,2004 年江苏省水环境系统脆弱性处于“重度脆弱”等级,而 2005~2014 年 10a 间,江苏省水环境系统脆弱性长期处于“中度脆弱”等级,说明江苏省水环境系统的脆弱等级同“微脆弱”还有一定距离,需要举全省之力,贯彻落实《江苏省地表水(环境)功能区划》、《江苏省地表水(环境)功能区纳污能力和限制排污总量意见》等一系列水环境保护政策,全员参与,积极推动节水型以及水生态文明城市的建设。

表 3 2004~2014 年江苏省水环境系统脆弱性评价结果

年份	综合隶属度				综合等级	脆弱指数
	微脆弱	轻度脆弱	中度脆弱	重度脆弱		
2004	0.047	0.089	0.467	0.496	IV	47.056
2005	0.034	0.154	0.495	0.330	III	47.939
2006	0.043	0.154	0.553	0.290	III	50.665
2007	0.066	0.154	0.563	0.245	III	52.496
2008	0.056	0.196	0.566	0.224	III	54.159
2009	0.066	0.255	0.503	0.228	III	56.496
2010	0.083	0.280	0.445	0.233	III	57.373
2011	0.106	0.251	0.482	0.201	III	58.634
2012	0.094	0.241	0.501	0.214	III	57.867
2013	0.141	0.209	0.546	0.211	III	62.391
2014	0.147	0.311	0.438	0.130	III	63.210

2.3 “驱动力-压力-状态-影响-响应-管理”各子系统评价指数分析²

在样本考察期内,江苏水环境驱动力子系统脆弱性指数总体呈上升趋势,并可以分为3个阶段,2004~2008年处于“中度脆弱”等级,脆弱性指数由7.041缓慢提升到8.278;2009~2013年处于“轻度脆弱”等级,脆弱性指数由8.681提高到10.760;2014年处于“中度脆弱”等级,脆弱性指数降低到10.105,分析驱动力子系统相关指标发现,江苏省经济发展迅速,人均GDP由4.277万元提高到10.380万元;城镇化进程不断加快,城镇化率由48.2%提高到65.21%;人口密度的变化却是微乎其微。江苏省水环境压力子系统脆弱性指数呈先上升后下降再上升的震荡趋势,2004~2010年间一直处于“重度脆弱”等级,2011~2014年间脆弱性等级在“中度脆弱”和“重度脆弱”之间交替变化,对指标进行分析,城镇人均生活用水量在11a间未发生较大幅度的变化,在202~237L/d之间变化;生态环境用水量变化幅度较大,在2.7~13.9亿m³/a之间变化;第三产业产值稳步提升,由35%提升到47%;每亩耕地施用化肥量在46.52~48.92kg之间变化,远远高于中国生态乡镇建设要求的化肥施用强度标准17kg/km²[32],这也是压力子系统长期处于“重度脆弱”等级的重要因素之一。江苏省水环境状态子系统脆弱性指数表现为震荡上升的趋势,最低为15.039,最高为18.880,分析指标发现,人均水资源拥有量在274~653m³之间变化,远低于国际公认的用水紧张线1700m³,“资源型”缺水状况显著;分析河流断面劣于瓜类水占比指标发现,虽然劣于瓜类水占比在考察期内有小幅下降,但河流断面的水样调查结果中依然有67%的河流属于劣于瓜类水,河流污染严重,这也是影响状态子系统长期处于“中度脆弱”等级的重要原因之一;从水库湖泊超标断面占比来看,经过不懈的努力,指标值已经由2004年的73.9%大幅度降低到2014年的18.7%,说明了江苏对于水库湖泊污染的治理取得了显著的效果。江苏省水环境影响子系统脆弱性指数总体呈增长趋势,2004~2005年间处于“重度脆弱”等级,2006~2009年间处于“中度脆弱”等级,2010年处于“轻度脆弱”等级,2011~2013年处于“中度脆弱”等级,2014年处于“轻度脆弱”等级。2011年国务院印发了《关于加快水利改革发展的决定》,决定提出要实行最严格的水资源管理制度,水资源保护政策的实施有效提高了用水效率,基本耗水强度指标万元工业增加值用水量由237m³/万元降低到135m³/万元;2012年万元工业增加值用水量低至117m³/万元;万元工业产值COD排放量降低幅度显著,由11.06kg/万元降低到6.31kg/万元。江苏省水环境响应子系统脆弱性指数由4.372提升到8.209,经历了2004~2011年的“重度脆弱”、2012~2013年的“中度脆弱”、2014年的“轻度脆弱”3个阶段。2014年耕地实际亩均用水量比2004年降低了155m³;工业污水处理达标率保持在98%的较高水平,且在不断提高。江苏省水环境管理子系统脆弱性指数由5.917提升到6.228,长期处于“中度脆弱”等级,从相关指标来看,建成区绿化率有微小的增长,11a间增长了3.1%;环境污染治理投资占GDP比重基本在1.3%波动,一直以来低于国际认可的能有效改善环境的最低投入2%^[33]。

² 本文在数据分析过程中所使用的数据均来源于《中国水资源公报》、《中国统计年鉴》以及《中国环境统计年鉴》,受篇幅限制,没有将指标数据列出,如果读者有需要,可以向作者索取。

2004-2014 年“驱动力-压力-状态-影响-响应-管理”各子系统对水环境系统脆弱性的影响比重如图 1 所示, 分析发现, 压力子系统对水环境系统脆弱性的影响比重略有下降, 2014 年比 2004 年下降 18.13%, 说明社会经济对水环境系统脆弱性的压力降低, 对水资源的需求压力在减小, 人们的节水环保意识在逐渐增强; 影响子系统对水环境系统脆弱性的影响比重逐年上升, 2014 年比 2004 年提高了 49.03%, 说明水环境、自然与社会的供需矛盾越来越严重, 改善水质型缺水现状势在必行; 响应子系统对水环境脆弱性的影响比重逐年提高, 2014 年比 2004 年提高了 39.78%, 说明水环境保护政策实施效果显著; 管理子系统对水环境脆弱性的影响比重逐年下降, 2014 年比 2004 年下降了 21.64%, 而贡献率降低的主要原因在于环境治理投资 11a 间变化幅度不明显。驱动力和状态子系统对水环境系统脆弱性的影响变化不明显, 保持在一定水平小幅波动。

年份	驱动力子系统		压力子系统		状态子系统		影响子系统		响应子系统		管理子系统	
	等级	指数	等级	指数	等级	指数	等级	指数	等级	指数	等级	指数
2004	III	7.041	IV	8.878	IV	15.784	IV	5.065	IV	4.372	III	5.917
2005	III	7.462	IV	9.076	III	15.039	IV	5.328	IV	4.992	III	6.041
2006	III	8.016	IV	9.261	III	15.454	III	7.053	IV	5.201	III	5.732
2007	III	8.014	IV	9.325	III	16.212	III	8.056	IV	5.251	III	5.611
2008	III	8.278	IV	9.030	III	15.875	III	9.747	IV	5.308	III	5.791
2009	II	8.681	IV	8.561	III	17.689	III	9.882	IV	6.301	III	5.382
2010	II	9.199	IV	8.517	III	17.400	III	10.405	IV	6.249	III	5.603
2011	II	9.330	III	9.776	III	17.558	III	8.596	IV	6.359	III	5.696
2012	II	9.440	IV	9.050	III	17.099	III	8.919	III	7.535	III	5.824
2013	II	10.760	III	10.121	III	17.240	III	9.181	III	8.862	III	6.226
2014	III	10.105	IV	9.643	III	18.880	II	10.137	II	8.209	III	6.228

3 结论

(1) 基于 DPSIRM 概念框架, 综合考虑社会经济、水资源禀赋、水资源利用效率等因素构建了区域水环境系统脆弱性评价体系, 将水环境系统划分为驱动力子系统、压力子系统、状态子系统、影响子系统、响应子系统和 管理子系统六部分。

(2) 采用变权灰色云模型的评价方法, 很好的解决了评价过程中的不确定性、模糊性以及动态性问题, 并对江苏省 2004~2014 年水环境系统脆弱性综合评价, 包含各个子系统评价, 更准确的反映客观事实, 为区域水环境系统改善提供科学依据。

(3) 2004~2014 年江苏省水环境系统脆弱性呈下降趋势, 说明社会、人与自然之间的关系在由“不协调”状态逐渐向“协调”状态演进, 社会经济发展正在向可持续发展模式转变。

参考文献:

[1] 李昌彦, 王慧敏, 佟金萍, 等. 气候变化下水资源适应性 系统脆弱性评价——以鄱阳湖流域为例[J]. 长江流域资源与环境, 2013, 22(02) : 172-181.

LI C Y, WANG H M, TONG J P, et al. Vulnerability assessment of water resources adaptive system facing climate change—a case of the Poyang Lake basin [J]. Resources and Environment in Yangtze Basin, 2013, 22(02) : 172-181.

[2] 崔胜辉, 洪华生, 黄云凤, 等. 生态安全研究进展 U]. 生态学报, 2005, 25(4) : 861-868.

CUI S H, HONG H S, HUANG Y F, et al. Progress of the ecological security research [J]. Acta Ecological Sinica, 2005 , 25(4) : 861-868.

[3] DONG H, GENG Y, FUJITA T, et al. Uncovering regional disparity of China' s water footprint and inter-provincial virtual water flows[J]. Science of the Total Environment, 2014, 500- 501: 120-130.

[4] CAI J, YIN H, VARIS O. Impacts of industrial transition on water use intensity and energy-related carbon intensity in China: a spatio-temporal analysis during 2003 - 2012 [J]. Applied Energy, 2016, 183: 1112-1122.

[5] CAI J, VARIS O, YIN H. China' s water resources vulnerability: A spatio-temporal analysis during 2003 - 2013 [J]. Journal of Cleaner Production. 2017, 142: 2901-2910.

[6] 刘佳骏, 董锁成, 李泽红. 中国水资源承载力综合评价研究[J]. 自然资源学报, 2011, 26(02): 258-269.

LIU J J, DONG S C, LI Z H. Comprehensive evaluation of China, s water resources carrying capacity [J]. Journal of Natural Resources, 2011, 26(02) : 258-269.

[7] 张学真, 胡安焱. 水资源研究中的系统思维[J]. 水资源保护, 2006, 22(2) : 84-87.

ZHANG X Z, HU A Y. Systemic thinking in water resources research [J]. Water Resources Protection, 2006, 22 (2): 84-87.

[8] 林山杉, 武健强, 张勃夫. 地下水环境脆弱程度图编图方法研究[J]. 水文地质工程地质, 2000(03): 6-8.

LIN S S, WU J Q, ZHANG B F. Study on drawing method of underground water environmental vulnerability map [J]. Hydro-geology & Engineering Geology, 2000(03) : 6-8.

[9] 阮本清, 韩宇平, 王浩, 等. 水资源短缺风险的模糊综合评价[J]. 水利学报, 2005, 36(08): 906-912.

RUAN B Q, HAN Y P, WANG H, et al. Fuzzy comprehensive assessment of water shortage risk [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2005, 36(08) : 906-912.

[10] 潘争伟, 金菊良, 刘晓薇, 等. 水资源利用系统脆弱性机理分析与评价方法研究[J]. 自然资源学报, 2016, 31 (09) : 1599-1609.

PAN Z W, JIN J L, LIU X W, et al. Mechanism and evaluation method of water resources utilization system vulnerability [J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(09) : 1599-1609.

[11] 马海良, 施陈玲, 王蕾. 城镇化进程中的江苏水资源承载力研究——基于组合赋权和升半 r 型分布函数[J]. 长江流域资源与环境, 2016, 25(11) : 1697-1703.

MA H L, SHI C L, WANG L. The research of water environmental carrying capacity in the process of urbanization in Jiangsu—based on combination of empowerment and half liter of r distribution function [J]. Resources and Environment

in Yangtze Basin, 2016, 25(11) : 1697-1703.

[12] 潘争伟, 金菊良, 吴开亚, 等. 区域水环境系统脆弱性指标体系及综合决策模型研究[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(04) : 518-525.

PAN Z W, JIN J L, WU K Y, et al. Research on the indexes and policy-decision-making models of regional water environmental system vulnerability [J]. Resources and Environment in Yangtze Basin, 2014, 23(04) : 518-525.

[13] 曹琦, 陈兴鹏, 师满江. 基于 DPSIR 概念的城市水资源安全评价及调控[J]. 资源科学, 2012, 34(08): 1591-1599.

CAO Q, CHEN X P, SHI M J. Evaluation of water resources security in the urban area and regulating methods based on DPSIR: A case of Zhangye city [J] • Resources Science, 2012, 34(08) : 1591-1599.

[14] 张峰, 杨俊, 席建超, 等. 基于 DPSIRM 健康距离法的南四湖湖泊生态系统健康评价[J]. 资源科学, 2014, 36 (4) : 831-839.

ZHANG F, YANG J, XI J C, et al. Ecosystem health assessment of Nansihu lake based on DPSIRM and health distance model[J]. Resources Science, 2014, 36(4) : 831-839.

[15] 罗军刚, 解建仓, 阮本清. 基于熵权的水资源短缺风险模糊综合评价模型及应用 U]. 水利学报, 2008, 39(09): 1092-1097.

LUO J G, XIE J C, RUAN B Q. Fuzzy comprehensive assessment model for water shortage risk based on entropy weight [J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2008, 39(09): 1092 - 1097.

[16] SUNT, ZHANG H, WANG Y. The application of information entropy in basin level water waste permits allocation in China [J]. Resources, Conservation and Recycling. 2013, 70: 50-54.

[17] 康有, 陈元芳, 顾圣华, 等. 基于随机森林的区域水资源可持续利用评价[J]. 水电能源科学, 2014, 32(03): 34-38.

KANG Y, CHEN Y F, GU S H, et al. Assessment of sustainable utilization of regional water resources based on random forest [J]. Water Resources and Power, 2014, 32 (03): 34-38.

[18] 高超, 梅亚东, 吕孙云, 等. 基于 AHP-Fuzzy 法的汉江流域水资源承载力评价与预测[J]. 长江科学院院报, 2014, 31(09): 21-28.

GAO C, MEI Y D, LU S Y, et al. Assessment and prediction of water resources carrying capacity based on AHP-Fuzzy method: a case study on hanjiang river basin [J]. Journal of Yangtze River Scientific Research Institute, 2014, 31 (09): 21-28.

[19] WANG J, DIAO M, YUE K. Optimization on pinch point temperature difference of ORC system based on AHP-Entropy method [J]. Energy, 2017, 141: 97-107.

[20] 许朗, 黄莺, 刘爱军. 基于主成分分析的江苏省水资源承载力研究[J]. 长江流域资源与环境, 2011, 20(12): 1468-1474.

XU L, HUANG Y, LIU A J. Study on the carrying capacity of water resources in Jiangsu province based on the principal component analysis [J]. Resources and Environment in Yangtze Basin, 2011, 20(12) : 1468-1474.

[21] 董四方, 董增川, 陈康宁. 基于 DPSIR 概念模型的水资源 系统脆弱性分析[J]. 水资源保护, 2010, 26(04): 1-3.

DONG S F, DONG Z C, CHEN K N. Analysis of water resources system vulnerability based on DPSIR conceptual model [J]. Water Resources Protection, 2010, 26 (04): 1-3.

[22] 王西琴, 高伟, 曾勇. 基于 SD 模型的水生态承载力 模拟优化与例证 U]. 系统工程理论与实践, 2014, 34 (05) : 1352-1360.

WANG X Q, GAO W, CENG Y. Methods and case study on water ecological carrying capacity using SD model [J]. Systems Engineering Theory & Practice, 2014, 34 (05) : 1352 - 1360.

[23] 潘争伟, 金菊良, 刘晓薇, 等. 水资源利用系统脆弱性机 理分析与评价方法研究[门]. 自然资源学报, 2016, 31 (09) : 1599-1609.

PAN Z W, JIN J L, LIU X W, et al. Mechanism and evaluation method of water resources utilization system vulnerability [J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(09) : 1599-1609.

[24] 程超, 童绍玉, 彭海英, 等. 滇中城市群水资源生态承 载力的平衡性研究[J]. 资源科学, 2016, 38(08): 1561- 1571.

CHEN C, TONG S Y, PENG H Y, et al. Ecological carrying capacity of water resources in the central Yunnan urban agglom-eration area [J]. Resources Science, 2016, 38(08) : 1561- 1571.

[25] 汪朝辉, 王克林, 熊鹰, 等. 湖南省洪涝灾害脆弱性评 估和减灾对策研究[J]. 长江流域资源与环境, 2003, 12(06) : 586-592.

WANG C H, WANG K L, XIONG Y, et al. Assessment of the vulnerability of flood-waterlogging disaster and countermeasures of disaster reduction in Hunan province [J]. Resources and Environment in Yangtze Basin, 2003 , 12(06) : 586-592.

[26] 张路路, 郑新奇, 张春晓, 等. 基于变权模型的唐山城市 脆弱性演变预警分析[J]. 自然资源学报, 2016, 31(11): 1858-1870.

ZHANG LL, ZHENG XQ, ZHANG C X, et al. Early-warning of urban vulnerability in Tangshan city based on variable weight model [J]. Journal of Natural Resources, 2016, 31(11): 1858-1870.

[27] 李德清, 李洪兴. 变权决策中变权效果分析与状态变权向量的确定[J]. 控制与决策, 2004, 19(11): 1241-1245.

LI D Q, LI H X. Analysis of variable weights effect and selection of appropriate state variable weights vector in decision making [J] . Control and Decision, 2004, 19 (11) : 1241 - 1245.

[28] 吴冠岑, 牛星. 土地生态安全预警的惩罚型变权评价模 型及应用——以淮安市为例[J]. 资源科学, 2010, 32(05) : 992-999.

WU G C, NIU X. Application of an evaluation model based on punishing carriable weight for early warning of land ecological security [J]. Resources Science, 2010, 32(05) : 992-999.

[29] 李德毅, 刘常昱. 论正态云模型的普适性[J]. 中国工程科学, 2004, 6(08) : 28-34.

LI D Y, LIU C Y. Study on the universality of the normal cloud model [J]. Engineering Science, 2004, 6(08) : 28-34.

[30] 徐绪堪, 赵毅, 成春阳. 西安市水资源可持续利用预警 分级[J]. 水资源保护, 2017, 33(05): 25-30.

XU X K, ZHAO Y, CHEN C Y. Early-warning grading of sustainable utilization of water resources in Xi ' an City [J]. Water Resources Protection, 2017 , 33(05) : 25-30.

[31] 王雁凌, 张雪佼, 阎敬民. 基于变权灰云模型的风电场并网技术性综合评价[J]. 电网技术, 2013, 37(12): 3546- 3551.

WANG Y L, ZHANG X J, YAN J M. Weight-varying gray cloud model based comprehensive evaluation on technical performance of overall grid-integration of wind farm [J]. Power System Technology, 2013, 37(12) : 3546-3551.

[32] 刘钦普. 中国化肥施用强度及环境安全阈值时空变化[J]. 农业工程学报, 2017, 33(06) : 214-221.

LIU Q P. Spatio-temporal changes of fertilization intensity and environmental safety threshold in China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(06): 214-221.

[33] 孙红梅, 王雪. 我国环保投入财税政策的现状及启示[J]. 中国环保产业, 2014(10) : 21-24.

SUN H M, WANG X. Status quo and revelation of finance and tax policy of environmental protection input in China[J]. China Environmental Protection Industry, 2014(10) : 21 -24.