

青土湖水面形成过程对荒漠植物多样性的影响

刘淑娟, 马剑平, 刘世增, 袁宏波, 王 祺

(甘肃省治沙研究所 甘肃省荒漠化与风沙灾害防治重点实验室 省部共建国家重点实验室培育基地, 甘肃 兰州 730070)

摘 要: [目的] 分析青土湖输水过程对荒漠植物种多样性影响, 为青土湖输水后的生态功能分析提供参考。[方法] 通过 4 a 的定位观测数据计算, 分析青土湖岸植物种的多样性以及植物种的时间与空间变化及其与地下水位关系。[结果] 距水面 200 m 范围的植物种数量减少, 其中距水面 0 m 的植物种减少最多, 100 m 处物种变化最少。Shannon-Weiner, Pielou 指数和 Simpson 指数变化趋势相似, 丰富度和多样性减小, 均匀度和优势度增大; 其中植物种优势度变化相对较大, 且空间变化速率大于时间变化率, 但 Cody 指数的时间变化率大于空间变化速率。[结论] 青土湖输水促使植物种及其多样性以水源为中心呈带状变化, 形成特征植物圈, 且随地下水位上升变化程度增大。

关键词: 青土湖; 输水; 荒漠植物; 多样性

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2016)01-0027-06

中图分类号: TV148

文献参数: 刘淑娟, 马剑平, 刘世增, 等. 青土湖水面形成过程对荒漠植物多样性的影响. [J]. 水土保持通报, 2016, 36(1): 27-32. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2016.01.006

Effects of Qingtu Lake Water Area Formation on Diversity of Plants in Desert Region

LIU Shujuan, MA Jianping, LIU Shizeng, YUAN Hongbo, WANG Qi

(State Key Laboratory Breeding Base for Gansu Desertification and Aeolian Sand

Disaster Combating, Gansu Desert Control Research Institute, Lanzhou, Gansu 730070, China)

Abstract: [Objective] The objective of this study is to investigate the influence of water delivery process on diversity of the plants in Qingtu Lake in order to provide basis for functional analysis in this region. [Methods] After a four year locating observation, biodiversity index was applied to analyze plant diversity in Qingtu Lake shores. The relationships between plant diversity variation and underground water level were also investigated. [Results] The number of plant species reduced within 200 m range from the water surface, and the maximum reduction occurred at the surface of water while the minimum reduction occurred at 100 m. Shannon-Weiner, Pielou index and Simpson index showed a similar trend, richness and Shannon-Weiner decreased, while Pielou index and Simpson index increased. Simpson index changed greatly, and the spatial variation was greater than the temporal variation. In contrast, the temporal variation of the Cody index was greater than the spatial variation. [Conclusion] Importing water to Qingtu Lake had prompted the spatial distribution of plant species. The water source is centre for the belt distribution of the plant species, and the change increase with the rise of the underground water level.

Keywords: Qingtu Lake; importing water; desert plants; diversity

生物多样性研究和理论探索主要来源于那些生物生产力较高的生态系统类型, 在整个陆地生态系统中对于干旱半干旱内陆河流域生物多样性的相关研究相对报道较少, 且缺少试验和调查数据的支撑和验

证^[1-3]。由于干旱区内陆河流域是一个以水为主导的, 相对完整的地理单元, 不同的水分时空分布格局和人类对水利用和分配的变化使流域地区支撑的复杂生态系统更加多样化^[4]。生物多样性的变化关系

收稿日期: 2015-09-22

修回日期: 2015-10-19

资助项目: 国家自然科学基金项目“石羊河尾间(青土湖)水面形成的生态效应研究”(31160116), “人为干预下石羊河下游地下水动态变化及生态效应研究”(31260129), “民勤荒漠绿洲过渡带白刺灌丛沙堆表面风沙流特征与沙堆形成演变的关系研究”(41361001)

第一作者: 刘淑娟, (1979—), 女(汉族), 湖南省衡阳市人, 硕士, 副研究员, 主要从事荒漠生态研究。E-mail: crisbe1210@163.com。

通讯作者: 马剑平(1971—), 女(回族), 甘肃临夏县人, 硕士, 助研, 主要从事荒漠化防治研究。E-mail: 3000ping@163.com。

到了区域不同类型生态系统的服务功能和可持续发展,生物多样性的保育是实现资源合理利用和区域环境保护可持续发展的根本途径之一^[5]。但是,在荒漠生态系统中,水和其他生境因子的改变如何影响生物多样性,以及其影响的程度如何?生物多样性又是如何响应和适应这些改变等问题研究报道较少。这些问题的回答是实现生物多样性保育和维系生态系统健康的重要前提,也是干旱区生态综合集成研究所要回答的重要前沿科学问题之一。干旱区河岸(湖岸)植被在区域生态安全与稳定中扮演着重要角色,也是区域生物多样性比较复杂的区域,对其结构与保护方法进行了多方面研究^[6-8]。应急输水作为干旱区河岸退化植被恢复的方法,已在塔里木河实施,并取得了良好效果^[9-11]。青土湖是石羊河尾间湖,水面曾达 400 km²,形成了区域湿地^[12]。在 1959 年,青土湖完全干涸,水干沙起,经过 50 a 多演变,湿地植被演化为荒漠,流沙肆虐,形成了长达 13 km 的风沙线,成为民勤绿洲北部最大的风沙口,腾格里和巴丹吉林 2 大沙漠在这里呈现合围之势^[13-15]。从 2010 年开始,通过渠道持续给青土湖注水,至 2013 底,青土湖形成水面 15 km²。随着水面形成,青土湖生态环境发生逆转过程,土壤等生态因子逆变^[13-14]。青土湖生态环境变化也将促进周边植被组成、结构及生长变化。石羊河下游属荒漠区^[16-18],植物群落演替受地下水位影响明显^[19-24]。青土湖输水后主要影响区域地下水位变化,类似的河湖岸研究,揭示植被空间变化受水体的影响显著^[15,25]。青土湖输水导致区域水环境发生强烈变化,这种极端事件^[26]必然引起区域植被的变化。本文在时空梯度上,拟应用青土湖输水过程的植被调查资料,分析长期适应干旱环境影响下形成的植物在应对短期、充足水分条件下的群落丰富度、多样性在时空上的变化梯度,确定荒漠植物种多样性对输水干扰的响应,以期为青土湖输水的生态功能分析提供参考,同时为石羊河下游生态环境修复及干旱区湿地恢复提供依据。

1 研究区概况

青土湖是石羊河尾间,位于腾格里沙漠西北缘,巴丹吉林沙漠与腾格里沙漠在此交汇,海拔高度约为 1 292~1 310 m。该区年平均气温为 7.8 ℃,大于 10 ℃的有效积温 3 289.1 ℃;年平均降水量 89.8 mm,且降水多集中于 7—9 月,占全年降水总量的 73%,蒸发量达 2 600 mm 以上,无霜期 168 d。研究区土壤以湖相沉积物为母质的砂土及壤质砂土为主^[8],植被类型为典型的荒漠植被,白刺(*Nitraria*

tangutorum)群落形成连续大面积分布,另有芦苇(*Phragmites communis*)群落成片分布,伴生灌木有黑果枸杞(*Lycium ruthenicum*)、沙蒿(*Artemisia sphaerocephala*)和盐爪爪(*Kalidium foliatum*);草本植物种类相对较丰富,主要有,刺沙蓬(*Salsola tragus*)、驼蹄瓣(*Zygophyllum fabago*)、戟叶鹅绒藤(*Cynanchum sibiricum*)、猪毛菜(*Salsola collina*)、沙蓬(*Agriophyllum squarrosum*)、砂引草(*Tournefortia sibirica*)、碟果虫实(*Corispermum patelliforme*)、砂蓝刺头(*Echinops gmelinii*)、画眉草(*Eragrostis minor*)、雾冰藜(*Bassia dasyphylla*)、蓼子朴(*Inula salsoloides*)、骆驼蒿(*Peganum nigellastrum*)、骆驼蓬(*Peganum harmala*)和盐生草(*Halogeton glomeratus*)等。

2 研究方法

2.1 样地设置

调查以人工湖为中心,分别在较大面积水域设置样带 3 条。在每个样带上以水面为起始点,调查至沙丘边缘。15 号样地(地理坐标为:39°08'3"—39°08'3"N, 103°37'53"—103°38'8"E)样带长约为 350 m,16 号样地(39°07'13"—39°07'30"N,103°38'0"—103°38'21"E)和 17 号(39°07'7"—39°07'14"N,103°38'12"—103°38'40"E)样带长 500 m。样地间距依距水面 0,50,100,150,200,250,300,350,400,450,500 m 等距离设置。在每个样地设置 20 m×20 m 的样方 2 个,共设置样方 58 个,调查草本植物则在 20 m×20 m 样方内采用 5 点法取 1 m×1 m 小样方,共设小样方 290 个。15 号样地只有 7 个样点,为了统一数据分析,16 号样地和 17 号样地观测数据也取 7 个,采用自水面 0~300 m 范围的湖岸植物种及环境因子值做统计分析。

2.2 取样方法

在每个 20 m×20 m 样方内调查植物种类、高度、冠幅,灌木植株数量以 20 m×20 m 样方内植物为观测对象。草本植物数量则统计 20 m×20 m 样方内 5 个 1 m×1 m 小样方的平均数量,计算物种密度。同时,在样方边缘取土壤样,并观测其剖面特性。土壤取样分层深度为 0—5,5—10,10—20,20—40,40—60 cm。

2.3 群落数量指数计算

统计和计算频度、相对丰富度指数 Gleason 指数(P_a)、Shannon-Weiner 指数、Pielou 指数(均匀度指数)、Simpson's 指数(优势度指数)和 Cody 指

数^[27-28]。分析植物群落多样性特征。它们的计算公式分别为:

(1) Shannon-Weiner 指数:

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad (1)$$

式中: H ——Shannon-Weiner 指数; n_i ——第 i 个种的个体数目(株); N ——群落中所有种的个体总数(株)。Shannon-Wiener 指数表明,群落中生物种类增多代表了群落的复杂程度增高,即 H 值愈大,群落所含的信息量愈大。

(2) Pielou 均匀度指数:

$$JSW = \frac{- \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i}{\ln S} \quad (2)$$

式中:JSW——Pielou 均匀度指数; S ——样方中观察的物种数; $P_i = n_i/N$, N ——样方中各物种数量总和(株); n_i ——第 i 个种的数量(株)。下同。

(3) Simpson's 指数(优势度指数)

$$D = 1 - \sum_{i=0}^S p_i^2 \quad (3)$$

式中: D ——Simpson's 指数。下同。

(4) Cody 指数:

$$\beta_c = [g(H) + l(H)]/2 \quad (4)$$

式中: β_c ——多样性指数的 Cody 指数; $g(H)$ ——沿时间或环境梯度 H 变化增加的物种数目(株); $l(H)$ ——随着时间或空间梯度 H 变化失去的物种数目(株)。

为了更好地体现植物物种的增加或减少,我们对 Cody 多样性指数计算公式进行修正,使 $g(H)$ 取正值, $l(H)$ 取负值,以直观地从 Cody 值上观察到植物物种多样性的变化方向^[12,19]。修正后的公式为:

$$\beta_c = [g(H) - l(H)]/2 \quad (5)$$

式中: β_c ——多样性指数的 Cody 指数; $g(H)$ ——沿时间或环境梯度 H 变化增加的物种数目(株); $l(H)$ ——随着时间或空间梯度 H 变化失去的物种数目(株)。

3 结果分析

3.1 物种丰富度变化

在青土湖区的调查区域距水面不同间距的植物种数量各异,不同时间和距水面不同间距的植物种共计 22 种,其中灌木植物 4 种,多年生草本植物 5 种,1 年生植物 17 种(表 1)。

表 1 青土湖距水面 0—300 m 间距植物种数量及其多样性指数统计分析

青土湖距水面间距/m		0	50	100	150	200	250	300	总计
多样性指数的 方差分析 p 值	Shannon-Weiner 指数	0.521	0.984	0.173	0.387	0.753	0.190	0.118	—
	Pielou 均匀度指数	0.382	0.603	0.069	0.251	0.525	0.145	0.525	—
	Simpson's 指数	0.487	0.143	0.109	0.355	0.700	0.187	0.174	—
2011—2014 年 植物种数量	2011	7.0	7.0	7.0	5.0	5.0	7.0	4.0	17.0
	2012	7.0	7.0	6.0	7.0	7.0	8.0	7.0	20.0
	2013	5.0	3.0	6.0	4.0	6.0	5.0	5.0	13.0
	2014	5.0	4.0	6.0	5.0	5.0	5.0	4.0	13.0

灌木和半灌木植物占总数的 18.18%,分别是白刺、盐爪爪、黑果枸杞和沙蒿。其中白刺重要值分别是盐爪爪、黑果枸杞和沙蒿的 7.8, 8.6 和 6.0 倍,成为建群种。多年生草本植物有芦苇、戟叶鹅绒藤、骆驼蒿、砂引草和蓼子朴,占总数的 22.72%,其中芦苇频度和重要值都较大,成为建群种,戟叶鹅绒藤和骆驼蒿为伴生种,砂引草和蓼子朴则为偶见种。1 年生草本植物所占比例为 40.90%,但只有骆驼蹄瓣频度较大,均为伴生植物种。

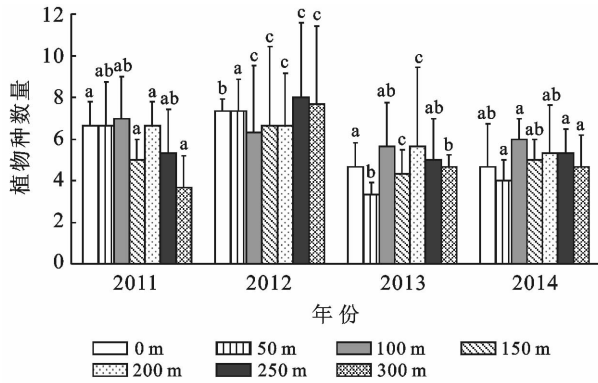
从植物种变化比较(图 1),2011—2014 年,在近水域 0 m 的植物种类减少了 31.58%,距水面 50 m 的植物种减少了 25.00%,距水面 100 m 的植物种只减少了 5.88%。在近水域 0 m 的植物种变异系数达

24.95%,是距水面 100 m 处的 3 倍,距水面 100 m 的植物种变化的变异系数最小。在水面形成初期的 2011—2012 年,距水面 0~50 m 的植物种较 100 m 处为多,而 2013 年和 2014 年,100 m 处的植物种相对 0~50 m 的较多。在距水面 150 m 之外,植物种数量除 2012 年物种增加,其余时间均减少。在 2011—2014 年,植物种变化较大的距水面距离为 0, 50, 250 和 300 m。

3.2 植物多样性指数

在 2011—2014 年的青土湖水面形成过程中,除距水面 0 m 的 Shannon-Weiner 指数逐渐减小外,其他距离的则均不同程度增加(图 2),但年际间的差异不显著($p < 0.05$)(表 1),最大变异系数为 48.76%,

距水面 0~50 m 的范围内,多样性降低。2011 年的 Shannon-Weiner 指数是 2012 年的 1.3 倍,是 2013 年的 1.2,2014 年的 2.2 倍。50~250 m 的 Shannon-Weiner 指数则增大了 1.2~4.5 倍。其中距水面 150 m 处是 Shannon-Weiner 指数增加最大区域,增大了 4.5 倍,植物群落的多样性增大。在距水面 300 m 处则是 2011—2012 年增加,0~300 m 的 Shannon-Weiner 指数的空间最大变异系数为 53.66%(图 2)。



注:字母 a, b, c 分别表示差异显著性 ($p < 0.05$)。

图 1 2011—2014 年青土湖距水面 0—300 m 范围的植物种数量平均变化值

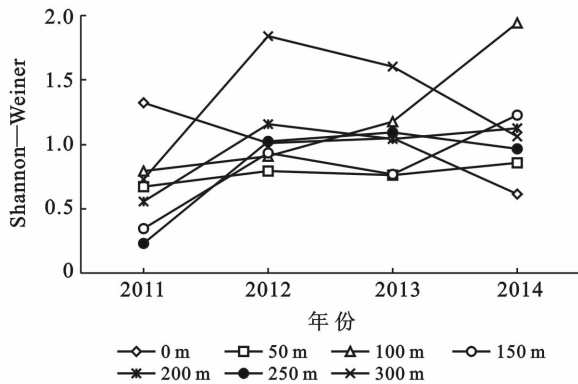


图 2 2011—2014 年青土湖距水面 0—300 m 处植物种 Shannon-Weiner 指数

在水面边缘,2011 年的 Pielou 指数是 2012 年的 1.9 倍,是 2013 年的 1.4 倍和 2014 年的 2.1 倍,即距水面 0 m 的植物群落均匀度增加,年际最大变异系数为 53.81%(图 3)。50 m 之后的 Pielou 指数呈减小趋势,增加范围为 1.1~4.0 倍。在距水面 100, 150 m 处和 250 m 处的 Pielou 指数变化较大,分别减小了 3.9, 3.5 和 4.0 倍,植物群落的均匀度降低。除距水面 0 m 的 Pielou 均匀度指数逐渐增大外,其他距离的 Pielou 均匀度指数变化总趋势都减小(图 3),但只有在距水面 100 m 处的差异性较显著 ($p < 0.1$),其中距水面 250 和 300 m 的 Pielou 均匀度指数在 2014

年较前 1 年有所增加。0~300 m 的 Pielou 指数最大变异系数为 64.61%。

在距水面 0~50 m 的范围,2011 年的 Simpson's 指数是 2012 年的 1.9 倍,是 2013 年的 1.4 倍和 2014 年的 2.1 倍,即距水面 0~50 m 的优势度增加,年际最大变异系数为 54.86%(图 4)。0 m 与 250 m 处的 Simpson's 指数差异性显著 ($p < 0.05$)。距水面 0 m 的 Simpson's 指数逐渐减小,植被的物种优势度增大,多样性减小。50 m 之后的 Simpson's 指数变化趋势相似,植被的物种优势度较小。50~300 m 的优势度小于近水面区。其中距水面分别增加了 1.4~5.9 倍。在距水面 150 m 处和 250 m 的 Simpson's 指数变化较大,分别增加了 4.5 和 5.9 倍,植物群落的多样性降低,物种的优势度较大。距水面 0~300 m 处的 Simpson's 指数最大变异系数为 68.41%。

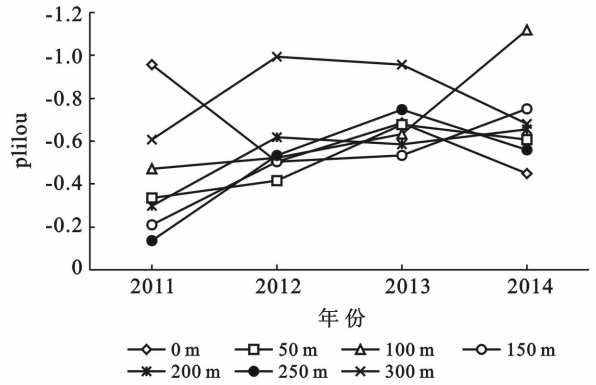


图 3 2011—2014 年青土湖距水面 0—300 m 处植物种 Pielou 指数

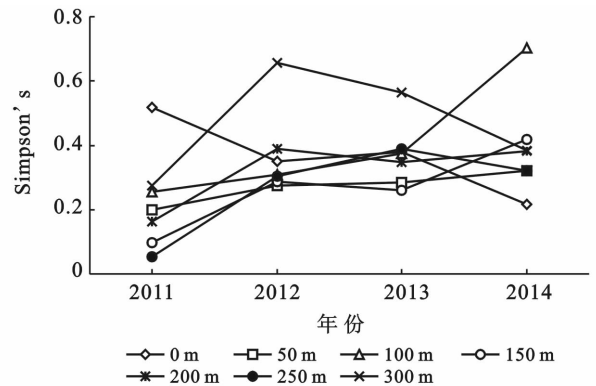


图 4 2011—2014 年青土湖距水面 0—300 m 处植物种 Simpson's 指数

3.3 地下水位与植物多样性变化

随着青土湖输水和水面形成,区域地下水位上升,引起植物群落 Cody 多样性指数变化(表 2)。Cody 多样性指数的时间变化是:2011—2014 年的 Cody 多样性指数增大。在距水面 0 m 范围内,2014

年的 Cody 多样性指数是 2011 年的 2.3 倍,其中植物种减少了 7 种,增加了 5 种,年变化率为 30%~50%,消失的灌木种有沙蒿和黑果枸杞,多年生草本有骆驼蒿和戟叶鹅绒藤,1 年生草本植物有沙蓬等。增加的植物种都是 1 年草本植物,如雾冰藜和画眉草等。在距水面 50 m,其中植物种减少了 4 种,增加了 1 种,消失的灌木种有沙蒿,多年生草本有骆驼蒿和戟叶鹅绒藤,1 年生草本植物有沙蓬。增加的植物种只有戟叶鹅绒藤,年变化率为 27%~36%。在距水面 50 m 之后的 Cody 多样性指数随时间增加而呈减小趋势,

其中距水面 250~300 m 分别减小了 3.0~2.0 倍,增加的植物种为沙蓬、猪毛菜和盐生草等 1 年生植物种,消失的则为戟叶鹅绒藤和骆驼蒿等多年生植物。Cody 多样性指数的空间变化较大的区间为距水面 0~50 m 的范围,Cody 多样性指数分别是 4.0,2.5,其次是 200~250 m 的 Cody 多样性指数为 3.0(表 2)。距水面 0~50 m 的范围地下水位上升了 1.4 m,与之相应的 Cody 多样性指数变化也较大,也是物种多样性变化最大区域,地下水位变化强烈影响植荒漠物群落的物种多样性。

表 2 2011—2014 年青土湖地下水位和 Cody 多样性指数

年份	多样性指数							备注
	0 m	50 m	100 m	150 m	200 m	250 m	300 m	
2011—2012	0.5	1.5	0.0	1.0	-0.5	1.0	2.5	2011—2014 年期间的 Cody 多样性指数即物种恢复或消亡速率
2012—2013	-0.5	-2.0	-0.5	-1.5	0.5	-2.0	-1.5	
2013—2014	1.5	0.5	-0.5	1.0	-1.0	1.5	-0.5	
2014	-1.0	1.5	1.5	0.0	0.5	0.0	—	距水面 0—300 m 距离的空间上 Cody 多样性指数即物种替代速率
2014	0.7	2.2	2.4	2.4	2.4	2.4	3.6	50 m 处地下水位

4 结论

(1) 青土湖输水后,近水区域植物种呈减少趋势,区域植物种丰富度降低。从 2010 年开始,青土湖形成了人工湖,长期适应干旱环境的植物种逐渐退化和减少,并形成了以水分梯度为特征的不同生活型植物种占主导的空间分布格局。在近水区域芦苇成为优势植物种,而沙蒿、沙蓬等旱生植物消失。但青土湖植物种的丰富度对水分响应变化的差异不显著,植物种的总植物种替代数最多为 4 个,这主要与区域植物种较少,1 年植物种比例较大相关。在青土湖距水面 0~300 m 范围的草本植物种占 81.82%,其中 1 年生植物占 40.90%。

(2) 青土湖输水后,近水区域的植物多样性降低,均匀度和优势度增加,物种的空间镶嵌分异性程度降低,带状分化明显。近水区植物种均匀度增加,形成芦苇单种群落。随着青土湖水面形成,植物群落带状分布格局显著。

(3) 青土湖水面形成过程中,植物种优势度的空间变化率大于时间变化率,植物多样性变化表现出与地下水位一致的空间序列。但 Cody 指数的时间变化率大于空间变化速率。青土湖的年际地下水位变化影响区域植物种多样性的时间波动。

[参 考 文 献]

[1] 王永健,陶建平,彭月. 陆地植物群落物种多样性研究进

展[J]. 广西植物,2006,26(4):406-411.

[2] 李毅,屈建军,董治宝,等. 中国荒漠区的生物多样性[J]. 水土保持研究,2008,15(4):79-81.

[3] 柏成寿,崔鹏. 我国生物多样性保护现状与发展方向[J]. 环境保护,2015(5):30-35.

[4] 王让会,游先祥. 西部干旱区内陆河流域脆弱生态环境研究进展:以新疆塔里木河流域为例[J]. 地球科学进展,2000,16(1):39-44.

[5] 曾志新,罗军,颜立红,等. 生物多样性的评价指标和评价标准[J]. 湖南林业科技,1999,26(2):1451-1456.

[6] Naiman R J, Decamps H, Pollock M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity[J]. Ecology, 1993,2(3):309-212.

[7] Osborne L L, Kovacic D A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management[J]. Foreshow Biology, 1993,29(2):243-258.

[8] 刘虎俊,刘世增,李毅,等. 石羊河中下游河岸地下水位变化与其植被响应[J]. 干旱区研究,2012,25(2):113-118.

[9] 陈永金,刘加珍,陈亚宁,等. 输水前后塔里木河下游物种多样性与水因子的关系[J]. 生态学报,2013,33(9):1861-1876.

[10] 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.

[11] 刘加珍,陈亚宁,李卫红,等. 荒漠河岸植被的受损过程与受损机理分析[J]. 地理学报,2006,61(9):946-956.

[12] 郭晓寅,陈发虎,颀耀文,等. 自然条件下石羊河终间湖

- 泊模拟研究[J]. 自然资源学报, 1999, 14(4): 385-388.
- [13] 刘淑娟, 袁宏波, 刘世增, 等. 石羊河尾间水面形成区土壤颗粒的分形特征[J]. 水土保持通报, 2013, 30(20): 235-240.
- [14] 董志玲, 徐先英, 金红喜, 等. 生态输水对石羊河尾间湖区植被的影响[J]. 干旱区资源与环境, 2015, 29(7): 101-106.
- [15] 刘世增. 石羊河流域中下游河岸植被变化及其驱动因素研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2010.
- [16] 李昌龙, 王继和, 孙坤, 等. 民勤连古城自然保护区群落结构和物种多样性特征分析[J]. 西北植物学报, 2006, 26(11): 2338-2344.
- [17] 张有佳. 民勤连古城国家级自然保护区植物多样性及其保护对策与技术[J]. 甘肃林业科技, 2008, 3(3): 46-70.
- [18] 刘虎俊, 王继和, 常兆丰, 等. 石羊河下游荒漠植物区系及其植被特征[J]. 生态学杂志, 2006, 25(2): 113-118.
- [19] 何芳兰, 李治元, 赵明, 等. 民勤绿洲盐碱化退耕地植被自然演替及土壤水分垂直变化研究[J]. 中国沙漠, 2007, 27(2): 278-282.
- [20] 常兆丰, 刘虎俊, 赵明, 等. 民勤荒漠植被的形成与演替过程及其发展趋势[J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(7): 116-124.
- [21] 常兆丰, 仲生年, 韩福贵, 等. 民勤沙区主要植物群落退化特征及其演替趋势分析[J]. 干旱区研究, 2008, 25(3): 382-388.
- [22] 杨自辉. 民勤沙井子地区 40 a 来的植被变化研究[J]. 中国沙漠, 1999, 19(4): 395-397.
- [23] 杨自辉, 俄有浩, 方峨天, 等. 民勤绿洲边缘物种多样性对水资源变化的响应[J]. 中国沙漠, 2007, 27(2): 278-282.
- [24] 江洪, 张艳丽, James R S. 干扰与生态系统演替的空间分析[J]. 生态学报, 2003, 23(9): 1861-1876.
- [25] 杜泉滢, 李智, 刘书润, 等. 干旱、半干旱区湖泊周围盐生植物群落的多样性格局及特点[J]. 生物多样性, 2007, 15(3): 271-281.
- [26] 张彬, 朱建军, 刘华民, 等. 极端降水和极端干旱事件对草原生态系统的影响[J]. 植物生态学报, 2014, 38(9): 1008-1018.
- [27] 孙儒泳, 李博, 诸葛阳, 等. 普通生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 1993: 52-181.
- [28] 马克平. 生物群落多样性的测度方法[M]// 钱迎情, 马克平. 生物多样性研究的原理与方法. 北京: 中国科学技术出版社, 1994: 141-165.

(上接第 26 页)

- [9] 裴铁, 王番, 李金中. 壤中流模型研究的现状及存在问题[J]. 应用生态学报, 1998, 9(5): 543-548.
- [10] Anderson M G, McDonnell J J. Encyclopedia of Hydrological Sciences [M]. Chichester: John Wiley & Sons, 2005.
- [11] Chang Mingteh. Forest Hydrology: An Introduction to Water and Forests[M]. 3th ed. Boca Raton, Florida: The Chemical Rubber Company Press, 2012.
- [12] Kienzler P M, Naef F. Temporal variability of subsurface stormflow formation[J]. Hydrological Earth System Science, 2008, 12(1): 257-265.
- [13] 吴胡强, 邵永昌, 庄义琳, 等. 南京城郊麻栎林坡面土壤体积含水率与侧向流对降雨响应[J]. 浙江农林学报, 2014, 31(5): 683-689.
- [14] 吕刚, 吴祥云. 土壤入渗特性影响因素研究综述[J]. 中国农学通报, 2008, 24(7): 494-499.
- [15] Xie Hongxia, Yang Qinke, Li Ri. Influence on ecosystem service caused by soil and water conservation in Yanhe River Basin of the Loess Plateau, China[J]. Journal of Food Agriculture & Environment, 2013, 11(1): 993-998.
- [16] 李谦, 郑锦森, 朱青, 等. 太湖流域典型土地利用类型土壤水分对降雨的响应[J]. 水土保持学报, 2014, 28(1): 6-11.
- [17] 冯伟, 杨文斌, 李卫, 等. 毛乌素沙地沙柳固定沙丘土壤水分对降雨的响应[J]. 水土保持学报, 2014, 28(5): 95-99.