文章编号:1000-7601(2018)02-0226-08 doi:10.7606/j.issn.1000-7601.2018.02.33

塔里木河下游耕地扩张与天然植被退化的定量关系初探

郭宏伟[1,2],徐海量[1],凌红波[1],帕尔哈提江·艾合买提[3]

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态重点实验室,新疆 乌鲁木齐 830011;
2. 中国科学院大学,北京 100049; 3. 新疆农业大学,新疆 乌鲁木齐 830011)

摘 要: 近年来塔里木河下游水土开发将大片天然植被开垦为耕地,打破了生态系统原有平衡状态,然而关于耕地扩张导致天然植被退化的定量关系至今没有明确结论。本文利用塔里木河下游14次生态输水量和地下水埋深数据,结合遥感影像及社会经济统计资料,分析了地下水埋深对生态输水的响应特点,构建了生态输水量与地下水埋深二者之间的定量关系模型,提出了耕地扩张导致天然植被退化在面积上的转变比值,进而计算了天然植被转变为耕地后的生态经济价值损益量。结果表明:(1) 若1亿 m^3 水用于耕地扩张,将导致河道两侧地下水位平均下降1.01 m,距离河道280~640 m的50.40 km^2 胡杨由正常生长变为逐渐衰败,距离河道1 760~1 800 m的5.60 km^2 胡杨由逐渐衰败变为逐渐枯死;(2) 耕地扩张和胡杨林逐渐枯死和衰败的面积比分别为:1: 3.6和1: 32.7;(3) 虽然单位面积产值耕地(136.91×10^4元·km^{-2})高于林、草地(114.20×10^4元·km^{-2}),但总产值林、草地(34.70×10^8元)高于耕地(11.44×10^8元),消耗等量水林、草地(2.85 元·m^{-3})产出经济价值高于耕地(2.11 元·m^{-3}),从可持续发展来看林、草地的价值高于耕地,生态系统的服务性功能大于生产性功能,耕地无序扩张应被严格限制。本研究为研究区遏制无序开荒提供理论依据。

关键词: 塔里木河下游; 耕地扩张; 天然植被退化; 地下水埋深; 生态输水

中图分类号: S159.2 **文献标志码:** A

Quantitative relationship between cultivated land expansion and natural vegetation degradation in the lower reaches of the Tarim River

GUO Hong-wei[1,2], XU Hai-liang[1], LING Hong-bo[1], Parhatjan·Ahmait[3]

(1. *State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology*, *Xinjiang institute of Ecology and Geography*, *CAS*, *Urumqi*, *Xinjiang* 830011, *China*; 2. *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*;
3. *Xinjiang Agricultural University*, *Urumqi*, *Xinjiang* 830011, *China*)

Abstract: In recent years, a large area of natural vegetation has been reclaimed as cultivated land because of the development of water and soil resources in the lower reaches of the Tarim River, and the original balance of the ecological system has been broken. However, the quantitative relationship between the cultivated land expansion and the natural vegetation degradation has not been clear. Based on 14 times ecological water conveyance data, groundwater depth changes after the ecological water conveyances data, remote sensing image data and social economic data, this paper analyzed the response characteristics of groundwater depth to ecological water conveyance and constructed a quantitative relation model between ecological water conveyance volume and groundwater depth. Then, the area proportion of cultivated land expansion and natural vegetation degradation was proposed, and the profit and loss after natural vegetation converted to cultivated land were calculated. The results showed that: (1) after 1×10^8 m^3 ecological water was occupied by cultivated land expansion, groundwater depth on both sides of the river decreased by an average of 1.01 m. P. euphratica forest with a distance of 280~640 m from the river and an

收稿日期: 2016-07-28 **修回日期:** 2016-09-23

基金项目: 国家自然科学基金项目(41471099,31400466);中国科学院特色研究所主要服务项目2课题2(TSS-2015-014-FW-2-2)

作者简介: 郭宏伟(1991—),男,山西忻州人,硕士研究生,主要从事恢复生态研究。E-mail: ghwxzsy@163.com。

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

area of 50.40 km^2 began to decline gradually from normal growth, and P. euphratica forest with a distance of 1 760 ~1 800 m from the river and an area of 5.60 km^2 began to die; (2) the area ratio of cultivated land expansion and P. euphratica declining and decaying were 1: 3.6 and 1: 32.7, respectively; (3) although the output value per unit area of cultivated land (136.91×10^4 yuan · km^{-2}) was higher than that of woodland and grassland (11.42×10^4 yuan · km^{-2}), but the total output value of woodland and grassland (3.47×10^8 yuan) was higher than that of cultivated land (11.44×10^8 yuan). Consumed equal volume of water, the output value of woodland and grassland (2.85 yuan · m^{-3}) was higher than that of cultivated land (2.11 yuan · m^{-3}). From the viewpoint of sustainable development, the value of woodland and grassland was higher than that of cultivated land, and the ecosystem service function was greater than the productive function. Therefore, the disorder expansion of cultivated land should be strictly limited. This study provides a theoretical basis for the study area to limit the disorderly cultivated land expansion.

Keywords: the lower reaches of Tarim River; cultivated land expansion; natural vegetation degradation; groundwater depth; ecological water conveyance

自 20 世纪 50 年代以来，塔里木河流域经过 60 多年的发展已成为新疆主要的粮食和棉花基地。在资源开发和经济发展的同时，生态环境发生了显著变化，尤其表现为农业用水过程中生态与经济的矛盾日益突出[1]。根据相关研究，流域在 1949—2008 年耕地面积扩张 98.70×10^4 hm^2，平均以每年 1.67×10^4 hm^2 的速度扩张[2]。随着人工绿洲的不断扩大，大片天然植被开发为农田，打破了生态系统原有平衡状态，上游三大源流(阿克苏河、叶尔羌河、和田河)向干流输水及干流上游向下游输水减少，下游(大西海子水库以下) 321 km 河道断流，地下水大幅度下降，天然植被大面积衰败和枯死，湖泊干涸，沙漠化扩张，生态系统退化，生物多样性严重受损[3-4]。生态的急剧恶化受到了社会及政府部门持续的关注，依据国务院批准的《塔里木河流域近期综合治理规划报告》，从 2000 年 5 月开始，有关部门连续向大西海子以下地区实施 14 次生态输水，输水总量为 46.41×10^8 m^3，使地下水位比输水前升高 4 ~6 m，植被面积增加，生长状况好转[5-6]，沙漠化逐渐由扩展向逆方向发展，连续干涸 17 年的台特玛湖间断进水[7-10]。近期治理规划已取得明显进展，但目前仍然存在不合理的水土开发利用问题，如边治理边开荒、边节水边增加耗水，实际农业灌溉面积还多于规划面积[11]，等等。为此，深入研究耕地扩张导致天然植被退化的定量关系，计算将天然植被开发为农田后生态经济价值的损益量，对整个流域的水资源合理利用及生态环境可持续发展有着重要意义。

当前，围绕干旱区水土资源开发利用对生态环境的影响进行了大量研究，并取得了明显进展[12-13]。但是这些研究以定性分析居多，缺乏定量研究，仍然难以精确刻画水土资源开发利用对生态环境的影响。此外，分布于塔里木河下游的天然植被主要靠地下水维系其生命，人工绿洲的不断扩张导致天然绿洲因得不到水分补给而衰败和枯死[14-15]。然而目前关于这方面的研究主要是利用遥感影像数据分析一定时期内人工与天然绿洲宏观面积的变化，研究过程中仅考虑到天然植被的消失，而未考虑天然植被的衰败[16-18]，所得天然植被退化程度小于实际。塔里木河流域作为生态河流，生态保护是流域治理的根本。为了明确耕地扩张对生态系统的影响，本研究利用 2000—2013 年塔里木河下游生态输水量、输水后的地下水埋深数据、2010 年遥感影像数据以及社会经济资料，分析了地下水埋深对生态输水的响应特点，构建了生态输水量与地下水埋深二者之间的定量关系模型，提出了耕地扩张导致天然植被退化在面积上的转变比值，进而计算了天然植被转变为耕地后的生态经济价值损益量，为遏制无序开荒及推行耕地减退提供科学依据。

1　研究区概况

塔里木河下游位于新疆南部尉犁县和若羌县境内，由西北向东南方向穿行于塔克拉玛干沙漠和库鲁克沙漠之间狭长的冲击平原，总面积约为 2 191 km^2(图 1)，是中国最干旱地区之一，年降水量仅为 17.4 ~42.0 mm，年蒸发力高达 2 500 ~3 000 mm，≥10℃的年积温为 4 100℃ ~4 300℃，属典型的大陆性干旱气候。生长有廊道式的天然植被，主要乔木是胡杨，灌木有柽柳、黑果枸杞(*Lycium ruthenicum*)、铃铛刺(*Halimodendron halodendron*)等，草本有芦苇(*Phragmites australis*)、花花柴(*Karelinia caspica*)、胀果甘草(*Glycyrrhiza inflate*)等，构成乔

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

木、灌木和草本植物群落。

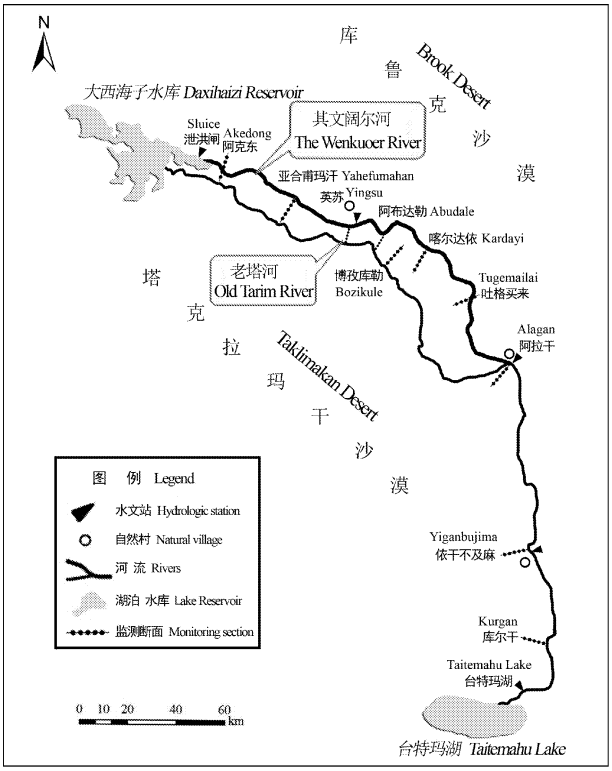

图1 研究区示意图

Fig. 1 Sketch map of the study area

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源

本研究所采用的水文数据包括2000—2013年塔里木河下游生态输水量和英苏断面垂直河道150~1 050 m范围内分布的5口监测井的地下水埋深数据，该数据由塔里木河流域管理局提供。遥感影像数据为流域内的Landsat-TM影像数据，分辨率30 m，成像时间为2010的8月份，这一时期为流域丰水期，河流、水库等水量较大，自然植被及农作物生长茂盛，地物特征明显。解译主要采用2、3、4三个波段，利用Erdas软件对遥感影像进行几何校正、配准，并借助Arc info对遥感影像进行目视判读和数字化工作。结合野外调查结果进行人工修正后，利用kappa指数方法[19]对解译结果进行精度检验，最终检验结果精度为88.9%，满足研究要求。在遥感图像解译的过程当中，根据我国现行的土地利用分类系统，参考研究目的及区域特征，对塔里木河下游的土地利用类型进行划分，共分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用土地6个一级土地利用类型。社会经济数据来源于《新疆统计年鉴》[20]和《新疆生产建设兵团年鉴》[21]。

2.2 研究方法

2.2.1 监测断面设置 为了准确把握生态输水工程对环境的影响，自2000年5月起，在塔里木河下游沿河约30 km的间距共布设了10个监测断面(图1)。在每个断面上沿河道垂直方向按100 m或200 m间距布设地下水监测井，布设监测井共50眼。英苏断面位于若羌县铁干里克乡境内的其文阔尔河上，距大西海子水库的河道距离为60 km，垂直河道共设置了5口监测井，分别为：F_1、F_2、F_3、F_4、F_5，离河距离分别为150、300、500、750、1 050 m，主要监测输水期间的地表水流量及地下水动态。地下水的监测采用电导法，监测周期为：输水期5~10 d观测一次；停水期约15~30 d观测一次，持续观测14年。该段河道距河500 m的范围内主要分布有胡杨及林下植被，盖度约30%左右，500~1 000 m范围内柽柳等灌木群落为主，1 km以外仅有零星植被，并逐渐过渡为荒漠地带[22]。

2.2.2 生态系统服务价值评价方法 Costanza等人[23]的估算是在全球尺度上进行。为了减少应用于中国陆地生态系统所造成的误差，谢高地等人[24]以Costanza等人的研究成果为参考，结合对我国200位生态学者进行的生态问卷调查结果，建立了中国陆地生态系统单位面积服务价值表。本文以谢高地等[25]提供的“中国陆地生态系统生态服务价值当量因子表”为基础，借助白元[26]在研究塔里木河干流区生态系统服务价值变化时提出的“塔里木河下游不同生态类型生态系统修正系数”(表1)，对“中国陆地生态系统生态服务价值当量因子表”中森林和草地的生态服务价值系数进行了修正(调整后生态服务价值系数=修正系数×生态服务价值系数)，得出适宜于干旱区的生态服务价值当量因子表(表2)。研究区总的生态服务价值通过以下公式计算：

$$E_{ij} = e_{ij}E_a \tag{1}$$

式中，E_{ij}为第j种景观i种生态服务功能的单价(元·hm^{-2})；e_{ij}为第j中景观i中生态服务功能相对于农田景观提供生态服务单价的当量因子；E_a为单位面积农田提供食物生产服务功能的经济价值(元·hm^{-2})。

$$V = \sum_{i=1}^{9}\sum_{j=1}^{9} A_i E_{ij} \tag{2}$$

式中，V为土地生态服务功能价值；A_j为第j类土地的面积；E_{ij}为第j类土地的第i类生态服务单价，i为土地生态服务功能类型，j为土地类型。

$$ESV = \sum A_k VC_k \tag{3}$$

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

式中，ESV 为生态服务价值; A_k 为 k 类土地利用类型的面积(hm^2) ; VC_k 为第 k 类土地利用类型的生态服务系数(元 · hm^{-2} · a^{-1}) 。

表 1　塔里木河下游不同生态类型生态系统修正系数

Table 1　Correction coefficient of ecosystems in the area along the lower reaches of Tarim River

生态系统 Ecosystem	森林 Forest	草地 Grassland
修正系数 Correction coefficient	0.4622	0.3334

表 2　塔里木河下游生态服务价值当量因子表

Table 2　Equivalent weight factor of ESV in the area along the lower reaches of the Tarim River

服务类型 Service type	森林 Forest	草地 Grassland
气体调节 Gas regulation	1.62	0.27
气候调节 Climate regulation	1.25	0.30
水源涵养 Water conservation	1.48	0.27
土壤形成与保护 Soil formation and protection	0.61	0.44
废物处理 Waste disposal	1.80	0.65
生物多样性保护 Biodiversity conservation	1.51	0.36
食物生产 Food production	0.05	0.10
原材料 Raw material	1.20	0.02
娱乐文化 Entertainment and culture	0.59	0.01
合计 Total	10.11	2.42

考虑到赋予各种生物量的价值系数的不确定性，通过对相对应的森林和草地的生态服务价值系数进行调整，即在两个当量表的基础上调整 50%，运用敏感度进行分析。其计算公式:

$$CS = \left| \frac{(ESV_j - ESV_i)/(ESV_i)}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \right| \quad (4)$$

式中，ESV 为总服务价值量; VC 为价值系数; i 和 j 分别为最初的价值系数和调整后的价值系数; k 为土地利用类型; CS 为敏感度，是指 VC 变动 1% 引起的 ESV 的变化情况，如果 $CS > 1$，说明 ESV 对 VC 富有弹性，如果 $CS < 1$，说明 ESV 对 VC 缺乏弹性，比值越大，表明 VC 的准确性越关键。

3　结果与分析

3.1　生态输水过程及其对地下水的影响

为了抢救塔里木河下游生态环境，自 2000 年 5 月开始，到 2006 年共实施了八次生态应急输水，累计向大西海子以下输送生态水 22.46×10^8 m^3，水头六次到达台特玛湖。随着综合治理项目工程建设的全面开展和效益的逐步发挥，2008 年以后生态输水由应急输水转变为“常态化”生态输水。自 2007 年至 2013 年共实施了六次生态输水，累计向大西海子以下输送生态水 23.96×10^8 m^3。自 2000 年至 2013 年共输水十四次，累计输送生态水 46.41×10^8 m^3，水头十一次到达台特玛湖。输水基本情况如表 3 所示。

表 3　塔里木河下游历次生态输水统计表

Table 3　Previous ecological water conveyances in the lower reach of the Tarim River

输水次数 Water conveyance times	输水时间 Water conveyance date	输水总量 Total amount of water conveyance /(10^4 m^3)	水流到达位置 The position flow arrives	距大西海子水库 Distance from the Daxihaizi reservoir/km
1	2000 年 5 月—7 月 May 2000 to July	9923	阿布达勒 Abudale	70
2	2000 年 11 月—2001 年 2 月 November 2000 to February 2001	22655	阿拉干 Alagan	146
3	2001 年 4—11 月 April 2001 to November	38223	台特玛湖 Taitemahu Lake	321
4	2002 年 6—11 月 June 2002 to November	33129	台特玛湖 Taitemahu Lake	321
5	2003 年 3—11 月 March 2003 to November	62509	两次到达台特玛湖 2 times toTaitemahu Lake	321
6	2004 年 4—6 月 April 2004 to June	10207	台特玛湖 Taitemahu Lake	321
7	2005 年 4—11 月 April 2005 to November	28272	台特玛湖 Taitemahu Lake	321
8	2006 年 9—11 月 September 2006 to November	19644	库尔干 Kurgan	303
9	2007 年 9—10 月 September 2007 to October	1410	喀尔达依 Kardayi	110
10	2009 年 11—12 月 November 2009 to December	1066	喀尔达依 Kaerdayi	110
11	2010 年 6—11 月 June 2010 to November	36393	台特玛湖 Taitemahu Lake	321
12	2011 年 1—11 月 January 2011 to November	85211	两次到达台特玛湖 2 times to Taitemahu Lake	321
13	2012 年 4—5 月 April 2012 to May	66716	台特玛湖 Taitemahu Lake	321
14	2013 年 4—11 月 April 2013 to November	48769	台特玛湖 Taitemahu Lake	321

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

随着生态水的不断下泄，沿河一定范围的地下水位随之发生了明显变化（图2）。以英苏监测断面离河岸150 m处地下水位变化为例，生态输水前地下水埋深为9.7 m，前五次大剂量连续输水后，地下水响应十分显著，2003年地下水位迅速达到峰值。2004—2007年虽然保持每年输水，但输水量明显减少，地下水埋深呈现缓慢降低趋势。2008—2009年塔里木河流域遭遇严重旱灾，源流来水减少，2008年未能实现输水，2009年输水量仅为0.11×10^8 m^3，地下水埋深降至最低。2010年大强度输水后，地下水位又迅速抬升。截止到2013年地下水埋深为3.6 m，地下水位抬升幅度达62.89%。

为了定量分析地下水位变化对生态输水量的响应特征，本研究构建了14次生态输水量与英苏断面5口监测井地下水位二者之间的定量关系模型（图3），根据图3，生态输水量与5口监测井地下水位存在较好的线性相关（相关系数R^2均大于0.8）。因此，通过定量分析输水量与地下水位变化的关系来探讨耕地扩张挤占生态用水对天然植被的影响是合理的。

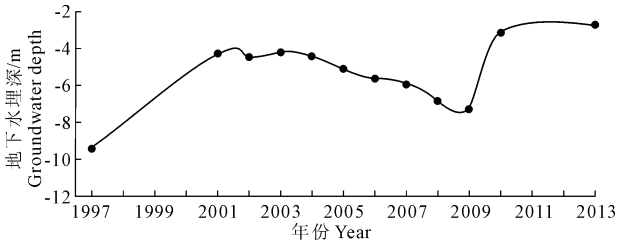

图2 英苏断面离河150 m处地下水动态特征

Fig. 2 Variation of groundwater at 150 m from the river-bank of the Yingsu section

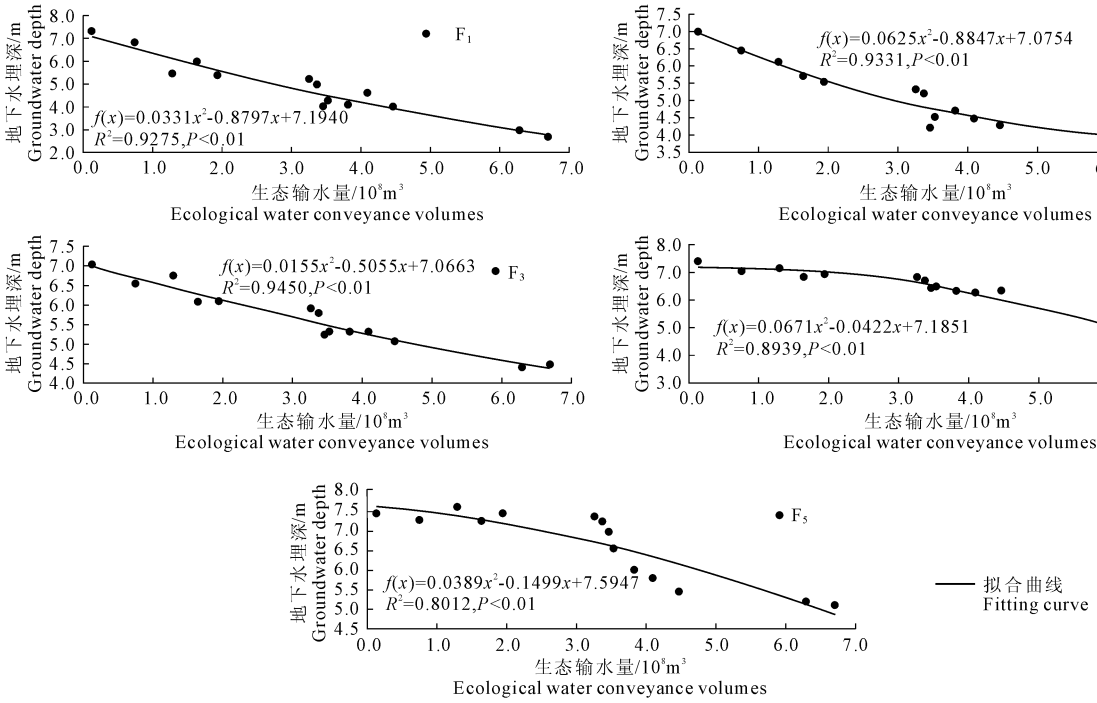

图3 历次生态输水量与英苏断面5口监测井地下水位定量关系

Fig. 3 Quantitative relationship between previous ecological water conveyance volumes and groundwater depths of 5 monitoring wells in the Yingsu section

根据图3，英苏断面5口监测井在生态输水后均明显响应，随着输水量的增加，5口监测井地下水位均显著抬升，其中，经过14次生态输水后，F_1地下水位由5.20 m抬升到2.68 m，抬升幅度为48.46%；F_2地下水位由5.32 m抬升到3.87，抬升幅度为27.26%，F_3地下水位由5.91 m抬升到到4.47 m，抬升幅度为24.37%，F_4地下水位由6.81 m抬升到4.96 m，抬升幅度为27.17%，F_5地下水位由7.31 m抬升到5.10 m，抬升幅度为30.23%。

3.2 耕地扩张导致天然植被退化的面积关系

2013年生态输水量为4.88×10^8 m^3，输水后5口监测井地下水位分布如图4所示，在此基础上扣除1×10^8 m^3水作为耕地扩张用水，根据图3中生态输水量与5口监测井地下水位抬升幅度的定量关系模型，计算得到耕地扩张挤占1×10^8 m^3生态用水后5口监测井的地下水位分布情况（图4）。根据图4，减少1×10^8 m^3水量后，5口监测井地下水位分别降低1.60、0.72、0.87、1.38 m和0.5 m，平均降低1.01 m。

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

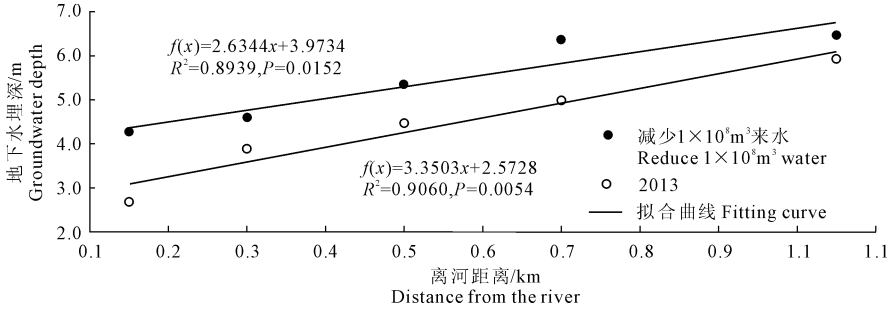

图 4　2013 年及耕地扩张挤占 1×10^8 m^3 生态用水后地下水位分布情况

Fig. 4　Groundwater depth distribution in 2013 and after 1×10^8 m^3 ecological water is occupied by cultivated land espansion

天然植被退化包括衰败和枯死。根据前人研究成果[27]，塔里木河下游地下水埋深小于 4.71 m 时胡杨正常生长，地下水埋深在 4.71 ~ 8.62 m 之间时胡杨正常生长受到胁迫，逐渐衰败，地下水埋深大于 8.62 m 时胡杨逐渐枯死。根据图 4，2013 年研究区离河 640 m 以内胡杨正常生长，离河 640 ~ 1 800 m 范围内胡杨处于衰败状态，离河 1 800 m 以外的胡杨逐渐枯死。而耕地扩张挤占 1×10^8 m^3 生态用水后，离河 280 m 以内胡杨正常生长，离河 280 ~ 1 760 m 范围内胡杨处于衰败状态，离河 1 760 m 以外的胡杨逐渐枯死，即耕地扩张挤占 1×10^8 m^3 生态用水后，距离河道 280 ~ 640 m，宽度为 360 m 范围内的胡杨由正常生长变为逐渐衰败，距离河道 1 760 ~ 1 800 m，宽度为 40 m 范围内的胡杨由逐渐衰败变为逐渐枯死。

研究区多年断流，第一次生态输水量为 1×10^8 m^3，水头到达阿布达勒，距离大西海子约 70 km，可认为在研究区 1×10^8 m^3 水大约可以满足 70 km 河长的需水，依此估算得到耕地扩张挤占 1×10^8 m^3 生态用水后，将会分别导致 5.60 km^2 和 50.40 km^2 范围内的胡杨处于逐渐衰败和逐渐枯死状态。此外，塔里木河流域农业灌溉需水定额为 650 mm，1×10^8 m^3 水可以满足 1.54 km^2 耕地用水，即耕地扩张 1.54 km^2 将会分别导致 5.6 km^2 和 50.4 km^2 范围内的胡杨处于逐渐衰败和逐渐枯死状态。因此，耕地扩张和胡杨林处于逐渐枯死与逐渐衰败状态的面积比例关系分别为: 1∶ 3.64 和 1∶ 32.73。

3.3　耕地与林、草地生态服务价值计算分析

2010 年研究区农作物播种面积为 745.40 km^2，生产总值为 10.21×10^8 元，根据此数据计算研究区农田景观提供食物生产服务的市场价值为 1 955.97 元 · hm^{-2}，由此得到研究区林地和草地生态服务价值当量表并分别计算其生态服务价值(表 4) 。

表 4　林、草地生态服务价值当量及其生态服务价值

Table 4　ESV equivalent weight and ESV of woodland and grassland

服务类型 Service type	生态服务价值系数/(元 · hm^{-2} · a^{-1}) Value coefficient of ecological service		森林 Forest		草地 Grassland	
	森林 Forest	草地 Grassland	ESV / $\times10^8$ yuan	比例/% Proportion	ESV / $\times10^8$ yuan	比例/% Proportion
气体调节 Gas regulation	3168.7	528.1	4.28	16.02	0.89	11.16
气候调节 Climate regulation	2445.0	586.8	3.30	12.36	0.99	12.40
水源涵养 Water conservation	2894.8	528.1	3.91	14.64	0.89	11.16
土壤形成与保护 Soil formation and protection	1193.1	860.6	1.61	6.03	1.45	18.18
废物处理 Waste disposal	3520.7	1271.4	4.75	17.80	2.15	26.86
生物多样性保护 Biodiversity conservation	2953.5	704.1	3.99	14.94	1.19	14.88
食物生产 Food production	97.8	195.6	0.13	0.49	0.33	4.13
原材料 Raw material	2347.2	39.1	3.17	11.87	0.07	0.83
娱乐文化 Entertainment and culture	1154.0	19.6	1.56	5.84	0.03	0.41
合计 Total	19774.9	4733.5	26.70	100.00	7.99	100.00

2010 年研究区林、草地面积分别为 371.37 km^2 和 464.24 km^2，合计 3 038.56 km^2，通过式(3) 计算得到林、草地生态服务价值分别为 26.60×10^8 和 7.99×10^8 元，合计 34.70×10^8 元，单位面积生态服务价值为 114.20×10^4 元 · km^{-2}。

通过式(4) 计算得到塔里木河流域 2010 年林地和草地的敏感性指数分别为 0.77 和 0.23(图 5) ，均小于 1，说明研究区 ESV 对于 VC 是缺乏弹性的，

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

研究结果可信。

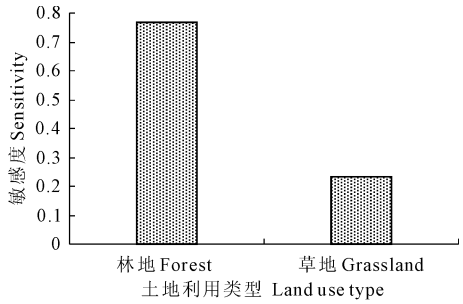

图5 生态服务价值的敏感度

Fig. 5 The sensitivity coefficients of ecosystem service values

2010年研究区主要农作物为小麦、玉米和棉花，种植结构为小麦10.34%，玉米9.07%，棉花80.59%。假设将2010年研究区林、草地全部开荒为耕地，根据耕地扩张和胡杨林之间枯死的面积比例关系将林、草地面积折算为耕地面积，为835.60 km^2，并按当年农业种植结构计算得到小麦、玉米和棉花耕种面积分别为86.43、75.78 km^2和673.39 km^2。此外，2010年研究区小麦、玉米和棉花的单位面积产量分别为4 982、6 351 kg·hm^{-2}和2 059 kg·hm^{-2}，当年农作物价格分别为2.21、1.83元·kg^{-1}和6.93元·kg^{-1}，据此计算得到将林、草地全部开荒为耕地后小麦、玉米和棉花产值为0.95×10^8元、0.88×10^8元和9.61×10^8元，总产值11.44×10^8元，单位面积产出136.91×10^4元·km^{-2}(图6)。

根据图6，耕地与林、草地单位面积产出分别为136.91×10^4元·km^{-2}和114.20×10^4元·km^{-2}，耕地高于林、草地，但是从价值总量来看，耕地和林、草地分别产出11.44×10^8元和34.70×10^8元，林、草地高于耕地。此外，根据研究区耕地灌溉定额和天然植被需水定额(400 mm)，计算得到耕地和林、草地单位水产值分别为2.11元·m^{-3}和2.85元·m^{-3}，消耗等量水林、草地产出经济价值高于耕地。因此，对于水资源匮乏、生态脆弱的研究区，虽然耕地能够在短时间内为研究区带来较高的经济收入，但是，从生态保护和区域可持续发展角度来看，林、草地的生态经济价值高于耕地。

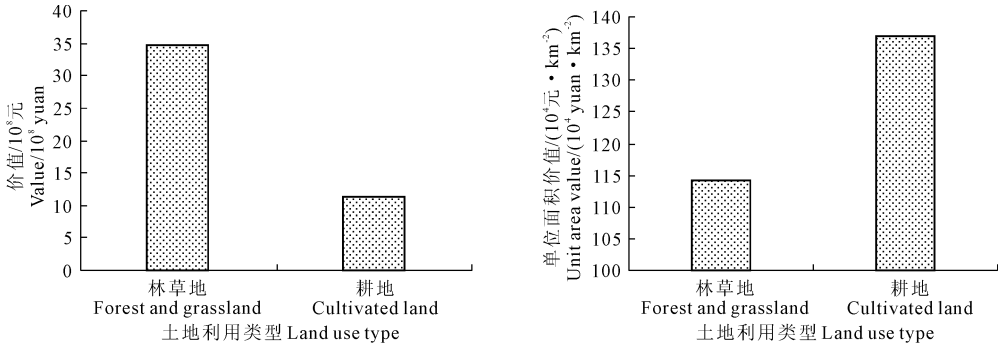

图6 林、草地生态服务价值及耕地产值

Fig. 6 ESV of woodland and grassland and the output value of cultivated land

4 讨 论

水是维持干旱区荒漠生态系统稳定与推进区域社会经济发展的关键因子，实现“社会－经济－生态”的协调发展要求本就稀缺的水资源合理分配。在塔里木河下游地区，随着绿洲不断开发，耕地扩张所需水量增加，河水被截留用于农田灌溉，使得原先的水资源平衡状态被打破，下游来水量减少，天然绿洲因缺水而衰败枯死，加速了沙漠化的发生。建国前，耕地面积较少，在人工绿洲与荒漠之间往往存在着一个较为宽阔的荒漠林或灌草林带。由于风沙流活动基本上集中于近地面30 cm的距离内，这些植被带一方面阻止了靠近沙漠一侧的原生沙漠化的发展对绿洲的侵害，同时由于植被的存在隔绝了风与沙质地表的直接接触，从而有效防止了就地起沙活动，荒漠过渡带的存在对维护绿洲生态平衡有重要意义。建国后，绿洲外围靠近沙漠的荒漠过渡带也被大面积开垦，从而使人工绿洲与外围沙漠由隔墙观望状态转入面对面的接触状态，引起风蚀和流沙的发生[28]。若遇枯水年，在河道来水不足的情况下，大面积土地因缺水或不适于耕作而撂荒，如2008年研究区农作物播种面积为798.71 km^2，2009年因干旱该面积下降为502.34 km^2，致使近300 km^2耕地撂荒，在干旱区特殊的气候背景下，撂荒后的土地，自然植被恢复困难，裸露的地表土壤很容易遭受风蚀而沙化。

除此之外，研究区开荒过程中本身就存在的一系列问题，直接导致农田生态系统稳定性较差。首先，研究区种植业作物种群结构不合理，由于棉花生产效益明显，1990年以后棉花种植大幅增长。棉花比重过高给作物轮作倒茬带来很大困难，棉田连作时间过长，致使农业种群结构长年比较单一，生物多样性减少，长期以来造成农业生态系统稳定性下降，抵御外界干扰和恢复能力降低[29]；其次，长期灌溉

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

造成农田盐渍化问题严重，土壤不断退化，生产力下降; 再次，地膜覆盖已经作为研究区一项主体农业技术应用推广，棉花、玉米等主要农作物的地膜覆盖率不断增大，但长期以来对地膜降解及回收的问题并无有效办法解决，势必造成农业白色污染[30]。因此，在干旱区，耕地扩张不仅降低了原本就脆弱的生态系统的稳定性，而且从生态环境的可持续发展角度来看，其社会经济价值也低于天然植被，对研究区无序开荒进行严格限制势在必行。

5　结　论

1) 地下水埋深和生态输水水量之间存在较好的线性相关，耕地扩张占用 1×10^8 m^3 生态用水后，5 口监测井地下水位分别降低 1.6、0.72、0.87、1.38 m 和 0.5 m，地下水位平均降低 1.01 m，距离河道 280 ~ 640 m，面积为 50.40 km^2 范围内的胡杨由正常生长变为逐渐衰败，距离河道 1 760 ~ 1 800 m，面积为 5.60 km^2 范围内的胡杨由逐渐衰败变为逐渐枯死;

2) 耕地扩张除了致使天然植被逐渐枯死，还会导致更大面积的天然植被逐渐衰败，耕地扩张导致胡杨林处于逐渐枯死和逐渐衰败状态在面积上的比例关系分别为: 1: 3.64 和 1: 32.73，处于逐渐衰败状态的天然植被不会立即枯死，但其生态系统稳定性变差，生态服务价值降低;

3) 耕地与林、草地单位面积产出分别为 136.91×10^4 元 · km^{-2} 和 114.20×10^4 元 · km^{-2}，耕地高于林、草地，但是耕地和林地总产值分别为 11.44×10^8 元和 34.70×10^8 元，林、草地高于耕地，同时，耕地和林、草地单位水产值分别为 2.11 元 · m^{-3} 和 2.85 元 · m^{-3}，消耗等量水林、草地产出经济价值高于耕地。从可持续发展来看，林、草地的价值高于耕地，生态系统的服务性功能大于生产性功能。因此，对于水资源极端匮乏的干旱区，社会经济发展首先应大力保护天然植被，维持荒漠生态系统的稳定，耕地无序扩张应被严格限制，并在此基础上实行耕地减退。

参 考 文 献:

[1] 郝兴明，陈亚宁，李卫红，等. 塔里木河中下游荒漠河岸林植被对地下水埋深变化的影响 [J]. 地理学报，2008，63(11): 1123-1130.

[2] 满苏尔 · 沙比提，努尔卡木里 · 玉素甫. 塔里木河流域绿洲耕地变化及其河流水文效应 [J]. 地理研究，2010，29(12): 2251-2260.

[3] 徐海量，宋郁东，陈亚宁. 生态输水后塔里木河下游地下水的动态变化 [J]. 中国环境科学，2003，23(3): 327-331.

[4] 赵文智，程国栋. 人类土地利用的主要生态后果及其缓解对策 [J]. 中国沙漠，2000，20(4): 369-372.

[5] 邓铭江. 塔里木河下游应急输水的水生态环境响应 [J]. 水科学进展，2005，16(4): 586-591.

[6] 徐海量，叶　茂，李吉玫. 塔里木河下游输水后地下水动态变化及天然植被的生态响应 [J]. 自然科学进展，2007，17(4): 460-470.

[7] 高前兆，屈建军，王　润，等. 塔里木河下游绿色走廊生态输水对沙漠化逆转的影响 [J]. 中国沙漠，2007，27(1): 52-58.

[8] 徐海量，叶　茂. 流域水文过程与生态环境演变耦合关系 [M]. 乌鲁木齐: 新疆科学技术出版社，2012: 45-63，91-115.

[9] 吐尔逊 · 哈斯木，曼尼萨汗 · 吐尔隼，祖木拉提 · 依不拉音，等. 导致塔里木河流域土地沙漠化扩展的深层次原因分析 [J]. 中国沙漠，2011，31(6): 1380-1387.

[10] 樊自立，徐海量，傅荩仪，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.

[11] 赵新风，徐海量，王　敏，等. 不同水平年塔里木河流域灌溉面积超载分析 [J]. 农业工程学报，2015，31(24): 77-81.

[12] 王立洪，张　斌，万　英. 新疆南疆农业灌溉对生态与环境影响 [J]. 水土保持研究，2002，9(1): 30-33.

[13] 冯　起，刘　蔚，司建华，等. 塔里木河流域水资源开发利用及其环境效应 [J]. 冰川冻土，2004，26(6): 682-690.

[14] A. M. Rusanov. Recovery of natural vegetation and ecological functions of pasture ecosystems in arid steppes of the Cisural region [J]. Russian Journal of Ecology, 2014, 45(4): 243-248.

[15] Miao Lijuan, Jiang Chong, Xue Baolin, et al. Vegetation dynamics and factor analysis in arid and semi - arid Inner Mongolia [J]. Environmental Earth Sciences, 2015, 73(5): 2343-2352.

[16] E. N. Tagieva. Degradation of the vegetation cover as exemplified by the arid foothill areas of the greater caucasus within Azerbaijan [J]. Geography and Natural Resources, 2012, 33(1): 100-103.

[17] 张青青，徐海量，樊自立，等. 玛纳斯河流域人工绿洲扩张对社会经济和生态环境的影响分析 [J]. 中国沙漠，2012，32(3): 863-871.

[18] Vincent Kakembo. Trends in vegetation degradation in relation to land tenure, rainfall, and population changes in peddie district, eastern cape, south africa [J]. Environmental Management, 2001, 28(1): 39-46.

[19] Shi Xiaoli, Wang Wei. Modification of Costanza's model of valuing ecosystem services and its application in China [J]. Ecological Economy, 2009, 5(4): 341-348.

[20] 新疆维吾尔自治区统计局. 新疆统计年 [M]. 北京: 中国统计出版社，2011.

[21] 孙法臣. 新疆生产建设兵团统计年鉴 [M]. 北京: 中国统计出版社，2011.

[22] 杨鹏年，邓铭江，李　霞，等. 塔里木河下游间歇输水下地下水响应宽度—以塔里木河下游英苏断面为例 [J]. 干旱区研究，2008，25(3): 331-335.

[23] Robert Costanza, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, et al. The value of the world's ecosystem services and nature capital [J]. Nature, 1997, 387: 253-160.

[24] 谢高地，肖　玉，鲁春霞. 生态系统服务研究: 进展、局限和基本范式 [J]. 植物生态学报，2006，30(2): 191-199.

[25] 谢高地，鲁春霞，冷允法，等. 青藏高原生态资产的价值评估 [J]. 自然资源学报，2003，18(2): 189-196.

[26] 白　元，徐海量，凌红波，等. 塔里木河干流区土地利用与生态系统服务价值的变化 [J]. 中国沙漠，2013，33(6): 1912-1920.

[27] 安红燕，徐海量，叶　茂，等. 塔里木河下游胡杨径向生长与地下水的关系 [J]. 生态学报，2011，31(8): 2053-2059.

[28] 王玉朝，赵成义. 绿洲 - 荒漠生态脆弱带的研究 [J]. 干旱区地理，2001，24(2): 182-188.

[29] 赖先奇，秦　莉，张凤华. 新疆绿洲生态农业建设与可持续发展 [J]. 中国生态农业学报，2002，10(4): 129-130.

[30] 张凤华. 玛纳斯河流域绿洲农业生态系统演替及可持续发展研究 [D]. 北京: 中国农业大学，2004.

?1994-2018 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net