

# 生态输水对塔里木河下游植被恢复价值的影响

王希义<sup>1</sup>, 徐海量<sup>1</sup>, 凌红波<sup>1</sup>, 赵新风<sup>1</sup>, 潘存德<sup>2</sup>, 王楚含<sup>2</sup>

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所, 新疆 乌鲁木齐 830011;

2. 新疆农业大学, 新疆 乌鲁木齐 830052)

**摘 要:** 以生态输水后地下水动态变化引起的地表植被生物量差异为出发点, 探讨生态输水对塔里木河下游植被恢复价值的影响。首先, 利用生态输水前后地下水动态变化和地表植被响应的长期监测资料, 以塔里木河下游考干断面为例, 在垂直于河道方向上长 2 000 m、平行河道方向宽 100 m 的样带内, 选取 2000 年 10 月、2007 年 9—10 月、2015 年 10 月的植被监测与称重资料数据; 其次, 借鉴国内外生态经济价值量化方法, 综合地表植被响应价值和地下水抬升的潜在价值计算输水后地表植被恢复价值。结果显示: ① 在塔里木河下游地区, 生态输水使得地下水位明显抬升, 水位的抬升幅度随着距河道距离的增加逐渐降低, 植被盖度也随着距河道距离的增加呈现降低趋势; 在距河道 1 000 m 以外, 地下水位与植被盖度变化不明显; ② 2000—2007 年植被新增生物量占 2000—2015 年植被新增生物量的 57.02%, 并且这两个时段植被新增生物量与距河道距离均呈现显著相关; ③ 根据 16 次生态输水监测资料, 计算出 2007 年与 2015 年该区 100 m 宽的样带因输水而投入的水资源价值分别为 8 266.5 元、14 805 元, 输水后植被总体恢复价值分别为 53 811.67 元、83 334.62 元, 投入产出比分别为 1:6.507、1:5.63, 说明生态输水的经济效益十分明显。

**关键词:** 植被恢复价值; 地下水; 生态输水; 塔里木河下游

**中图分类号:** Q948.1      **文献标志码:** A

## Effects of ecological water conveyance on recovery value of vegetation in the lower reaches of Tarim river

WANG Xi-yi<sup>1</sup>, XU Hai-liang<sup>1</sup>, LING Hong-bo<sup>1</sup>, ZHAO Xin-feng<sup>1</sup>,  
PAN Cun-de<sup>2</sup>, WANG Chu-han<sup>2</sup>

(1. Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi, Xinjiang 830011, China;

2. Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang 830052, China)

**Abstract:** The effects of ecological water conveyance on the recovery value of vegetation in the lower reaches of Tarim river was investigated on the basis of change in biomass of surface vegetation caused by groundwater dynamic change after ecological water conveyance. The long-term monitoring data on groundwater dynamic change and responsiveness of surface vegetation before and after the ecological water conveyance were referenced in the study. The Kaogan section in the lower reaches of Tarim River was selected as the test area. The monitoring and weighing data on the vegetation in October 2000, September to October 2007 and October 2015 were collected in the belt transect, which was 2000 meter long in the way perpendicular to the river channel, and 100 meter wide in the way parallel to the river channel. The computing methods of ecological value quantization home and abroad were referenced, and the response value of surface vegetation and potential value of groundwater lifting were used in calculating the recovery value of surface vegetation after the water conveyance. The results are as follows: ① In the lower reaches of Tarim River, there was an obvious lift in groundwater level because of the ecological water conveyance, and the lift range of groundwater level decreased with the increase in the distance from river, and the same was true for the vegetation coverage; The changes of groundwater level and vegetation coverage were not obvious in the distance 1000 meter away from the river. ② The newly added biomass

收稿日期: 2016-05-20  
基金项目: 国家科技部基础性工作专项(2015FY110500-16); 国家自然科学基金(31370551, 41471099, 31400466); 中国科学院“西部之光”人才培养计划(XBBS-2014-13)  
作者简介: 王希义(1987—), 男, 山东滨州人, 博士研究生, 主要从事生态需水与恢复生态学研究。E-mail: binzhouwxy@163.com。  
通信作者: 徐海量, 博士, 研究员, 硕士生导师, 主要从事恢复生态学研究。E-mail: xuhl@ms.xjb.ac.cn。

from 2000 to 2007 accounted for a proportion of 57.02% to the newly added biomass from 2000 to 2015; In addition, the newly added biomass in this two period were all correlated to the distances from river significantly. ③ According to 16 groups of monitoring data of ecological water conveyance, in the period from 2000 to 2007 and the period from 2000 to 2015, the value of water resource invested because of water conveyance at the belt transect were 8 266.5 yuan and 14 805 yuan respectively, and the whole recovery value of vegetation after water conveyance were 53 811.67 yuan and 83 334.62 yuan, with the input – output ratio being 1:6.507 and 1:5.63 respectively, which indicated the economic benefit of ecological water conveyance was very obvious.

**Keywords:** recovery value of vegetation; groundwater; ecological water conveyance; the lower reaches of Tarim River

恢复生态学是研究生态系统退化原因、生态系统恢复方法、生态系统恢复过程与机理的学科<sup>[1-2]</sup>。由于经济的发展与人口增加,资源过度利用严重,自然生态系统存在着不同程度的破坏<sup>[3-5]</sup>。能否有效进行生态恢复与振兴经济、促进可持续发展密切相关。在世界的干旱半干旱区,植被退化严重,生态脆弱,是全球贫困人口的主要分布区<sup>[6-7]</sup>。作为干旱区最关键的生态因子,水不仅是干旱区绿洲生态系统构成、发展与稳定的基础,而且决定着干旱区绿洲化过程与荒漠化过程两类极具对立与冲突性的生态环境演化过程<sup>[8-9]</sup>。相关研究表明,在干旱半干旱区,地下水是天然植被生长和繁衍最重要的水源<sup>[10-11]</sup>,植被会对地下水位的动态变化产生强烈的生态响应。针对这一问题,国际上许多学者从不同角度开展了有关植被恢复和地下水位间关系的研究,并取得了一系列极具价值的成果<sup>[12-14]</sup>。然而,这些研究对地下水经济价值的认识主要是将地下水作为一种重要的资源进行探讨<sup>[15-17]</sup>,缺乏对地下水动态变化的经济价值量化研究。

中国的塔里木河流域是极为干旱的区域,流域内曾经由于水文过程完整性丧失而使地下水位大幅下降,造成严重的生态退化<sup>[18]</sup>。塔里木河下游的生态输水使得沿河一定区域的地下水位明显抬升,天然植被长势好转,植物种类增加<sup>[19-20]</sup>。另外,植被生理测定表明随地下水位的升高,植被受胁迫强度明显减缓<sup>[21]</sup>。这些研究成果也引出了一些概念如“生态水位”“胁迫水位”等<sup>[22]</sup>。但是对于生态输水的争议依然很多,比如在水资源极为敏感的干旱区,几十亿立方水用于生态保护是否为明智措施?其综合效益如何体现?对于塔里木河下游地区而言,如何解释以上问题、如何量化生态恢复过程中的经济价值、如何用可持续观点实现生态过程与经济过程的和谐统一等具有重要的科学意义与实践价值。本文在借鉴国内外生态经济研究理论和方法的基础上<sup>[23-24]</sup>,选取塔里木河下游的一段河道为研究区,

试图以输水前后地表生物量变化为突破口,科学量化地下水动态变化的生态经济价值,为今后生态恢复价值评估提供借鉴方法和科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

塔里木河流域地处亚欧大陆腹地,是中国典型的干旱荒漠区。塔里木河下游是指从大西海子水库至尾间湖台特玛湖,总长度为 363 km。由于受到地下水以及河水的补给,河漫滩以及河道两侧低阶地内形成了大面积的乔灌草带,并且随着与河道距离的增加,呈现出有规律的分布。研究区内河道附近湿地以及周边的土壤多以粗粉沙 – 极细沙 – 细沙为主<sup>[25]</sup>,这种状况下地下水与土壤水的作用较为强烈<sup>[26]</sup>。乔木主要是胡杨 (*Populus euphratica*),灌木包括怪柳 (*Tamarix chinensis*)、黑刺 (*Lycium ruthenicum*)、铃铛刺 (*Halimodendron halodendron*) 等,草本植物主要有芦苇 (*Phragmites communis*)、鹿角草 (*Glossogyne tenuifolia*)、骆驼刺 (*Alhagi sparsif*)、花花柴 (*Karelinia caspica*)、盐生草 (*Halogeton glomeratus*) 等。

### 1.2 数据来源

以塔里木河下游退化程度较为严重的考干断面为例,采样时间分别为 2000 年 10 月、2007 年 9—10 月与 2015 年 10 月。由于研究区属温带荒漠干旱气候,年降水量仅为 20 ~ 50 mm,而潜在蒸发量高达 2 500 ~ 3 000 mm<sup>[27]</sup>,因此研究区内植被生长的水源几乎全部来自于河水补给。所以,本研究忽略降水对植被生长的影响,重点讨论生态输水对植被的影响。

具体的采样过程:选取垂直于河道 100 m 宽的样带,在距河道 50、150、300、500、750、1 050、1 500、2 000 m 处分别设置 1 个 50 m × 50 m 的大样方(图 1),然后在大样方内随机选择 5 个 1 m × 1 m 的小样方,沿地面将小样方内植被全部割下,测量其总鲜重和干重,通过计算差值来确定生态输水前后地表生

物量的差异。

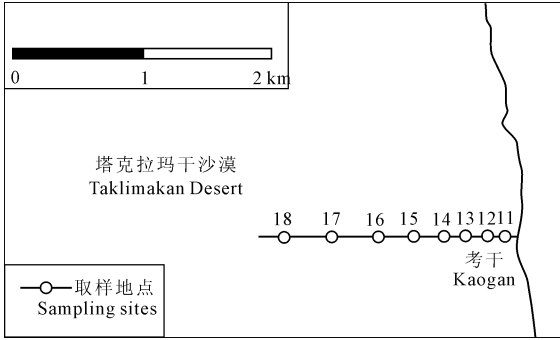


图 1 塔里木河下游考干断面样方设置示意图

Fig.1 The sketch map of quadrats setting at Kaogan section in the lower reaches of Tarim River

### 1.3 研究方法

根据长期在塔里木河下游开展的生态监测资料,生态输水后的变化主要可以概括为 3 个方面:(1) 地下水位的变化主要受水资源量的影响,这个水资源量应该包括地下水和土壤水等水量差异;(2) 塔里木河下游线性输水模式导致输水后的主要变化是极度衰败植被长势的好转,而这种变化可以用生物量监测结果进行量化;(3) 由于植被对地下水位变化响应具有滞后性,对于目前尚未监测到但是未来将会发生的植被响应,可以视为地下水位变化引起的潜在生态变化。当然,生态输水也将会引起许多细微的生态变化,如:土壤微生物、地下水与土壤水的转化等。本研究忽略这些细微的生态变化,否则可能会使问题过于复杂而无法进行计算。

在本研究中,重点讨论水资源价值以及植被恢复价值的研究方法。

1.3.1 生态输水过程中投入价值 设生态输水过程中价值总投入(元)为  $W_1$ ,视为两个水位差的水量变化价值,即在某一输水时间段内生态输水补给的地下水价值,可以用地下水动态变化模型计算的水量与水资源价格相乘来计算,即:

$$W_1 = VP_1$$

式中, $V$ 是新增水资源量( $m^3$ ); $P_1$ 是单位体积的水资源价格(元 $\cdot m^{-3}$ )。

1.3.2 生态输水过程产生的价值

(1) 输水过程中产生的总生态经济价值为:

$$C = v + V$$

式中, $v$ 为地下水水位变化引起的地表生态响应价值(元); $V$ 为地下水水位变化引起的潜在恢复价值(元)。

(2) 对于  $v$ ,考虑单位面积生态服务价值的变

化,则:

$$v = V_0P_2$$

式中, $V_0$ 为地下水位变化后地表植被净生物量的变化量(kg); $P_2$ 为某类植物单位面积的生态服务价值(元 $\cdot kg^{-1}$ )。

(3) 在计算  $V$  时,假设监测区地表植被分布均匀,地下水抬升后引起的地表植被全部响应,则为地下水位抬升后地表植被响应的最大生态经济价值。该值可以通过不同距河道距离  $x$  和对应点上地表植被的新增生物量  $Y$  建立回归模型  $Y = f(x)$  进行计算。在距离河道一定区间内,地表新增生物量值可以表示为:

$$Y = \int_{t_1}^{t_2} f(x) dx$$

式中, $Y$ 是一定区间内地表生物量的变化值; $t_1$ 和 $t_2$ 为区间两边距河道距离。

上式计算的新增生物量为—理想值,而塔里木河下游植被退化严重,多以镶嵌状分布,因此,新增生物量  $Y$  与实际监测值  $V_0$  有差别。建立了地下水变化引起的植被潜在恢复价值关系式:

$$V = (Y - V_0)KP_2$$

式中, $K$ 为研究区的植被退化程度, $0 \leq K \leq 1$ ,为便于计算, $K$ 值用 1 减去植被盖度近似代替。

最后得出: $C = v + V = V_0P_2 + (Y - V_0)KP_2 = YKP_2 + V_0(1 - K)P_2$

## 2 结果与分析

以生态恢复和环境保护为根本目的的塔里木河下游输水工程已经实施了 16 a,期间有近  $46.67 \times 10^8 m^3$  的生态水已成功输送到塔里木河下游。输水后塔里木河下游水文过程完整性恢复、地下水位抬升、地表植被响应明显。随着输水次数的增加,草本植物对生态输水的响应范围逐渐扩大。

### 2.1 区域地下水与植被盖度变化特征

对于研究区考干断面,2000—2015 年,在不同距河道距离下,草本盖度与输水前相比出现明显的增加态势(图 2),直观地表明了生态输水对植被恢复具有重要意义。在距河道 1 000 m 以外的植被盖度没有明显变化;另外,依据所收集的地下水位波动数据,得出随着距河道距离的增加,地下水位升高幅度逐渐减小(图 3),在距河道 1 050 m 处,2000—2015 年地下水升高幅度小于 0.02 m,对输水的响应不明显。因此可以认为考干断面沿河道输水对柽柳灌丛的最大影响范围在 1 000 m 左右。

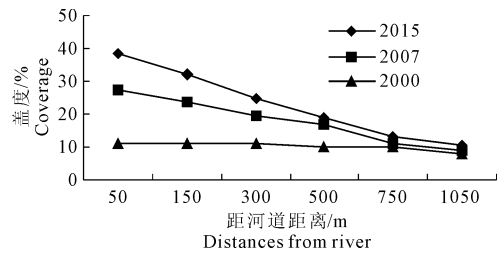


图 2 考干断面内柽柳灌丛盖度变化特征

Fig.2 Change features of *Tamarix chinensis* coverage at Kaogan section

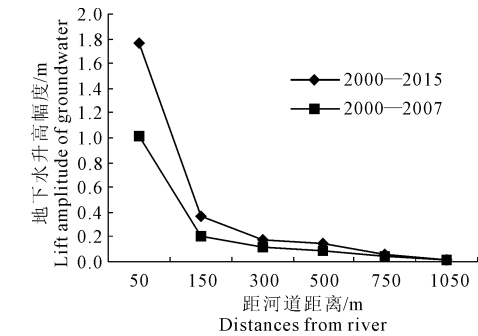


图 3 考干断面不同距河道距离内地下水升高幅度

Fig.3 Lift amplitude of groundwater at different distances from river at Kaogan section

2.2 研究区样带内柽柳灌丛生物量的变化

2000—2015 年,随着距河道距离的增加,植被单位面积新增生物量呈现减小趋势(图 4)。

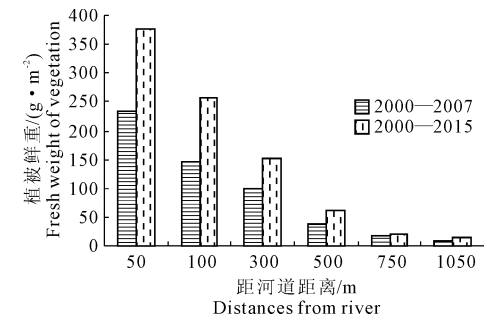


图 4 考干断面不同距河道距离植被新增生物量

Fig.4 The newly added biomass of vegetation at different distances from river at Kaogan section

在不同距河道距离下,2000—2007 年植被累积新增生物量占 2000—2015 年累积新增生物量平均比重为 57.02%,即前八次输水产生的植被新增生物量高于后八次输水产生的植被新增生物量。之后,将监测断面不同距离处地表植物新增生物量与距河道距离进行回归分析,得两者具有很高的相关性(图 5,图 6)。

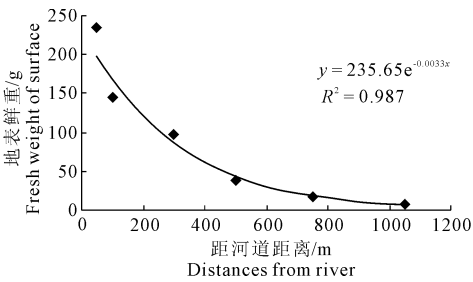


图 5 2000—2007 年塔里木河下游距河道不同距离地表生物量变化

Fig.5 Change of the surface biomass of the belt samples at different distances from river in the lower reaches of Tarim River, 2000—2007

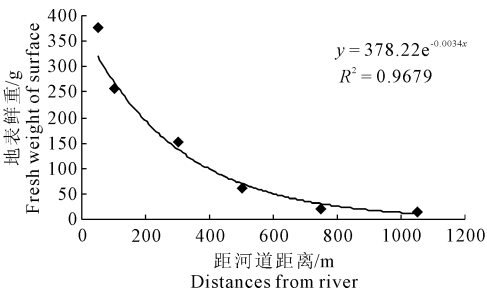


图 6 2000—2015 年塔里木河下游距河道不同距离地表生物量变化

Fig.6 Change of the surface biomass of the belt samples at different distances from river in the lower reaches of Tarim River, 2000—2015

另外,从图 5 和图 6 中还可以得出,随着距河道距离的增加,植被新增生物量呈下降趋势,并且距离河道越远,下降趋势越缓。

2.3 植被的生态恢复价值研究

2.3.1 单侧样带补给地下水资源价值估算 根据河道径流监测资料,2000—2007 年、2000—2015 年水量统计如表 1 所示。

表 1 塔里木河下游考干断面不同时间段水量统计

Table 1 The statistics of water yield in different time period at Kaogan section in the lower reaches of Tarim River

| 项目 Item                                                                                          | 2000—2007           | 2000—2015            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------|----------------------|
| 补给地下水总量/ $\text{m}^3$<br>Amounts of groundwater supplied                                         | $10.49 \times 10^6$ | $18.789 \times 10^6$ |
| 区间长度地下水补给量/ $(\text{m}^3 \cdot \text{km}^{-1})$<br>Increment of groundwater in a interval length | $1.837 \times 10^5$ | $3.29 \times 10^5$   |
| 宽 100 m 样带地下水补给量/ $\text{m}^3$<br>Increment of groundwater at a belt transect 100 m wide         | $1.837 \times 10^4$ | $3.29 \times 10^4$   |

然后借鉴塔里木河下游农业用水价格 0.90 元·m<sup>-3</sup>(包含调水成本)<sup>[28]</sup>,计算出 100 m 宽单侧样带补给的地下水资源价值。

$$W_{2000-2007} = 1.837 \times 10^4 \text{ m}^3 \times 0.90 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3} / 2 = 8266.5 \text{ 元}$$

$$W_{2000-2015} = 3.290 \times 10^4 \text{ m}^3 \times 0.90 \text{ 元} \cdot \text{m}^{-3} / 2 = 14805 \text{ 元}$$

2.3.2 样地新增生物量经济价值评估 根据不同距离样方内的地表植被新增生物量,累计相加可以得出该样带(100 m×2 000 m)的新增生物量。2007 年与 2015 新增生物量分别为 1 532.73、2 317.39 kg。根据杨柳春<sup>[29]</sup>的生态经济价值计算方法,最后得新增生物量的直接经济价值为 0.110 元·kg<sup>-1</sup>,间接经济价值为 9.06 元·kg<sup>-1</sup>,总经济价值为 9.17 元·kg<sup>-1</sup>。样带内灌丛新增生物量经济价值为:

$$V_{2000-2007} = 1532.73 \text{ kg} \times 9.17 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1} = 14055.13 \text{ 元}$$

$$V_{2000-2015} = 2317.39 \text{ kg} \times 9.17 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1} = 21250.47 \text{ 元}$$

可以计算出水资源的投入和产出比。2000—2007 年为 1:1.70,2000—2015 年为 1:1.435。

2.3.3 样地潜在生态恢复价值研究 利用植被新增生物量与距河道距离间的方程进行研究,首先对所作的方程进行积分计算,

$$Y_{2000-2007} = \int_{t_1}^{t_2} f(x) dx = \int_0^{2000} 225.13e^{-0.0033x} dx$$

$$Y_{2000-2015} = \int_{t_1}^{t_2} f(x) dx = \int_0^{2000} 379.93e^{-0.0032x} dx$$

计算出该样带 2007 年与 2015 年理论最大生物量分别 68 128.43、118 531 g,并换算成 100 m 宽样地的生物量分别为 6 812.843、11 853.1 kg。根据监测结果,2007 年与 2015 年距河道 1 000 m 左右以内植被的平均盖度分别为 17.89%、22.9%,则  $K_{2007} = 1 - 0.1789 = 0.8211$ ,  $K_{2015} = 1 - 0.29 = 0.71$ 。

$$V_{2000-2007} = (6812.843\text{kg} - 1532.73\text{kg}) \times 9.17 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0.8211 = 39756.54 \text{ 元}$$

$$V_{2000-2015} = (11853.10\text{kg} - 2317.39\text{kg}) \times 9.17 \text{ 元} \cdot \text{kg}^{-1} \times 0.7100 = 62084.15 \text{ 元}$$

可以计算出 2007 年与 2015 年地下水抬升引起的天然植被总恢复价值

$$C_{2000-2007} = v_{2000-2007} + V_{2000-2007} = 53811.67 \text{ 元}$$

$$C_{2000-2015} = v_{2000-2015} + V_{2000-2015} = 83334.62 \text{ 元}$$

2000—2007 年、2000—2015 年水资源与植被整体恢复的投入产出比分别为 1:6.507,1:5.63。

### 3 讨 论

干旱区水资源在诸多环境因子中居于首要地

位,其变化会引起环境中各个因素的连锁反应<sup>[30-31]</sup>。植被是干旱区重要的自然资源,是研究环境演变与水资源之间关系的重要依据<sup>[32-34]</sup>。塔里木河流域在 2000 年实施生态输水之前,植被退化严重,沙漠化现象逐渐加剧<sup>[35-37]</sup>。当时的首要任务是拯救植被生命系统,而实现这一目标的途径就是实施生态输水。自 2000 年实施生态输水以来,河道两侧大量死亡或濒临死亡的植被复苏,具体表现为盖度扩大与物种多样性的增加。随着输水次数的增加,植物的响应范围逐渐扩大,第一次输水后,植被对输水的响应范围在 200~250 m<sup>[38]</sup>;2014 年第 15 次输水后,植被对生态输水的响应范围扩展到 1 000 m 以上<sup>[39]</sup>。大量研究表明河流侧渗的地下水是干旱区天然植被生存的重要水源<sup>[40-41]</sup>。塔里木河下游生态输水使地下水位升高,并且距河道越远升高幅度越小,植被的盖度也降低。以上研究结果在本研究中都有所体现,与樊自立等<sup>[42]</sup>、杨家军等<sup>[43]</sup>的研究结果相同,也与策勒绿洲<sup>[44]</sup>、额济纳平原<sup>[45]</sup>等地区的研究成果相一致。

植被地上生物量是体现生态系统服务功能的重要因素<sup>[46-47]</sup>。研究植被生物量,有助于认识生态系统的功能和服务价值,促进生态系统的管理与可持续发展。在干旱区,植被地上生物量与地下水间的关系十分显著。当地下水埋深较浅时,植物根系与地下水的接触面积相对较大,水分较为充足,植被长势较好,单位面积新增生物量较大;随着地下水埋深的增加,植物根系与地下水的接触面积越来越小,水分条件逐渐变差,植被长势逐渐衰弱,单位面积新增生物量减小<sup>[48]</sup>,这正与本研究的结果相符合,也与张宏<sup>[49]</sup>、赵文智<sup>[50]</sup>研究结果相同。本研究还得出前八次输水后植被新增生物量略高于后八次。但是根据统计结果,前八次输水总量为  $22.6 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,后八次输水总量为  $24.1 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,即前八次生态输水量略少于后八次。由此引入一个新的问题:随着生态输水工程的实施,植被新增生物量会不会逐渐下降?因此,以后应加强植被新增生物量与生态输水间关系的研究,并根据植被新增生物量状况对输水方式与输水规模进行适当调整,以保证输水顺利实施并达到最优生态恢复效果。

植被在其生长发育的过程中向人类提供了许多重要的服务价值<sup>[51-52]</sup>,反映了在生态恢复的过程中整个服务的变化过程。在干旱半干旱地区,地下水作为天然植被生存与繁衍的重要水资源,它的动态变化不仅造成水资源量的变化,而且还会引起的地表生态变化,植被的生态经济价值也随之发生变

化。塔里木河下游经过生态输水和生物措施等综合治理,植被得到恢复,植被的生态服务价值总量和单位面积价值量逐渐升高。植被的恢复价值可以分为地表响应价值与潜在恢复价值<sup>[53]</sup>,本研究得出植被的潜在恢复价值高于地表响应价值,与徐海量等<sup>[28]</sup>研究结果相一致。另外,植被总体恢复价值远高于水资源投入价值,说明塔里木河下游输水效益显著。但是,2000—2007 年前八次输水的产出与投入比值高于 2008—2015 年的后八次输水工程,由此产生一个新的问题:在保证合理生态输水的状况下,植被生态恢复价值是否呈减小趋势?这与植被新增生物量的研究相对应。由于生态系统退化的复杂性与多元化特征,生态系统保护与恢复的研究更为复杂,利用生态经济方法分析输水过程中水资源价值流向等问题亟待解决,以便更好地为生态输水效益的价值量化研究提供科学依据。

4 结 论

- 1) 本研究分为 2000—2007 年、2008—2015 年两个时间段,研究得出 2000—2015 年塔里木河下游生态输水使距河道一定距离内地下水位升高,植被盖度增加;在距河道 1 000 m 以外,地下水位升高幅度不明显,植被盖度没有显著变化。因此可以得出到 2015 年第 16 次生态输水的最大影响范围为 1 000 m 左右。
- 2) 随着距河道距离的增加,植被单位面积累积生物量呈现减少趋势,并且 2000—2007 年植被新增生物量占 2000—2015 年植被新增生物量的 57.02%;2000—2007 年植被新增生物量与距河道距离间呈显著相关关系 ( $R^2 = 0.9637$ ),2000—2015 年植被新增生物量与距河道距离间也呈显著相关关系 ( $R^2 = 0.9445$ )。
- 3) 在塔里木河下游的考干断面,2000—2007 年、2008—2015 年输水过程中在 100 m 宽、2 000 m 长单侧样带内投入成本的水资源价值分别为 8 266.5 元、14 805 元,输水后地表植被直接响应价值分别是 14 055.13 元、21 250.47 元,地下水抬升的潜在生态经济价值分别是 39 756.54 元、62 084.15 元,植被总体恢复价值分别为 53 811.67 元、83 334.62 元,说明塔里木河下游输水工程效益显著。

参 考 文 献:

[1] 任 海,彭少麟,陆宏芳.退化生态系统恢复与恢复生态学[J].生态学报,2004,24(8):1756-1764.

[2] Jackson S T, Hobbs R J. Ecological restoration in the light of ecologi-

cal history[J]. Science, 2009,325(5940):567-569.

[3] Revelle R. Will the earths land and water resources be sufficient for future populations[J]. The Population Debate Dimensions & Perspectives, 1974,57(2):3-14.

[4] Gu J. Considerations on some problems of population, resources, and environment[J]. Chinese Journal of Population Science, 1995,7(7):119-126.

[5] Lashgarara F, Mirdamadi S M, Hosseini S J F, et al. The role of food-security solutions in the protection of natural resources and environment of developing countries[J]. Annals of the New York Academy of Sciences, 2008,1140(1):68-72.

[6] Bird K, Shepherd A. Livelihoods and chronic poverty in semi-arid zimbabwe[J]. World Development, 2003,31(3):591-610.

[7] 李新荣,赵 洋,回 嵘,等.中国干旱区恢复生态学研究进展及趋势评述[J].地理科学进展,2014,33(11):1435-1443.

[8] 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):223-227.

[9] Yong Z S, Wen Z Z, Pei X S, et al. Ecological effects of desertification control and desertified land reclamation in an oasis - desert ecotone in an arid region: A case study in Hexi Corridor, northwest China (EI)[J]. Ecological Engineering, 2007,29(2):117-124.

[10] Jin X, Schaepman M E, Clevers J G P W, et al. Groundwater depth and vegetation in the ejina area, China[J]. Arid Land Research & Management, 2011,25(2):194-199.

[11] HUANG, TianMing, PANG, et al. Groundwater circulation relative to water quality and vegetation in an arid transitional zone linking oasis, desert and river[J]. Chinese Science Bulletin, 2013,58(25):3088-3097.

[12] Kruijsen B W J M, Kruijsen B W J M. Rise of groundwater level and vegetation development in the calcareous dunes near Haarlem, The Netherlands[J]. Vliz Special Publication, 2005:615-617.

[13] Melesse A M, Nangia V, Wang X, et al. Wetland restoration response analysis using MODIS and groundwater data[J]. Sensors, 2007,7(9):1916-1933.

[14] Ye M, Xu H L. Ecological economic evaluation of the degraded natural vegetation restoration after water transfer to the lower Tarim River, Xinjiang region of northwestern China[J]. Egu General Assembly, 2013,15(3):360-366.

[15] Hamilton D A, Wilson J L. Generic study of strip mining impacts on groundwater resources[J]. Mit Energy Laboratory, 1977,9(17):45-52.

[16] Wada Y, Beek L P H V, Kempen C M V, et al. Global depletion of groundwater resources[J]. Geophysical Research Letters, 2010,37(20):114-122.

[17] Sreedevi P D, Ahmed S. Assessment of groundwater resources using climatic and hydrologic budget methods[J]. International Journal of Hydrology Science & Technology, 2012,2(2):169-184.

[18] 艾尔肯·艾白不拉,杨鹏年,吴文强,等.塔里木河下游生态输水量转化分析[J].水资源与水工程学报,2013,24(5):54-58.

[19] 陈亚宁,李卫红,陈亚鹏,等.新疆塔里木河下游断流河道输水与生态恢复[J].生态学报,2007,27(2):538-545.

[20] 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.

[21] 徐海量.流域水文过程与生态环境演变的耦合关系[D].乌鲁木齐:新疆农业大学,2005.

[22] 樊自立,马英杰,张 宏,等.塔里木河流域生态地下水位及其

合理深度确定[J].干旱区地理,2004,27(1):8-13.

[23] Gowdy J, Erickson J D. The approach of ecological economics[J]. Cambridge Journal of Economics, 2005,29(2):207-222.

[24] Lee C, Mjelde J W. Valuation of ecotourism resources using a contingent valuation method: The case of the Korean DMZ[J]. Ecological Economics, 2007,63(s2-3):511-520.

[25] 钱亦兵,周华荣,赵锐锋,等.塔里木河中下游湿地及其周边土壤理化性状的空间异质性[J].水土保持学报,2005,19(6):31-34.

[26] 张 平,吴 昊,殷洪建,等.颗粒级配対毛细水上升影响的研究[J].节水灌溉,2010,7:24-26.

[27] 徐海量,宋郁东,王 强,等.塔里木河中下游地区不同地下水位对植被的影响[J].植物生态学报,2004,28(3):400-405.

[28] 徐海量,叶 茂,丁 宇,等.塔里木河下游地下水抬升的地表植被恢复价值初探[J].干旱区地理,2007,30(4):482-486.

[29] 杨柳春,陆宏芳,刘晓玲,等.小良植被生态恢复的生态经济价值评估[J].生态学报,2003,23(7):1423-1429.

[30] Hughes D A. Monthly rainfall – runoff models applied to arid and semiarid catchments for water resource estimation purposes[J]. Hydrological Sciences J, 1995,40(6):751-769.

[31] Goode J R, Luce C H, Buffington J M. Enhanced sediment delivery in a changing climate in semi-arid mountain basins: Implications for water resource management and aquatic habitat in the northern Rocky Mountains[J]. Geomorphology, 2012,139-140(4):1-15.

[32] Braak C J F T. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis[J]. Vegetatio, 1987,69(1-3):69-77.

[33] Reed R A, Peet R K, Palmer M W, et al. Scale dependence of vegetation-environment correlations: A case study of a North Carolina piedmont woodland[J]. Journal of Vegetation Science, 1993,4(3):329-340.

[34] Hájek M, Hájková P, Kočí M, et al. Do we need soil moisture measurements in the vegetation—environment studies in wetlands? [J]. Journal of Vegetation Science, 2013,24(1):127-137.

[35] 徐海量,宋郁东,王 强.胡杨生理指标对塔里木河下游生态输水的响应[J].环境科学研究,2003,16(4):24-27.

[36] 王建刚,李 霞,陈敬峰.塔里木河下游应急输水前后胡杨生长量分析——以喀尔达依断面为例[J].资源科学,2007,29(3):74-79.

[37] 黄 粤,包安明,王士飞,等.间歇性输水影响下的 2001—2011 年塔里木河下游生态环境变化[J].地理学报,2013,68(9):1251-1262.

[38] 陈亚宁,李卫红,徐海量,等.塔里木河下游地下水位对植被的影响[J].地理学报,2003,58(4):542-549.

[39] 王希义,徐海量,潘存德,等.塔里木河下游地下水埋深对草本植物地上特征的影响[J].生态学报,2015,34(11):3057-3064.

[40] Naumburg E, Mata-Gonzalez R, Hunter RG, et al. Phreatophytic vegetation and groundwater fluctuations: A review of current research and application of ecosystem response modeling with an emphasis on Great Basin vegetation [J]. Environmental Management, 2005, 35(11):726-40.

[41] Chui T F M, Low S Y, Liang S Y. An ecohydrological model for studying groundwater – vegetation interactions in wetlands[J]. Journal of Hydrology, 2011,409(1):291-304.

[42] 樊自立,徐海量,傅茆仪,等.塔里木河下游生态保护目标和措施[J].中国沙漠,2013,33(4):1191-1197.

[43] 杨家军,吐尔逊·哈斯木,郝永娟,等.塔里木河下游生态输水对植被恢复和沙漠化逆转的影响[J].水土保持通报,2014,34(4):323-327.

[44] 李向义,林丽莎,赵 强.策勒绿洲外围不同地下水埋深下主要优势植物的分布和群落特征[J].干旱区地理,2009,32(6):906-911.

[45] 王 平,于静洁,闵雷雷,等.额济纳绿洲浅层地下水动态监测研究及其进展[J].第四纪研究,2014,34(5):982-993.

[46] Eichner T, Pethig R. Pricing the ecosystem and taxing ecosystem services: A general equilibrium approach[J]. Journal of Economic Theory, 2009,144(4):1589-1616.

[47] Hallmann F W, Amacher G S. Uncertain emerging biomass markets, ecosystem services, and optimal land use[J]. Forest Policy & Economics, 2014,47:46-56.

[48] 李国迎.塔里木河下游阿拉干断面胡杨根系空间分布规律研究[D].乌鲁木齐:新疆师范大学,2009.

[49] 张 宏,樊自立.塔里木盆地北部盐化草甸植被净第一性生产力模型研究[J].植物生态学报,2000,24(1):13-17.

[50] 赵文智,常学礼,李启森,等.荒漠绿洲区芦苇种群构件生物量与地下水埋深关系[J].生态学报,2003,23(6):1138-1146.

[51] Zhao X Q, Li Y B, Jin S L, et al. Assessment on economic value of vegetation ecological service function in hilly-gully areas of Loess Plateau—a case study in north Yuzhong semi-arid mountainous areas [J]. Pratacultural Science, 2009,26(5):44-49.

[52] Deblauwe V, Couteron P, Bogaert J, et al. Determinants and dynamics of banded vegetation pattern migration in arid climates[J]. Ecological Monographs, 2012,82(1):3-21.

[53] 李晓梅,赵晓英,赵 法,等.新疆 3 种锦鸡儿属植物种子萌发对温度和土壤水分的响应[J].草业科学,2009,26(10):140-145.