

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2019.05.020

塔里木河生态输水的累积生态响应

廖淑敏¹, 薛联青^{1,2,3}, 陈佳澄⁴, 任磊¹, 王晶¹, 冯怡¹, 魏光辉⁵

(1. 河海大学水文水资源学院, 江苏 南京 210098; 2. 石河子大学水利建筑工程学院, 新疆 石河子 832003;
3. 河海大学文天学院, 安徽 马鞍山 243000; 4. 西北农林科技大学水利与建筑工程学院, 陕西 杨凌 712100;
5. 新疆塔里木河流域管理局, 新疆 库尔勒 832000)

摘要:以塔里木河第12~18次生态输水为例,采用经验统计模型和克里金插值法分析了输水前后塔里木河下游地下水埋深和夏季归一化差异植被指数(NDVI)的时空变化,剖析了地下水和植被对生态输水的累积生态响应规律。结果表明:累积生态输水量与最小地下水埋深呈对数曲线正相关关系,其累积效应的增长性由强到弱;地下水埋深对生态输水的累积时间响应具有滞后性,输水80 d后累积效应最显著;沿河道方向,库尔干监测断面累积空间效应最显著;垂直河道方向,地下水对累积输水的空间响应随河道距离增加而减弱;NDVI与近3 a累积输水量呈显著正相关关系,大西海子水库、台特玛湖及河道附近NDVI增长显著。推荐近期输水量为2.5亿~5.0亿m³/次,合理输水时间为4—6月和9—11月,适宜输水间隔5~12个月,预期连续年份5次输水后累积效应可达最小地下水埋深3.5 m、平均地下水埋深4.2 m。

关键词:生态输水;地下水埋深;NDVI;累积生态响应;塔里木河

中图分类号:TV213.4;X171.4 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2019)05-0120-07

Cumulative ecological response of ecological water transmission in Tarim River//LIAO Shumin¹, XUE Lianqing^{1,2,3}, CHEN Jiacheng⁴, REN Lei¹, WANG Jing¹, FENG Yi¹, WEI Guanghui⁵ (1. College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. College of Water Conservancy & Architectural Engineering, Shihezi University, Shihezi 832009, China; 3. Wentian College, Hohai University, Ma'anshan 243000, China; 4. College of Water Resources and Architectural Engineering, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 5. Tarim River Basin Management Administration, Korla 832000, China)

Abstract: The temporal and spatial variations of groundwater depth and normalized difference vegetation index (NDVI) in the lower reaches of the Tarim River in summer before and after water transmission were analyzed by using empirical statistical model and Kriging interpolation method, taking the 12th to 18th ecological water transmission in Tarim River as an example. The cumulative ecological response law of groundwater and vegetation to ecological water transmission was analyzed. The results show that the cumulative water transmission is positively correlated with the minimum groundwater depth, and the cumulative effect increases from strong to weak. The response of groundwater depth to the cumulative time of ecological water transmission is lagged, and the cumulative effect is most significant after 80 days of water transmission. Along the river course, the cumulative spatial effect of Kurgan monitoring section is the most significant. In vertical channel direction, the spatial response of groundwater to cumulative water transmission decreases with the increase of channel distance. NDVI was positively correlated with the amount of cumulative water transmission in the past three years, and increased significantly near the Daxihaizi Reservoir, Taitema Lake and river channel. It is recommended that the recent water transmission range from 250 million m³ to 500 million m³ each time, the reasonable water transmission time should be in the month of April to June and September to November, and the suitable water transmission interval should be 5-12 months. It is estimated that the cumulative effect after five consecutive water transmissions can reach the minimum groundwater depth of 3.5 m and the average groundwater depth of 4.2 m.

Key words: ecological water transmission; groundwater depth; NDVI; cumulative ecological response; Tarim River

基金项目:国家自然科学基金(51779074, 41371052)

作者简介:廖淑敏(1994—),女,硕士研究生,研究方向为水文水资源。E-mail:274143578@qq.com

通信作者:薛联青,教授。E-mail:244570668@qq.com

塔里木河流域天然降水蒸发悬殊,生态环境极为脆弱^[1-3]。自20世纪50年代大西海子水库建成以来,水资源开发配置不合理现象加剧,导致塔里木河流域水资源量锐减,下游河道断流,地下水位大幅降低,严重破坏了维系地下水的植被的正常生长,流域生态环境不断恶化^[4-6]。为挽救日渐衰退的生态环境,政府自2000年启动了塔里木河下游应急生态输水工程,截至2017年共进行了18次生态输水^[7-8]。针对生态输水的生态作用和生态价值,众多学者分析了塔里木河下游地下水和植被对生态输水的响应机制,如徐海量等研究了生态输水后塔里木河下游地下水的变化规律^[9]及天然植被的响应^[10];白元等^[11]借助RS和GIS技术估算了塔里木河下游的生态需水量;王希义等^[12]探讨了生态输水对下游植被的恢复价值。但对于生态输水的累积生态响应^[13-15]目前研究较少,本文以第12~18次生态输水为例,基于研究区5个监测断面41个监测井数据,采用经验统计模型和克里金插值法量化输水前后地下水埋深和归一化差异植被指数(normalized difference vegetation index, NDVI)两个指标的累积时空变化,分析累积生态输水量下地下水和植被的时空变化规律,揭示塔里木河下游对生态输水的累积生态响应规律,以为今后塔里木河流域的生态恢复提供依据。

1 研究区概况

如图1所示,研究区位于塔里木河干流下游,从大西海子水库至台特玛湖区间河段,该河段流域以东与库鲁克沙漠相连,以西毗邻塔克拉玛干沙漠,穿过两沙漠之间的狭长冲积平原^[3],具有典型的干旱荒漠特征。

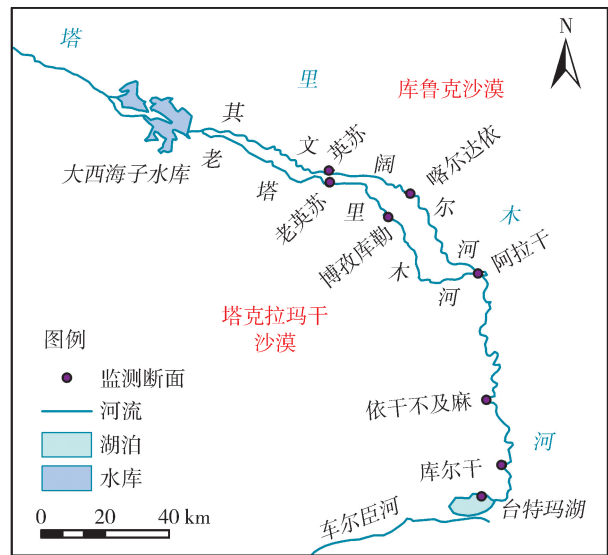


图1 研究区及监测断面示意图

2 材料与数据

2.1 生态输水概况

2011—2017年共实施了7次间歇性输水,即第12~18次生态输水,累积输水量超过41亿m³,其中第12次和第18次输水量最大,持续时间最长。除第15次输水量未到达台特玛湖外,其余6次输水量均下泄至台特玛湖。第12、14及18次生态输水各分为2个输水阶段,由于第18次生态输水两阶段间隔时间较短,视作1个输水阶段。

2.2 监测井分布及数据处理

研究区自大西海子水库起分为北支其文阔尔河和南支老塔里木河,至阿拉干断面处两河交汇,注入终点台特玛湖。地下水埋深数据来源于塔里木河流域管理局布设的监测断面的各生态监测井,监测断面分布见图1。

采用2011年1月至2017年8月记录的地下水埋深数据,2017年数据以1—8月代表。输水前后植被覆盖度变化采用由MODND1D计算合成的500m空间分辨率的月尺度NDVI数据(<http://www.gscloud.cn>),资料长度为2011—2015年,于Arcgis10.1中提取6、7、8月NDVI。

各监测断面地下水埋深取日时段平均值得到地下水日埋深,计算得到各监测井及监测断面旬、月、年平均地下水埋深;研究区NDVI计算平均值和变化率。以研究区上游恰拉断面2009—2015年的逐日监测流量作为大西海子水库下泄流量,将生态输水量按比例生成输水期内的水文随机序列,采用经验统计模型研究累积生态输水量与地下水埋深及其与NDVI的相关关系。

3 生态输水的累积时空响应

3.1 地下水埋深的累积时间响应

3.1.1 地下水埋深年际变化

a. 下游河道年际变化。根据2011—2017年地下水埋深数据,计算各监测断面年平均地下水埋深,以研究区各监测断面的平均地下水埋深代表下游河道的地下水埋深,结果如表1所示。地下水对7次生态输水响应直观反映为下游各监测断面及下游河道整体地下水位的抬升,对下游河道年平均地下水埋深进行趋势拟合,整体上升趋势系数为0.2106。满足植被正常生长的合理地下水埋深为2~6m^[5-6],下游河道多年平均地下水埋深已达5.363m,达到植被正常生长所需的地下水埋深。累积生态输水量及塔里木河下游河道月平均地下水埋深变化如图2所示,当输水量较大、输水持续时间较长时,地下水位

表 1 各监测断面及下游河道 2011—2017 年平均地下水埋深

m

年份	英苏-老英苏	喀尔达依-博孜库勒	阿拉干	依干不及麻	库尔干	下游河道平均
2011	6.301	6.090	6.451	5.666	6.189	6.155
2012	5.190	6.310	5.293	4.687	5.203	5.455
2013	5.437	5.376	5.531	4.483	3.897	5.077
2014	6.499	4.507	6.170	4.436	3.492	5.159
2015	7.365	4.741	7.071	4.821	5.178	5.898
2016	5.231	4.522	5.279	4.347	2.460	4.513
2017	4.572	4.113	5.171	4.122	5.140	4.543
多年平均	5.919	5.205	5.920	4.708	4.662	5.363

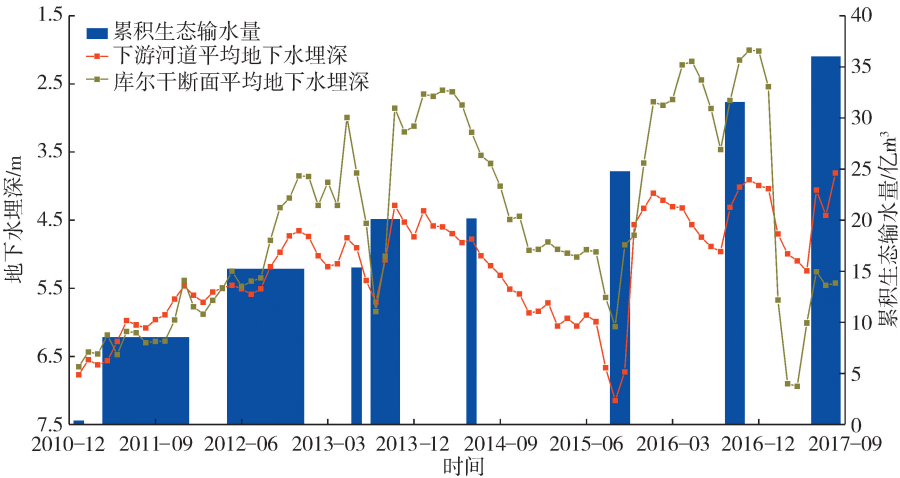


图 2 研究区下游河道和库尔干断面地下水埋深月变化

持续平稳抬升;当输水量较小、输水间隔时间较长时,地下水位急剧回落;随着输水量的累积,间歇输水即便输水量较小地下水位也会出现抬升。表明累积输水效应下,输水量维持在较小范围内地下水位也会抬升。下泄流量和输水时间间隔对地下水位的抬升、回落速率有至关重要的影响,由图 2 下游河道平均地下水埋深变化折线的各段斜率可知地下水位在输水量累积至 20.07 亿 m³ (1.901 m/月) 和 24.76 亿 m³ (1.522 m/月) 时抬升效率最佳。

b. 典型断面年际变化。库尔干断面是研究区最后一个断面,经长距离输水,其地下水埋深变化具有典型性。计算库尔干监测断面月平均地下水埋深,结果如图 2 所示。下游河道平均地下水位在时间跨度较长、输水间隔较短的月份有明显抬升,输水强度大时地下水位抬升量较大,且非输水期时回落幅度小;输水强度小时,地下水位有明显波动。从 7 次生态输水整体来看,生态输水对地下水的补给作用显著,下游河道地下水位抬升明显,地下水位呈逐年上升趋势。库尔干断面地下水埋深月变化趋势同下游河道基本一致,各次输水期起始时段地下水位有小幅回落,约半月过后出现明显抬升,反映出地表水对地下水补给的延迟现象。

3.1.2 地下水埋深与累积生态输水量的关系

大西海子水库的下泄流量即为生态输水量,以

2011—2015 年恰拉断面的监测流量作为大西海子水库的入库流量,以恰拉断面日监测流量占输水时段监测总流量的比例,将生态输水量逐日分配至输水期,建立生态输水量与径流对应的随机水文序列。分析所采用的地下水埋深为下游河道平均地下水埋深。

采用经验统计模型,对研究的各次生态输水量和输水期内逐日地下水埋深进行相关分析。由于输水序列未通过正态分布检验,故选择 Spearman 相关分析法。累积生态输水量与地下水埋深之间的相关系数为 0.079,各次输水量与输水期地下水埋深存在 Spearman 正相关关系,但十分微弱。对累积生态输水量与输水不同时间后地下水埋深之间的关系进行相关性分析,结果见表 2,表中相关关系均已通过置信区间为 99% 的置信度检验。由表 2 可知,同各次输水量与地下水埋深的相关关系相比,累积生态输水量与输水不同时间后地下水埋深的正相关性更加显著,从输水期至输水 80 d 后,各相关系数均呈逐渐增大趋势。累积生态输水量与输水期地下水埋深显著正相关,输水 90 d 后各相关关系显著,在输水 80 d 后相关性最显著,Spearman 相关系数高达 0.925。地下水埋深对生态输水的累积响应自输水期起至输水后 3 个月均十分明显,且对生态输水的累积响应具有明显的滞后性,据此推论合理的输水时间应选在植被生长季节前 1~2 个月。

表 2 累积生态输水量与输水不同时间后地下水埋深的 Spearman 相关关系

输水后时间/d	Spearman 相关系数
0	0.762 **
15	0.780 **
30	0.803 **
45	0.828 **
60	0.873 **
75	0.924 **
80	0.925 **
85	0.924 **
90	0.923 **

注: ** 表示在 0.01 置信水平(双侧)上显著相关。下同。

以旬为单位,计算各监测断面旬平均地下水埋深,取历次输水前后各监测断面出现的最大、最小地下水埋深,并分别以其平均值作为输水前后的最大地下水埋深和最小地下水埋深,拟合与累积生态输水量的对数曲线如图 3 所示,分析生态输水量对最小地下水埋深的累积效应。由图 3 可知,随着累积生态输水量的增大,生态输水前出现的最大地下水埋深与输水后出现的最小地下水埋深均呈递增态势,但递增速率逐渐减小。累积生态输水量与最小地下水埋深的正相关性十分显著,其拟合优度 R^2 高达 0.926,但与最大地下水埋深的相关性不明显,拟合优度仅有 0.469。表明输水量对下游河道的地下水具有显著的补给作用,而输水结束后的径流量对最大地下水埋深的作用并不显著。随着累积生态输水量的递增其累积效应的增长性由大减小,地下水位对累积生态输水量的响应也由强到弱,在某一输水量区间地下水抬升量将变得不再明显,地下水位抬升速率减缓,逐渐趋于某一稳定数值,此时累积效应增长放缓,输水效益减弱,进行过量输水会导致水资源的浪费。因此,通过减小输水量,保持累积效应的增长性是可行的。

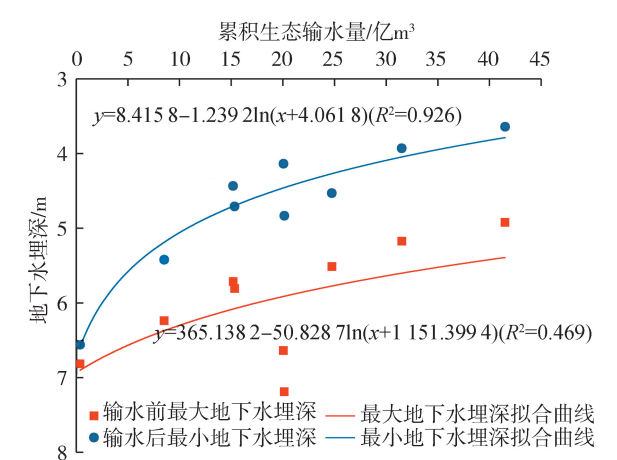


图 3 累积生态输水量与地下水埋深关系拟合曲线

通过确定合理输水区间进而确定合理生态输水量对实现塔里木河流域水资源的高效配置具有重要

意义。随着间歇生态输水工程的实施,输水成效显著,目前累积效应处于缓慢增长期,保持合理的输水量和输水间隔即可维持后期地下水位的稳定抬升。通过对拟合曲线进行外延计算,最终获得累积效应较好的输水量区间为 2.5 亿~5.0 亿 m^3 /次,连续年份 5 次输水后可达最小地下水埋深 3.5 m,平均地下水埋深 4.2 m。

3.2 地下水埋深的累积空间响应

3.2.1 沿河道方向地下水埋深变化

根据表 2,输水 80 d 后下游河道地下水埋深对累积生态输水量的响应最显著,取各监测断面输水 80 d 后的地下水埋深与累积生态输水量,采用 Spearman 经验统计模型进行分析,结果见表 3。由表 3 可知,英苏-老英苏、依干不及麻和库尔干断面地下水埋深同累积生态输水量之间呈极显著正相关关系,而喀尔达依-博孜库勒和阿拉尔监测断面输水 80 d 后地下水埋深与累积生态输水量相关性不如其他断面的相关性显著。每间隔 5 d 取输水不同时间后两个断面的地下水埋深,与累积生态输水量进行相关性对比分析,发现喀尔达依-博孜库勒断面输水期(0 d 后)累积生态输水量与地下水埋深相关性最高,Spearman 相关系数为 0.735;阿拉干断面输水 90 d 后累积生态输水量与地下水埋深相关性最高,Spearman 相关系数为 0.799。造成两监测断面对生态输水累积响应不明显的原因可能是该监测断面部分监测井地下水埋深数据无效、缺失致使数据不完整,且地质条件和河道沿程损耗等导致相关性分析误差较大。

表 3 累积生态输水量与输水 80 d 后监测断面地下水埋深的相关关系

监测断面	Spearman 相关系数
英苏-老英苏	0.818 **
喀尔达依-博孜库勒	0.392 **
阿拉干	0.552 **
依干不及麻	0.705 **
库尔干	0.854 **

3.2.2 垂直河道方向地下水埋深变化

研究垂直河道方向地下水埋深的变化规律对确定生态输水量、扩大受水面积和规划植被覆盖范围具有重要意义。为探究塔里木河下游地下水埋深在垂直河道方向对生态输水的响应,将 5 个监测断面各监测井 2011—2017 年平均地下水埋深按距河道的距离列出,结果见图 4。由图 4 可知,随着距河道距离的增加,各监测断面平均地下水位呈下降趋势。地下水位的响应程度随距河道距离减弱,但各监测断面中监测井水位的变化并不随距河道距离的增加逐渐递减,可能是因为生态输水后,各监测断面的渗

透能力因土壤质地不同而有较大差异,有限的补给能力令地下水的入渗运动也不同,垂直河道方向各监测井地下水埋深的变化规律仍需进一步探究。要提高生态输水效益,扩大生态输水对河道两岸地下水的影响范围,应疏浚河道,拓宽河道宽度,扩大过水面积及入渗范围。

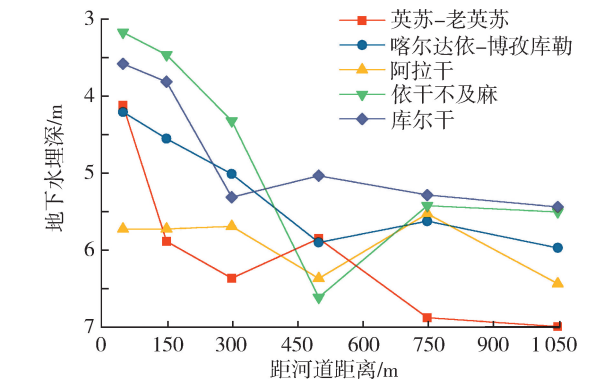


图4 各监测断面 2011—2017 年平均地下水埋深在垂直河道方向的变化

3.3 植被的累积时空响应

3.3.1 NDVI 对累积生态输水的时间响应

分别提取塔里木河干流下游研究区 2011—2015 年 6—8 月的 NDVI,计算夏季 NDVI 平均值,结合恰拉断面 2009—2015 年日监测流量及生态输水量,采用 Spearman 经验统计模型进行植被对累积生态输水量响应的相关分析。累积 3 a、2 a 和 1 a 的生态输水量与当年夏季 NDVI 平均值的相关系数如表 4 所示,表中相关关系均已通过置信区间为 99% 的置信度检验。

年份	Spearman 相关系数		
	累积 3 a 输水量	累积 2 a 输水量	累积 1 a 输水量
2011	0.494 **	0.420 **	-0.127
2012	0.721 **	0.482 **	-0.351 **
2013	0.806 **	0.354 **	-0.713 **
2014	0.835 **	0.350 **	0.770 **
2015	0.773 **	0.563 **	-0.543 **

NDVI 值为正表示有植被覆盖,2011—2015 年夏季 NDVI 平均值分别为 0.105、0.112、0.123、0.114 和 0.120(平均值为 0.115),呈波动增加。由表 4 可知,累积 3 a 输水量与当年夏季 NDVI 存在显著正相关性。研究区夏季 NDVI 平均值与累积 2 a 输水量存在相关关系,但相关性不强。NDVI 对生态输水的累积响应十分明显,但生态输水对植被的影响具有滞后性,持续 3 a 的输水对 NDVI 具有积极的累积效应,当年植被覆盖同时受当年输水量及 2 a 前输水量的影响,NDVI 对输水的响应随着时间和

输水量累积而增强,其累积响应在累积 3 a 的输水量下最明显。累积 1 a 输水量与夏季 NDVI 的 Spearman 相关系数为负值,二者是否存在负相关关系尚不清楚,可能是由于 2009—2015 年输水期几乎都集中在 6—8 月,而本研究选取的数据是 6—8 月的 NDVI,地下水埋深对生态输水的响应时差在 80 d 左右,因此当年输水量对夏季 NDVI 影响甚微。根据植被生长时间和地下水对输水响应的滞后性,合理输水时间为每年的 4—6 月和 9—11 月,适宜输水间隔为 5~12 个月。

3.3.2 NDVI 对累积生态输水的空间响应

提取研究区大西海子水库至台特玛湖河段 17596 个像元 6—8 月的 NDVI 值,计算各月各像元相对于前一月份的 NDVI 变化率,并采用克里金插值,得到 NDVI 变化率空间分布如图 5 所示,研究区 NDVI 变化率在 -0.668~2.743 之间。河道附近的夏季 NDVI 变化率为正,植被覆盖度呈增加趋势,尤以大西海子水库及台特玛湖附近明显。大西海子水库作为生态输水下泄起始端,其附近流域地下水可获得较为充足的补给;经由多次输水工程,台特玛湖湖面扩大,湖面水位升高,地下水位大幅抬升,故植被覆盖度增加,这表明河道及湖面的开阔,有利于下游植被的恢复重建。研究区 8 月植被覆盖度增长带与 7 月相比面积大、覆盖范围广。处于连续输水期的夏季植被在研究区范围内大面积增加,植被覆盖连续面积扩大;不在连续输水期或未进行输水的夏季植被仅在河道附近小范围增加,植被覆盖不连续,NDVI 增幅小,增长带破碎。为恢复植被,扩大生态输水效应,应调查不同物种生长时期,结合植被落种时间,选择生长季节前的适宜时机进行输水。考虑到地下水对生态输水响应的滞后性,为扩大地下水和植被对生态输水的响应范围,应提高生态补水的入渗效率,提高地表水对地下水的补给效率。

4 结 论

- a. 地下水及植被覆盖对生态输水的累积响应显著,累积生态效应表现为地下水位明显抬升,由 2011 年的 6.155 m 抬升至 2017 年的 4.543 m,抬升量 1.612 m;夏季 NDVI 值呈波动增长,由 2011 年的 0.105 增大至 2015 年的 0.120,增长率 14.29%。
- b. 地下水埋深对生态输水的累积响应具有滞后性,累积时间响应表现为先增后减,输水 80 d 后累积效应最显著;累积空间响应表现为沿河道方向,输水 80 d 后的地下水埋深与累积生态输水量关系最显著;垂直于河道方向,地下水对累积生态输水量的响应随距河道距离增加而减弱。

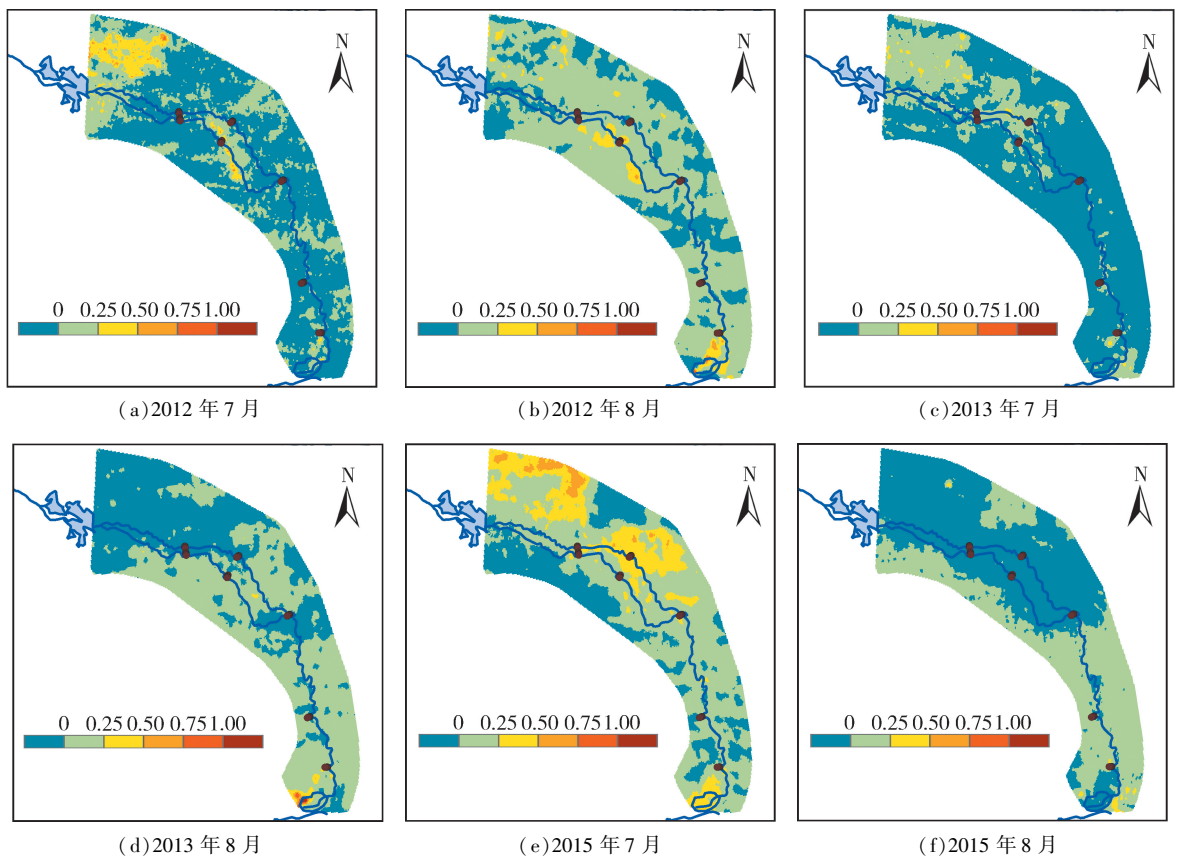


图5 研究区夏季NDVI变化率空间分布

c. NDVI对生态输水的累积时间响应表现为与近3a累积输水量显著正相关;累积空间响应表现为大西海子水库和台特玛湖附近NDVI增长最显著,河道附近NDVI明显增长。

d. 累积输水效应下,输水量与最小地下水埋深呈对数曲线正相关增长,累积效应的增长性由强到弱,地下水位渐趋稳定。推荐近期输水量为2.5亿~5.0亿 m^3 /次,合理输水时间为每年的4—6月和9—11月,适宜输水间隔为5~12个月,预期连续年份5次输水后累积效应可达最小地下水埋深3.5m,平均地下水埋深4.2m。

参考文献:

- [1] 杨帆,薛联青,张洛晨,等.塔里木河生态水流情势分析及其适应性利用[J].水资源保护,2018,34(5):41-49. (YANG Fan, XUE Lianqing, ZHANG Luochen, et al. Analysis of ecological water regime in Tarim River and its adaptive utilization [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(5): 41-49. (in Chinese))
- [2] 薛联青,张卉,张洛晨,等.塔里木灌区引水前后环境流特性变化[J].水资源保护,2017,33(3):31-37. (XUE Lianqing, ZHANG Hui, ZHANG Luochen, et al. Changes in characteristics of environmental flow in Tarim irrigation area before and after water diversion[J]. Water Resources Protection, 2017, 33(3): 31-37. (in Chinese))
- [3] 薛联青,张卉,张洛晨,等.基于改进RVA法的水利工程对塔里木河生态水文情势影响评估[J].河海大学学

- 报(自然科学版),2017,45(3):189-196. (XUE Lianqing, ZHANG Hui, ZHANG Luochen, et al. Impact of water conservancy projects on eco-hydrological regime of Tarim River Based on improved RVA method[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2017, 45(3): 189-196. (in Chinese))
- [4] CHEN Y N, LI W H, XU C C, et al. Desert riparian vegetation and groundwater in the lower reaches of the Tarim River Basin [J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(2): 547-558.
- [5] 贾俊姝,孟悦,戴俊生,等.生态输水对塔里木河下游地下水时空分布特征的影响[J].内蒙古农业大学学报(自然科学版),2016,37(5):81-90. (JIA Junshu, MENG Yue, DAI Junsheng. Affect on characteristic of groundwater spatial and temporal distribution after ecological water transport in the lower reaches of Tarim River [J]. Journal of Inner Mongolia Agricultural University (Natural Science Edition), 2016, 37(5): 81-90. (in Chinese))
- [6] 邓铭江,杨鹏年,周海鹰,等.塔里木河下游水量转化特征及其生态输水策略[J].干旱区研究,2017,34(4):717-726. (DENG Mingjiang, YANG Pengnian, ZHOU Haiying, et al. Water conversion and strategy of ecological water conveyance in the lower reaches of the Tarim River [J]. Arid Zone Research, 2017, 34(4): 717-726. (in Chinese))
- [7] 王希义,徐海量,潘存德,等.2000—2014年塔里木河下游地下水补给量及合理需求量[J].水资源保护,2017,33(4):32-39. (WANG Xiyi, XU Hailiang, PAN Cunde, et al. Study on groundwater recharge amount and

suitable demand amount in lower reaches of Tarim River from 2000 to 2014[J]. Water Resources Protection, 2017, 33(4):32-39. (in Chinese))

[8] 薛联青,杨帆,杨昌兵,等. 外界胁迫作用下塔里木河流域径流变化响应的敏感性[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2018, 46(1):1-6. (XUE Lianqing, YANG Fan, YANG Changbing, et al. Sensitivity analysis of the streamflow alteration subjected to climate changes and anthropogenic activities in the Tarim River Basin[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2018, 46(1):1-6. (in Chinese))

[9] 徐海量,宋郁东,陈亚宁. 塔里木河下游生态输水后地下水变化规律研究[J]. 水科学进展, 2004, 15(2):223-226. (XU Hailing, SONG Yudong, CHEN Yaning. Study on variation of ground-water after ecological water transport in the lower reaches of Tarim River[J]. Advances in Water Science, 2004, 15(2):223-226. (in Chinese))

[10] XU H L, YE M, SONG Y D, et al. The natural vegetation responses to the groundwater change resulting from ecological water conveyances to the lower Tarim River[J]. Environ Monit Assess, 2007, 131(1/2/3):37-48.

[11] 白元,徐海量,张青青,等. 基于地下水恢复的塔里木河下游生态需水量估算[J]. 生态学报, 2015, 35(3):630-640. (BAI Yuan, XU Hailing, ZHANG Qingqing, et al. Evaluation on ecological water requirement in the lower reaches of Tarim River based on groundwater restoration[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(3):630-640. (in Chinese))

[12] 王希义,徐海量,凌红波,等. 生态输水对塔里木河下游植被恢复价值的影响[J]. 干旱地区农业研究, 2017, 35(4):160-166. (WANG Xiyi, XU Hailing, LING Hongbo, et al. Effects of ecological water conveyance on recovery value of vegetation in the lower reaches of Tarim River[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2017, 35(4):160-166. (in Chinese))

[13] YE Z X, CHEN Y N, LI W H, et al. Groundwater fluctuations induced by ecological water conveyance in the lower Tarim River, Xinjiang, China[J]. Journal of Arid Environments, 2009, 73(8):726-732.

[14] CHEN Y N, CHEN Y P, XU C C, et al. Effects of ecological water conveyance on groundwater dynamics and riparian vegetation in the lower reaches of Tarim River, China[J]. Hydrological Processes, 2010, 24(2):170-177.

[15] LI W H, HAO X M, CHEN Y J, et al. Response of groundwater chemical characteristics to ecological water conveyance in the lower reaches of the Tarim River, Xinjiang, China[J]. Hydrological Processes, 2010, 24:187-195.

(收稿日期:2018-07-28 编辑:熊水斌)

(上接第 107 页)

[13] 张青田,王新华,林超,等. 不同氮源对铜绿微囊藻增殖的影响[J]. 水生态学杂志, 2011, 32(4):115-119. (ZHANG Qingtian, WANG Xinhua, LIN Chao, et al. Effects of different nitrogen on proliferation of *Microcystis aeruginosa* [J]. Journal of Hydroecology, 2011, 32(4):115-119. (in Chinese))

[14] 罗东,陈荣,程青,等. 不同磷浓度和 N/P 对铜绿微囊藻生长及水环境因子的影响[J]. 环境科学与技术, 2015, 38(7):6-9. (LUO Dong, CHEN Rong, CHENG Qing, et al. Effects of different phosphorus concentrations and ratios of N/P on the growth of *Microcystis aeruginosa* and the water environmental factors[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 38(7):6-9. (in Chinese))

[15] 史红星,曲久辉,刘会娟,等. 微囊藻毒素产生过程中氮素作用的同位素示踪研究[J]. 科学通报, 2008, 53(4):407-412. (SHI Hongxing, QU Jiuhui, LIU Huijuan, et al. Study on isotope tracer of nitrogen in the process of *Microcystis aeruginosa* production [J]. Chinese Science Bulletin, 2008, 53(4):407-412. (in Chinese))

[16] VÉZIE Č, RAPALA J, VAITOMAA J, et al. Effect of nitrogen and phosphorus on growth of toxic and nontoxic *Microcystis* strains and on intracellular microcystins concentrations[J]. Microbial Ecology, 2002, 43(4):443-454.

[17] KAMEYAMA K, SUGIUTA N, ISODA H, et al. Effect of nitrate and phosphate concentration on production of microcystins by *Microcystis viridis* NIES 102[J]. Aquatic Ecosystem Health Management, 2002, 5(4):443-449.

[18] DOWNING T G, MEYER C, GEHRINGER M M, et al. Microcystin content of *Microcystis aeruginosa* is modulated by nitrogen uptake rate relative to specific growth rate or carbon fixation rate[J]. Environmental Toxicology, 2005, 20(3):257-262.

[19] ZHENG L, XIE P, LI Y L, et al. Variation of intracellular and extracellular microcystins in a shallow, hypereutrophic subtropical Chinese lake with dense cyanobacterial blooms[J]. Bulletin Environmental Contamination Toxicology, 2004, 73(4):698-706.

[20] RAPALA J, SIVONEN K, LYRA C, et al. Variation of microcystins, cyanobacterial hepatotoxins, in *Anabaena* spp. as a function of growth stimuli [J]. Applied Environmental Microbiology, 1997, 63:2206-2212.

[21] LONG B M. Evidence that sulfur metabolism plays a role in microcystin production by *Microcystis aeruginosa* [J]. Harmful Algae, 2010, 9(1):74-81.

[22] MUROPASTOR M I, FLORENCIO F J. Regulation of ammonium assimilation in cyanobacteria [J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2003, 41:595-603.

[23] WATANABE M F, OISHI S. Effects of environmental factors on toxicity of a cyanobacterium (*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1985, 49:1342-1344.

[24] RESSOM R, SOONG F S, FITZGERALD J, et al. Health effects of toxic cyanobacteria of Australia [R]. Sydney: National Health and Medical Research Council, Commonwealth of Australia, 1994.

(收稿日期:2018-08-29 编辑:王 芳)