

王刚, 严登华, 杜秀敏, 等. 基于水资源系统的流域干旱风险评价——以漳卫河流域为例[J]. 灾害学, 2014, 29(4): 98–104. [Wang Gang, Yan Denghua, Du Xiumin, et al. Drought Risk Assessment Based on Water Resources System: a Case Study in Zhangwei River Basin [J]. Journal of Catastrophology, 2014, 29(4): 98–104.]

基于水资源系统的流域干旱风险评价

——以漳卫河流域为例*

王刚^{1,2}, 严登华², 杜秀敏³, 于志磊², 申丽霞⁴, 翁白莎²

(1. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037; 2. 中国水利水电科学研究院水资源研究所, 北京 100038;
3. 山西省张峰水库建设管理局, 山西 太原 030002; 4. 水利部海委漳河上游管理局, 河北 邯郸 056006)

摘要: 基于风险理论, 从水资源系统的角度剖析流域干旱风险的构成, 分别从降水、用水和水利工程调节的角度讨论构建干旱致灾因子的危险性指标、干旱承灾体的暴露性指标以及干旱孕灾环境的脆弱性指标, 建立流域干旱风险评价方法框架, 并以漳卫河流域为例进行了应用研究。评价结果表明, 漳卫河流域 13 个评价单元中, 有 4 个评价单元属于高风险区, 3 个单元属于低风险区, 其他 6 个单元为中等风险区。各评价单元的干旱危险性因子指标值差别不大, 流域干旱高风险区的主要贡献因素是较大的用水需求和缺乏稳定的供水水源。

关键词: 干旱风险评价; 危险性; 暴露性; 脆弱性; 水资源系统; 漳卫河流域

中图分类号: P42; X43 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000–811X(2014)04–0098–07

doi: 10.3969/j.issn.1000–811X.2014.04.019

干旱由于其发生频次高、持续时间长、影响范围广、后延影响大, 对经济社会、农业生产和生态环境的危害非常大^[1–2]。当前尽管在干旱监测、预测和旱灾减缓等方面有了很大进步, 但旱灾依然是很多地区面临的主要自然灾害之一^[3]。干旱风险分析和干旱风险区划是识别干旱高发区进而优先实施减缓措施以降低旱灾损失的关键步骤之一。目前这方面的研究较多, 如刘航等^[4]和赵静等^[5]建立干旱灾害风险分析模型, 分别对我国淮河流域和豫北地区进行干旱分析评价和区划。干旱风险分析和风险管理正在取代传统的危机管理模式, 成为灾害学研究的新趋势^[6]。相对于干旱监测、模拟和干旱频率分析, 干旱风险分析和脆弱性评价在干旱研究中较少^[7]。目前的干旱风险定量评价主要基于灾害系统论和风险分析理论, 将干旱灾害风险分为致灾因子的危险性、承灾体的暴露性和脆弱性 3 个要素, 先分别构建各要素的风险因子, 再通过加和或乘积两类概念模型对各因子的风险值进行综合^[8–9]。其中, 致灾因子的危险性是对干旱自然属性的描述, 而承灾体的暴露

性和脆弱性则是描述地球表层系统和经济社会系统对干旱影响的敏感性和恢复力。

由于降水持续减少是干旱发生的最直接原因, 当前也多基于降水资料选择相应的干旱指数(如标准化降水指数 SPI、干旱 Z 指数、降水距平百分率等)进行干旱识别及等级强度的划分^[10–13]。而地球表层系统和经济社会系统相对复杂, 不同学者对脆弱性理解不同, 所选取的评价指标也不尽相同, 这就导致评价结果的差异。如 Shahid 和 Behrawan^[10]在对孟加拉国西部的干旱风险评价中, 所构建的脆弱性因子选取了人口密度、性别比例、贫困人口比例、农业人口比例、水浇地占耕地比例、土壤含水量、农作物产量 7 个指标。张峰等^[14]应用灾害风险理论对中国干旱风险评价中, 则选取了耕地面积、灌溉面积、作物产量、GDP 密度、人口密度 5 个脆弱性指标。干旱的本质是缺水, 而缺水的机理是来水的不稳定性和来水过程与需水过程的不匹配性, 可以从水资源的供需平衡分析的角度选择最能反映干旱本质的指标进行风险评价。

* 收稿日期: 2014–03–11 修回日期: 2014–04–15

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(“九七三”计划)项目“气候变化对黄淮海地区水循环的影响机理和水资源安全评估”(2010CB951102); 国家自然科学基金面上项目“基于水资源系统的广义干旱风险评价与风险区划研究”(51279207)

作者简介: 王刚(1985–), 男, 河南平顶山人, 博士, 主要从事气候变化下水资源综合应对研究。

E-mail: Gangwanan@163.com

通讯作者: 严登华(1976–), 男, 安徽太湖人, 教授级高级工程师, 主要从事气候变化下水资源综合应对、生态水文学及地理信息技术应用等研究。E-mail: denghuay@gmail.com

我国位于亚洲季风气候区,加之三级阶梯的地形结构和多样的地貌特征,从根本上决定了旱涝事件广发、频发的特征。漳卫河流域属于海河流域的一个三级水资源分区,是我国最为缺水的流域之一,受干旱的影响尤为严重,轻度及以上等级干旱的发生频次约为 32.7%,且容易发生夏秋连旱和冬春连旱^[15],选择该流域为研究区具有一定的典型性。本文从干旱的一般定义出发,在剖析水资源系统干旱风险构成的基础上,构建风险因子指标,建立流域干旱风险评价方法框架。进而选取漳卫河流域,以流域气象站点月降水系列资料和水资源三级区套地级市供用水数据为支撑,评价了各单元的干旱风险,为流域干旱风险管理和水资源综合应对提供借鉴。

1 水资源系统的干旱风险构成

基于风险理论,干旱风险是由干旱致灾因子的危险性、承灾体的暴露性和孕灾环境的脆弱性三部分组成。水资源系统可以认为是由水源及供水、用户及需水和水资源配置与调度三部分组成的复杂系统(图 1),这三部分分别与干旱危险性因子、暴露性因子和脆弱性因子相对应。干旱的发生首先是由大范围持续性的降水减少引起,进一步地影响到水循环的全过程,包括引起土壤水分短缺、河川径流量减少、湖泊水位下降、地下水的枯竭等,从而导致可利用水资源量和可供水量的减少。受季风气候影响,降水时空分布不均匀,降水、径流呈现丰枯交替变化或丰、枯水年成组出现,随机变化特征显著。从水资源系统的角度,干旱产生影响还与用水户对水资源的需求有关,用户对水资源的需求量越大,干旱期间在可供水量有限、没有有效降水补充的情况下,缺水情势就越严重,干旱的影响程度就越大。另外,干旱应对措施,尤其是水利工程群对水资源的调节,是应对干旱的关键途径。在水利工程群支撑下,通过合理的水资源配置与调度,可在一定程度上降低天然来水的不确定性,满足用户需水的不确定性,从而降低水资源系统的脆弱性,降低干旱风险。但各地区水利工程条件及其运行管理水平决定其只能应对有限的干旱程度。降水与径流的随机性、需(用)水量的刚性增长及其与来水过程在时空上的不匹配性、水资源配置与调度对干旱的有限应对性共同构成了水资源系统的干旱风险。

2 干旱风险评价方法

本文分别从降水、用水和水利工程调节的角度讨论构建干旱致灾因子的危险性指标、干旱承灾体的暴露性指标以及干旱孕灾环境的脆弱性

指标。

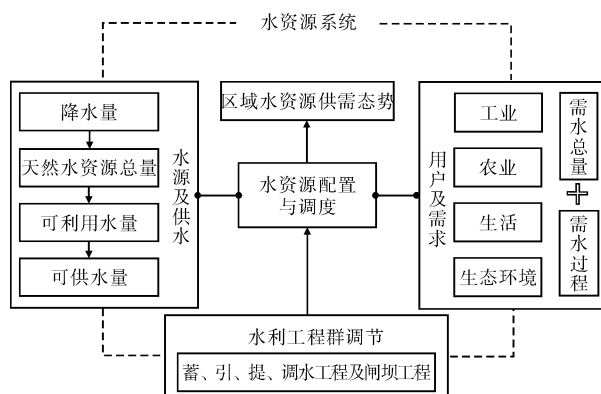


图 1 水资源系统的构成

2.1 干旱危险性因子

本文采用标准化降水指数(Standard Precipitation Index, *SPI*)识别干旱的发生过程。*SPI* 最早是由 McKee 等人^[16]提出的。由于降水一般不服从正态分布,而是一种偏态分布,所以采用伽马分布概率来描述降水量的变化。标准化降水指数就是在计算出某时段降水量的伽马分布概率之后,再进行正态标准化处理,最后使用标准化降水累积频率来划分干旱等级。由于 *SPI* 方法简单,并且可以灵活选取降水的时间尺度进行短期和长期干旱的分析,所以在降水分析和干旱监测、评估中, *SPI* 在世界范围内得到了广泛应用。本文计算 *SPI* 选用的时间尺度是 3 个月。

干旱历时和强度是反映干旱影响的两个最重要的特征变量。基于 *SPI* 指数,结合游程理论确定干旱过程及其历时、强度。McKee 等将 $SPI \leq -1$ 作为发生干旱的划分标准,实际上,一些干旱的 *SPI* 值没有达到 -1,但由于干旱历时较长,其影响可能会大于那些 *SPI* 低于 -1 但干旱历时较短的干旱过程。根据 Shiau^[17]的研究,本文将 *SPI* 持续小于 0 的时段,即降水小于平均值的时段作为干旱历时,并将相应时段的 *SPI* 值累加,作为对应干旱过程的干旱强度。为了便于表达,将干旱强度取正,其表达式如下:

$$S = - \sum_{i=1}^D SPI_i \quad (1)$$

式中: D 、 S 分别表示一次干旱过程的历时和强度。

这样,便可以从 *SPI* 系列中提取出以历时和强度为特征变量的每个干旱过程。然后将每个干旱过程重新组成一个新的数据样本,基于 copula 函数构建干旱二重变量分布,来评估每次干旱过程的发生概率。

$$F_{D,S}(d,s) = C(F_D(d), F_S(s)) \quad (2)$$

式中: F_D 、 F_S 分别是干旱历时和干旱强度的累积分布函数; $F_{D,S}$ 是干旱历时、强度的二重联合分布函数; C 为某种类型的 copula 函数。

本文采用经验 copula 来估计具有干旱历时 d 和

干旱强度 s 的干旱过程的发生概率。经验 copula 是一种基于等级 (rank-based) 的经验联合概率, 其表达式如下:

$$C_n\left(\frac{i}{n}, \frac{j}{n}\right) = \frac{m}{n}. \quad (3)$$

式中: n 为样本大小, m 为同时满足 $d \leq d_{(i)}$ 和 $s \leq s_{(j)}$ 的样本 (d, s) 的对数, 这里 $d_{(i)}, s_{(j)}$ ($1 \leq i, j \leq n$) 分别为干旱过程样本中依次排列的干旱历时和强度。

具有较长干旱历时和 (或) 干旱强度的干旱过程, 其发生概率越大, 干旱对缺水问题的影响程度就越大。为便于不同评价单元的干旱危险性比较分析, 将每个计算单元在评价时段内的所有干旱过程的频率累加, 来评估干旱总的影响, 其算式如下:

$$P_k = \sum_{r=1}^{N_k} P(d_r, s_r). \quad (4)$$

式中: $P(d_r, s_r)$ 为具有干旱历时 d_r 和干旱强度 s_r 的第 r 次干旱过程的发生概率; N_k 为第 k 个评价单元总的干旱事件次数; P_k 为第 k 个评价单元的所有干旱过程的发生概率之和。

参考文献 [11] 的方法, 将 P_k 进行归一化处理, 使其变化区间为 $[0, 1]$, 从而得到干旱危险性评价指标 DHI , 用下式表示:

$$DHI_k = 1 - \left(\frac{\max(P) - P_k}{\max(P) - \min(P)} \right)^\alpha. \quad (5)$$

式中: DHI_k 为第 k 个评价单元的干旱危险性指标, $0 \leq DHI_k \leq 1$; $\max(P)$ 、 $\min(P)$ 分别为干旱发生总概率的最大值和最小值; α 为系数, 取 $\alpha = 1$ 时, 得到线性的归一化结果, 取 $\alpha > 1$ 和 $\alpha < 1$ 时, 分别得到较大的 DHI 和较小的 DHI 值。为了增加不同评价单元之间干旱危险性因子的区分度, 本文取 $\alpha = 2$ 。

2.2 干旱暴露性因子

区域的用水需求越大, 受到干旱缺水的潜在威胁就大。由于需水量计算相对复杂, 可通过各用水户的用水量来间接反映区域的用水需求。生态用水比例很小, 暂不考虑, 利用农业、工业、生活用水量之和定义干旱暴露性因子, 其中农业用水需求有一定的弹性, 适度的缺水不会造成非常严重的后果, 而工业和生活用水对缺水几乎没有耐受度, 所以有较高的用水保证率要求。因此, 对于农业用水乘上小于 0 的修正系数, 以区分与工业和生活用水需求的差别。表达式如下:

$$U = \beta U_a + U_i + U_d. \quad (6)$$

式中: U_a 、 U_i 、 U_d 分别为农业、工业和生活用水量; β 为农业用水权重系数, $\beta \leq 1$; U 为加权的用水总量。

同样, 对 U 进行归一化处理, 以得到 0-1 的暴露性指标值 DEI , 用下式计算:

$$DEI_k = 1 - \left(\frac{\max(U) - U_k}{\max(U) - \min(U)} \right)^\alpha. \quad (7)$$

式中: DEI_k 为第 k 个评价单元的干旱暴露性指标, $0 \leq DEI_k \leq 1$; $\max(U)$ 、 $\min(U)$ 分别为加权用水总量

的最大值和最小值; α 为系数, 意义同上, 本文取 $\alpha = 2$ 。

2.3 干旱脆弱性因子

干旱的脆弱性主要是对区域应对干旱能力的度量, 从水资源系统的角度, 脆弱性主要取决于供水水源的稳定性。如果水利工程群具有较强的调节能力, 能够通过对天然径流的调蓄保证干旱期的供水需求, 则水资源系统的脆弱性就较小, 反之, 水利工程群的调节能力差, 供水水源就容易受到干旱的影响, 水资源系统的脆弱性就越大。一个地区的供水水源主要由地表水和地下水两类, 地表水供水量又根据供水工程的类型进一步细分为蓄、引、提、调工程供水量。根据前文对于不同工程供水类型和功能定位的分析, 蓄水工程 (主要指水库) 可以在丰水期存储较多的水量, 在枯水期分配给用户使用, 从而减轻干旱期间河道径流下降对引提水工程供水的影响, 调水工程可以通过从水资源相对充沛的流域/区域向缺水地区输水, 有效补充本地水资源的不足, 在一定程度上降低本地水资源系统的脆弱性。地下水受降水影响相对较小, 地下水库的调节能力可为干旱期供水提供一定的保障。但超采地下水会导致一系列的生态环境问题, 因此, 超采的地下水量不应列为稳定供水水源的供水量。综上分析, 可将不稳定的供水水源供水量占总供 (用) 水量的比值定义为干旱脆弱性指标, 其表达式如下:

$$V = \frac{S_s + \max\{S_c - S_y, 0\}}{U_a + U_i + U_d}. \quad (8)$$

式中: S_s 为直接从河道取水的引提水工程供水量; S_c 、 S_y 分别为地下水水源供水量和地下水的可开采量计算, 两者之差为超采的地下水资源量, 受资料所限时, S_y 也可以用多年平均浅层地下水资源量代替; V 为不稳定水源供水率。

采用同样的归一化方法对 V 进行处理, 得到干旱脆弱性评价指标 DVI , 其表达式如下:

$$DVI_k = 1 - \left(\frac{\max(V) - V_k}{\max(V) - \min(V)} \right)^\alpha. \quad (9)$$

式中: DVI_k 为第 k 个评价单元的干旱脆弱性指标, $0 \leq DVI_k \leq 1$; $\max(V)$ 、 $\min(V)$ 分别为不稳定水源供水率的最大值和最小值; α 为系数, 意义同上, 本文取 $\alpha = 2$ 。

2.4 干旱风险因子

干旱风险是干旱危险性、干旱暴露性和干旱脆弱性三者的综合, 干旱风险因子一般通过干旱危险性因子、干旱暴露性因子和干旱脆弱性因子三者的乘积构建。因此干旱风险指标 DRI 可用下式表示:

$$DRI_k = DHI_k \times DEI_k \times DVI_k. \quad (10)$$

式中: DRI_k 为第 k 个评价单元的干旱风险指标。

通过对干旱危险性指标、暴露性指标和脆弱性指标的归一化处理, 干旱风险指标值应该介于 0 和 1 之间。某区域为干旱高风险区意味着该区域容易受

干旱的影响,也即该地区容易发生较严重的干旱,或有较大的用水需求,或缺乏稳定的供水水源,或者是以上几种情景的综合。干旱风险是客观存在的,除非干旱暴露性指标为0(即 $DEI = 0$,区域没有用水需求)或干旱脆弱性指标为0(即 $DVI = 0$,区域所有供水水源均可控)。

3 应用实例

3.1 研究流域概况

漳卫河流域位于海河流域南部,属于南运河水系的一部分,流域面积约 3.53 万 km^2 ,地理坐标为 $112.44^\circ \sim 115.34^\circ \text{ E}$, $35.01^\circ \sim 37.62^\circ \text{ N}$ (图2)。流域地势总体上西高东低,地貌类型主要为山地和平原,分别占流域总面积的74%和26%。漳卫河流域属于温带大陆性季风气候,具有四季分明、雨量集中、雨热同期等特点,多年平均气温 12.3° C ,多年平均降水量约 562.8 mm 。根据海

河流域水资源公报,漳卫河流域多年平均地表径流量为 31.4 亿 m^3 ,不重复地下水资源量 15 亿 m^3 ,水资源总量 46.4 亿 m^3 。流域内有关河、后湾、漳泽、岳城、盘石头、小南海等6座大型水库,总库容 27.13 亿 m^3 ,中型水库25座,总库容 8.03 亿 m^3 。引水工程665处,提水工程3 058处,引、提水工程的设计供水能力分别为 26.97 亿 m^3 、 11.84 亿 m^3 [18]。另外流域内有两处流域外(黄河)调水工程,分别通过人民胜利渠和共产主义渠引水,供漳卫河平原焦作和漳卫河平原新乡,引水规模达 $90 \text{ m}^3/\text{s}$,现状供水能力为 6.33 亿 m^3 。目前,漳卫河流域每年总供(用)水量 40.69 亿 m^3 ,其中本地地表水 11.71 亿 m^3 ,地下水 26.23 亿 m^3 ,从流域外(黄河)调水 2.37 亿 m^3 。本地地表水资源开发利用率为37.3%,地下水资源开发利用率达175%,水资源综合开发利用率为81.8%。

3.2 数据资料说明

本文所使用的降水原始资料来自中国地面气

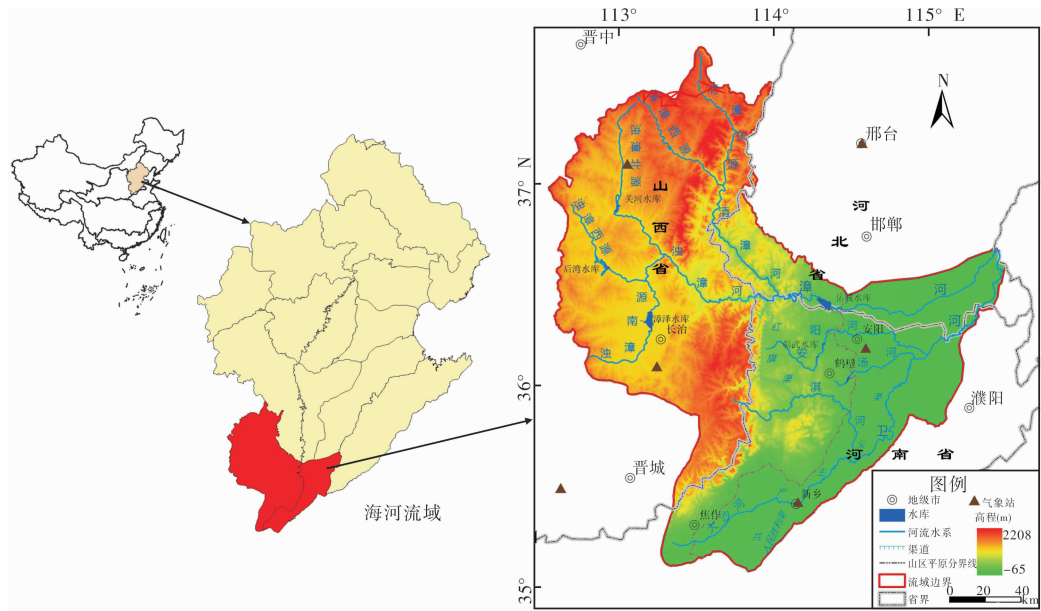


图2 研究区概况

表1 各评价单元供用水统计(2010年)

| 评价单元 | 用水/ 万 m^3 | | | 供水/ 万 m^3 | | | 可开采地下 水资源量/ 万 m^3 |
|---------|--------------------|--------|-------|--------------------|--------|--------|-------------------------------|
| | 农业 | 工业 | 生活 | 蓄 | 引、提 | 调 | 地下水 |
| 漳卫河山区晋中 | 15 365 | 4 800 | 3 330 | 1 630 | 5 787 | 0 | 8 304 |
| 漳卫河山区长治 | 20 672 | 12 570 | 6 275 | 9 178 | 11 230 | 0 | 12 251 |
| 漳卫河山区晋城 | 432 | 2 628 | 830 | 56 | 1 370 | 0 | 1 351 |
| 漳卫河山区邯郸 | 8 250 | 2 105 | 1 973 | 470 | 2 968 | 0 | 7 046 |
| 漳卫河平原邯郸 | 20 841 | 4 388 | 4 536 | 0 | 7 460 | 0 | 16 165 |
| 漳卫河山区安阳 | 23 273 | 7 811 | 6 066 | 1 329 | 9 622 | 0 | 14 900 |
| 漳卫河平原安阳 | 34 600 | 15 360 | 7 085 | 15 721 | 3 015 | 0 | 33 320 |
| 漳卫河山区鹤壁 | 7 826 | 4 991 | 3 414 | 461 | 4 997 | 0 | 9 235 |
| 漳卫河平原鹤壁 | 27 200 | 1 880 | 1 808 | 126 | 6 765 | 0 | 23 260 |
| 漳卫河山区新乡 | 13 370 | 1 472 | 1 341 | 6 863 | 597 | 0 | 8 955 |
| 漳卫河平原新乡 | 43 610 | 11 501 | 7 234 | 630 | 9 355 | 18 970 | 27 648 |
| 漳卫河山区焦作 | 5 800 | 9 013 | 4 803 | 1 013 | 3 317 | 700 | 7 575 |
| 漳卫河平原焦作 | 18 482 | 3 455 | 2 343 | 5 | 7 375 | 3 030 | 10 645 |

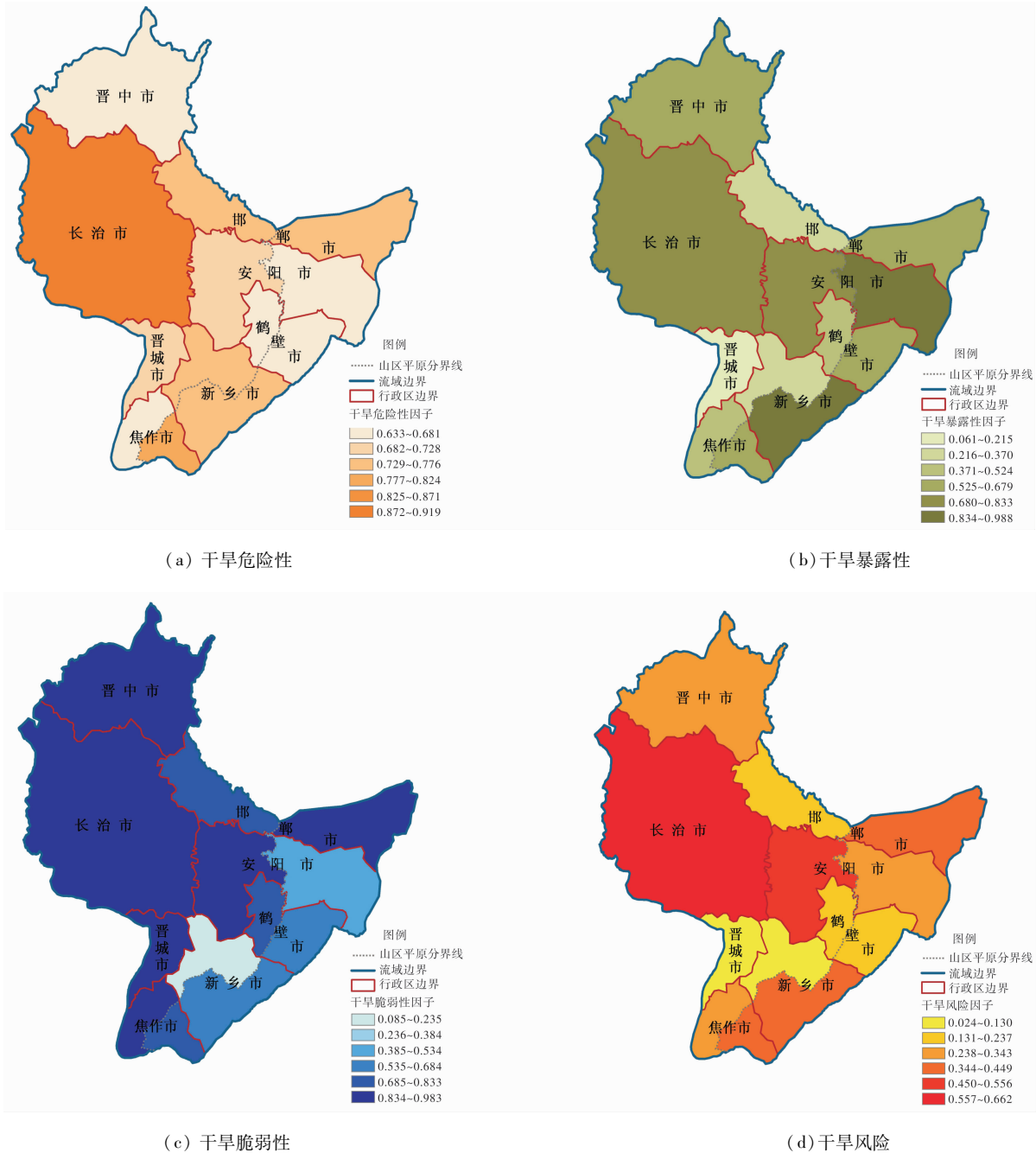


图3 漳卫河流域各评价单元干旱危险性、暴露性、脆弱性以及干旱风险评价结果

候资料日值数据集,由中国气象局国家气象信息中心提供。可利用气象站点共11个,其中流域内5个,流域周边6个。首先各站点的日值数据统按月进行统计,然后用泰森多边形方法进行空间展布,根据每个站点控制的范围,按面积权计算获得各个评价单元的长系列月降雨数据,以用于干旱过程的识别和干旱频率的计算分析。需要指出的是,流域内晋东南站点自1986年起停测,被长治站代替,且两个站点位置不在一处,造成降雨资料的不一致现象,严格意义上应该剔除,但考虑到流域内站点较稀少,且周围没有其它可用站点,所以将两站资料合并为一个数据系列。资料长度为1957年1月1日到2011年12月31日。

本文以漳卫河流域内各水资源三级区套地级市为评价单元,各单元的供用水数据采用2010年统计资料(表1),从河南、山西、河北各省2010年水利统计年鉴和邯郸、安阳、新乡等相关地级市的水资源公报获取。

3.3 结果与分析

按照上述方法分别计算各评价单元的干旱危险性、干旱暴露性和脆弱性的因子值及指标值,结果见表2。根据评价结果绘制漳卫河流域干旱风险空间分布图,如图3所示。

从干旱危险性因子看,在各评价单元中,漳卫河山区长治的干旱总频率最大为45.73,漳卫河山区晋中的干旱总频率最小为40.91。在将P序列

进行归一化处理计算干旱危险性指标的过程中,若直接采用式(5)进行计算,则 P 值最大的评价单元的 DHI 值将为 1, P 值最小的评价单元的 DHI 值将为 0,这可能与实际情况不符,考虑到未来干旱情景,本文采用 $\max(P) = 50$, $\min(P) = 35$,而没有直接采用评价系列的最大值和最小值。结果列于表 2,干旱危险性指标在 0.633 与 0.919 之间变动,变幅不太大,这与研究区面积较小,降水空间差异性不显著,并且区域整体上属于降水稀少地区有关。评价区域的干旱危险性的空间分布见图 3a。

各评价单元的加权用水总量列于表 2。农业用水的权重修正系数取 0.8。总体而言,平原区由于较大的农业用水需求,用水总量也较大。同样,计算脆弱性指标值时不直接使用评价系列的最大和最小值,而分别令 $\max(U) = 60\,000\text{ 万 m}^3$, $\min(U) = 2\,000\text{ 万 m}^3$,按式(7)计算得到各评价 DEI 值列于表 2。其中漳卫河平原安阳、漳卫河平原新乡的暴露性较大,分别为 0.971 和 0.988,漳卫河山区晋城的暴露性最小,只有 0.061。评价区域的干旱暴露性的空间分布见图 3b。

表 2 漳卫河流域各评价单元相关评价指标

| 评价单元 | P | DHI | U | DEI | V | DVI | DRI |
|---------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|
| 漳卫河山区晋中 | 40.91 | 0.633 | 20 422 | 0.534 | 0.596 | 0.955 | 0.323 |
| 漳卫河山区长治 | 45.73 | 0.919 | 35 383 | 0.820 | 0.496 | 0.879 | 0.662 |
| 漳卫河山区晋城 | 42.17 | 0.727 | 3 804 | 0.061 | 0.656 | 0.983 | 0.044 |
| 漳卫河山区邯郸 | 42.58 | 0.755 | 10 678 | 0.277 | 0.412 | 0.786 | 0.164 |
| 漳卫河平原邯郸 | 42.29 | 0.736 | 25 597 | 0.648 | 0.475 | 0.858 | 0.409 |
| 漳卫河山区安阳 | 41.57 | 0.684 | 32 496 | 0.775 | 0.576 | 0.943 | 0.500 |
| 漳卫河平原安阳 | 40.92 | 0.634 | 50 125 | 0.971 | 0.197 | 0.425 | 0.262 |
| 漳卫河山区鹤壁 | 41.13 | 0.651 | 14 666 | 0.389 | 0.430 | 0.808 | 0.205 |
| 漳卫河平原鹤壁 | 41.27 | 0.661 | 25 448 | 0.645 | 0.253 | 0.537 | 0.229 |
| 漳卫河山区新乡 | 42.86 | 0.773 | 13 509 | 0.357 | 0.052 | 0.085 | 0.024 |
| 漳卫河平原新乡 | 42.86 | 0.773 | 53 623 | 0.988 | 0.266 | 0.560 | 0.428 |
| 漳卫河山区焦作 | 41.02 | 0.642 | 18 456 | 0.487 | 0.538 | 0.916 | 0.286 |
| 漳卫河平原焦作 | 43.05 | 0.786 | 20 584 | 0.538 | 0.448 | 0.829 | 0.350 |

各评价单元供水水源差异性较大,不稳定水源供水量占总供(用)水量的比例也有较大差别,其中,漳卫河山区晋城的值最大为 0.656,漳卫河山区新乡的值最小为 0.052。取 $\max(V) = 0.75$, $\min(V) = 0.02$,按式(9)计算得到各评价单元的脆弱性指标 DVI ,列于表 2。其中,高脆弱性的评价单元包括漳卫河山区晋中(0.955)、漳卫河山区长治(0.879)、漳卫河山区晋城(0.983)、漳卫河平原邯郸(0.858)、漳卫河山区安阳(0.943)、漳卫河山区焦作(0.916)等;漳卫河山区新乡由于外调水量占总供水的比例较大,脆弱性最低, DVI 值为 0.085。评价区域的干旱脆弱性的空间分布见

图 3c。

按式(10)最终得到各评价单元的干旱风险值,变化范围为 0.024 ~ 0.662。规定 ≤ 0.2 为低风险区; $0.2 \sim 0.4$ 为中风险区; ≥ 0.4 为高风险区,则漳卫河山区长治(0.662)、漳卫河平原邯郸(0.409)、漳卫河山区安阳(0.500)、漳卫河平原新乡(0.428)等 4 个评价单元属于干旱高风险区。漳卫河山区晋城(0.044)、漳卫河山区新乡(0.024)、漳卫河山区邯郸(0.164)为干旱低风险区;其余 6 个评价单元为干旱中等风险区。从干旱高风险区的分布看,3 个干旱低风险区均分布在山区;而 5 个平原区单元中的 2 个是干旱高风险区,3 个属于干旱中风险区,这主要由这些地区较高的暴露性和(或)脆弱性特征决定的。干旱风险空间分布见图 3d。

4 结论与展望

本文从水资源系统的角度提出一种基于水资源供需特征的干旱风险评价方法,并以漳卫河流域为例,评价了各三级区套地级市单元的干旱风险。结果有 4 个评价单元属于高风险区,有 3 个单元属于低风险区,其他 6 个单元为中等风险区。高风险区主要是因为有较大的用水需求且缺乏相对稳定的供水水源。评价结果基本上能反映漳卫河流域的实际情况。干旱风险分析是一个动态的过程,未来随着水资源配置与调度水平的提高、水利工程应对干旱能力的增强,风险要素会发生变化,经济社会复合系统承灾体的脆弱性可能会下降。可以结合未来水资源规划、工程建设布局情况对远景水平年的流域干旱风险情况进行评价分析。本文也存在一些不足,比如构建的干旱风险因子主要基于历史降水资料而没有考虑未来气候变化的影响;在对各干旱风险因子进行标准化处理时,主观设定了上下限值等,需在进一步应用中不断完善。

参考文献:

- [1] 邓振镛,张强,尹宪志,等. 干旱灾害对干旱气候变化的响应[J]. 冰川冻土, 2007, 29(1): 114-118.
- [2] 王刚,肖伟华,路献品,等. 气候变化对旱涝事件影响研究进展[J]. 灾害学, 2014, 29(2): 142-148.
- [3] Masih I, Maskey S, Mussá F E F, et al. A review of droughts in the African continent: a geospatial and long-term perspective[J]. Hydrology and Earth System Science Discussion, 2014, 11: 2679-2718. Doi: 10. 5194/hessd-11-2679-2014.
- [4] 刘航,蒋尚明,金菊良,等. 基于 GIS 的区域干旱灾害风险区划研究[J]. 灾害学, 2013, 28(3): 198-203.
- [5] 赵静,张继权,严登华,等. 基于格网 GIS 的豫北地区干旱灾害风险区划[J]. 灾害学, 2012, 27(1): 55-58.
- [6] 何斌,武建军,吕爱锋. 农业干旱风险研究进展[J]. 地理科

- 学进展, 2010, 29(5): 557–564.
- [7] Mishra A K, Singh V P. Drought modeling-A review[J]. *Journal of Hydrology*, 2011, 403(1): 157–175.
- [8] Downing T E, Bakker K. Drought discourse and vulnerability [C]//Wilhite D A. *Drought: A Global Assessment*, Natural Hazards and Disasters Series. London: Routledge, 2000.
- [9] Mechler R. Natural disaster risk management and financing disaster losses in developing countries[M]. Karlsruhe: Verlag Versicherungswirtschaft, 2004.
- [10] Shahid S, Behrawan H. Drought risk assessment in the western part of Bangladesh [J]. *Natural Hazards*, 2008, 46(3): 391–413.
- [11] Shiau J T, Hsiao Y Y. Water-deficit-based drought risk assessments in Taiwan[J]. *Natural hazards*, 2012, 64(1): 237–257.
- [12] 李红英, 张晓煜, 曹宁, 等. 两种干旱指标在干旱致灾因子危险性中的对比分析——以宁夏为例[J]. *灾害学*, 2012, 27(2): 58–61.
- [13] 王莺, 赵福年, 姚玉璧, 等. 基于 Z 指数的石羊河流域干旱特征分析[J]. *灾害学*, 2013, 28(2): 100–106.
- [14] 张峰, 黄敬峰, 张丽文, 等. GIS-Based Risk Assessment and Regionalization of Drought Hazards in China[J]. *东华大学学报: 英文版*, 2012, 29(6): 455–460.
- [15] 王刚, 严登华, 申丽霞, 等. 近 55 年以来漳卫河流域干旱演变特征分析[J]. *南水北调与水利科技*, 2014, 12(4): 1–5, 29.
- [16] McKee TB, Doesken NJ, Kleist J. 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. In *Preprints, Eighth Conference on Applied Climatology*, American Meteorological Society; Anaheim, CA, 174–184.
- [17] Shiau J T. Fitting drought duration and severity with two-dimensional copulas[J]. *Water Resources Management*, 2006, 20(5): 795–815.
- [18] 田术存. 漳卫南运河水资源合理配置研究[D]. 南京: 河海大学, 2007: 22–24.

Drought Risk Assessment Based on Water Resources System: a Case Study in Zhangwei River Basin

Wang Gang^{1, 2}, Yan Denghua², Du Xiumin³, Yu Zhilei², Shen Lixia⁴ and Weng Baisha²

(1. *Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, China*;

2. *Water Resources Department, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing 100038, China*;

3. *Zhangfeng Reservoir Construction and Administration Bureau, Taiyuan 030002, China*; 4. *Upper Zhanghe Water Resources Administrative Bureau, Haihe River Commission of the Ministry of Water Resources, Handan 056006, China*)

Abstract: Based on the risk theory, the composition of drought risk is firstly analyzed from the perspective of water resources system. The hazard index of drought-inducing factors, the exposure index of drought-disaster bearers and the vulnerability index of disaster-formative environment are then established from the perspective of precipitation, water use and water resources projects, respectively. A framework of drought risk assessment method is thus proposed and it is finally applied in Zhangwei River Basin. The result shows that there are four evaluation units of the total 13 belonging to the high-risk zones, two evaluation units belonging to low-risk zones and seven others of middle-risk zones. All of the four high-risk zones are distributed in the plain area. The value of hazard indices of each evaluation unit shows little difference, which indicates that, the main contribution factors of drought high-risk zones are large water consumption and lack of steady water supply.

Key words: drought risk assessment; hazard; exposure; vulnerability; water resources system; Zhangwei River Basin