长白山区白江河泥炭地植被短期恢复实验

刘 宇[1,2,3,4] 杨盼盼[1,2,3,4] 卜兆君[1,2,3,4*] 王升忠[1,2,3,4*] 刘 超[1,2,3] 鹿 凡[1,2,3] 陈永达[1,2,3]

([1]东北师范大学地理科学学院泥炭沼泽研究所, 长春 130024; [2]长白山地理过程与生态安全教育部重点实验室, 长春 130024; [3]国家环境保护湿地生态与植被恢复重点实验室, 长春 130024; [4]长白山湿地生态过程与环境变化吉林省重点实验室, 长春 130024)

摘 要 泥炭地是重要陆地碳库,在全球范围内大多面临退化问题。选择长白山区排水改造后的白江河泥炭地为研究地,采用水文恢复、小灌木去除和泥炭藓移植结合的技术,通过筑坝堵截排水沟、剪除金露梅和移植泥炭藓繁殖体以实现各3个水平的水位埋深、小灌木盖度和移植密度的手段,进行了短期恢复实验研究。结果表明:随着水位提升,泥炭藓定植盖度增大;移植密度不超过1∶10(采集∶移植面积比)的条件下,定植盖度随移植密度增大而增大;在浅水位埋深(5~30 cm)条件下,定植盖度随小灌木盖度增加而增加。研究表明,排水泥炭地的恢复项目中,在抬升水位的基础上,移植足量的泥炭藓繁殖体,适当移除小灌木,可提高泥炭地生态恢复的效率。

关键词 泥炭地恢复; 水位埋深; 遮阴; 繁殖体移植

A short-term experiment on vegetation restoration in Baijianghe peatland of Changbai Mountains. LIU Yu[1,2,3,4], YANG Pan-pan[1,2,3,4], BU Zhao-jun[1,2,3,4*], WANG Sheng-zhong[1,2,3,4*], LIU Chao[1,2,3], LU Fan[1,2,3], CHEN Yong-da[1,2,3] ([1]*Institute for Peat and Mire Research, School of Geographical Sciences, Northeast Normal University, Changchun* 130024, *China*; [2]*Key Laboratory of Geographical Processes and Ecological Security in Changbai Mountains, Ministry of Education, Changchun* 130024, *China*; [3]*State Environmental Protection Key Laboratory of Wetland Ecology and Vegetation Restoration, Changchun* 130024, *China*; [4]*Jilin Provincial Key Laboratory for Wetland Ecological Processes and Environmental Change in the Changbai Mountains, Changchun* 130024, *China*).

Abstract: Peatlands are one of the major carbon sinks in global terrestrial ecosystems, where *Sphagnum* is the most important contributor to carbon sequestration, but are faced with degradation over large parts of the world. In this study, an experimental restoration was performed in a drained and degraded part of Baijianghe peatland, Changbai Mountains, which had seen a recent dramatic loss of *Sphagnum* with the cover of *Potentilla fruticosa* reaching almost 100%. Experimental treatments included rewetting by ditch blocking (three water table depths), dwarf shrub removal (0, 50% or 90% removed) and *Sphagnum* propagule spreading (three densities). The results showed that *Sphagnum* cover increased with increasing water table. When transplantation density (ratio of surface collected to surface restored) was no more than 1∶10, the cover of *Sphagnum* increased with transplantation density. Only at a high water table (5-30 cm), a high dwarf shrub cover led to an increase in *Sphagnum* cover. Results from this short-term study suggests that the restoration efficiency of drained peatlands will be enhanced when sufficient amounts of *Sphagnum* propagule are transplanted and appropriate removal of dwarf shrubs are performed on the basis of raising water level.

Key words: peatland restoration; water table depth; shade; propagule transplantation.

国家重点研发计划项目(2016YFC0500407)、国家自然科学基金项目(41871046 和 41471043)和吉林省中青年科技创新领军人才及团队基金项目(20190101025JH)资助。

收稿日期: 2018-10-09 接受日期: 2019-03-05

*通讯作者 E-mail: buzhaojun@nenu.edu.cn; szwang@nenu.edu.cn

泥炭地仅占全球陆地面积3%,却储藏了超过600 Gt碳,约占全球陆地碳库总量的三分之一(Clymo,1984;Yu *et al.*, 2010)。然而,气候变化和人类活动等多方面因素改变了泥炭地的水文和植被状态等条件,导致其生态功能也发生了退化。以泥炭地较为丰富的吉林省为例,水利工程建设减少了泥炭地的水源补给,农业及林业排水直接降低了水位,造成泥炭地功能退化(李英俊,2013)。自20世纪90年代以来,泥炭地恢复工作越来越受社会认可,许多人开始进行泥炭地恢复的研究,目前国际上形成了欧洲和北美两大重要的泥炭地恢复研究中心(周进,2001;Andersen *et al.*,2017;Chimner *et al.*, 2017)。

当前研究中,欧洲和北美的情况有着一定差别。早期欧洲主要以平整地表、堵截沟渠来进行泥炭地水文恢复,学者们认为假如水文恢复,典型的泥炭地植物就能自行恢复,但这种利用水文调控诱导的泥炭地自然恢复,需要很长时间才能见效,甚至有曾经的优势植物在30年后仍未恢复的案例(Andersen *et al.*, 2017)。在瑞典,Mälson等(2008)利用复湿的手段来恢复泥炭地,24年后虽然其他植物恢复缓慢,但是苔藓定植良好,且分布均匀。他们还使用了去除灌层、修复沟渠、表层泥炭混合、移植苔藓配子体碎片及泥炭掩埋的方法,进行泥炭地恢复工作,取得了良好的效果(Mälson *et al.*,2007,2010)。在德国,学者们尝试人为地移植泥炭藓(*Sphagnum*)进泥炭地,开展泥炭地恢复,甚至产生了泥炭藓种植产业(Gaudig *et al.*, 2014)。在加拿大,泥炭与油砂开采迹地是泥炭地生态恢复的主要场所,因开采去除了原始植被,生态恢复远比欧洲困难(Lavoie *et al.*, 2003, 2005)。因此,开采迹地恢复需要重新移植植被。在湿地恢复工作中,维管植物最常用于人工移植(Cooper *et al.*,2000)。有学者提出,在退化泥炭地中,苔藓植物的移植也十分重要,因为它可以增加物种丰富度及群落垂直结构的多样性(Longton, 1984)。同时,因苔藓植物分解缓慢,可以提升泥炭地的碳汇功能(Vitt,2000;Graf *et al.*,2010)。此外,苔藓植物的无性繁殖能力是其在泥炭地恢复工作中发挥作用的重要基础(Li *et al.*,1994),而在苔藓植物中,泥炭藓有很强的竞争力,在恢复中表现良好,即使在全光照抑制生长的情况下,泥炭藓依然有较高的覆盖度(Vitt,1990;Graf *et al.*,2010)。

加拿大学者基于泥炭藓繁殖体采集与移植的藓层移植技术,采用机械化手段,恢复众多雨养型泥炭开采迹地,甚至在大面积的富营养沼泽恢复中获得了成功(Graf *et al.*,2008)。尽管该方法需要大型机械,实际效率有限,但其思路仍然值得借鉴(Rochefort *et al.*, 2016)。我们可使用这种水文恢复和泥炭藓繁殖体移植结合的手段来进行泥炭地恢复,该方法在技术上有几个关键要素,包含繁殖体的采集与移植、对移植的繁殖体的保护及水文环境的恢复。

由于泥炭地恢复需要向样地移植大量泥炭藓繁殖体,因此泥炭藓繁殖体的获取是一个问题。藓层移植技术是使用机械在自然泥炭地中大量采集泥炭藓繁殖体,并用于待恢复的样地中的。除了采集方法的问题,移植时的泥炭藓密度也是影响恢复效果的重要因素(Rochefort *et al.*, 2003;Poulin *et al.*, 2011)。在恢复实验中,泥炭藓的盖度通常随着移植密度的提高而提高,但是又受到水位等其他因素的制约(Rochefort *et al.*, 2003;Graf *et al.*,2008)。

在泥炭藓繁殖体移植后,保证其定植成功率是湿地恢复的关键。通常,通过施肥(Rochefort *et al.*, 2003; Rochefort *et al.*, 2016)、先行移植金发藓(*Polytrichum*)作为先锋物种,均可以提高泥炭藓的定植(Groeneveld *et al.*, 2007)。此外,提供遮阴条件也很重要。几乎所有的苔藓物种在遮阴下都可达到较高的盖度(Graf *et al.*,2010),遮阴可为泥炭藓繁殖体营造出适宜的温湿度条件(Rochefort *et al.*, 2016)。然而,在北欧的退化泥炭地中,有学者发现,移除灌木对一些光依赖植物有促进作用,去除遮阴使不适应遮阴环境的植物更容易定植(Sundberg, 2012;Hedberg *et al.*, 2014),因此在泥炭地恢复中是否需要遮阴还有待探索。

水文环境对于泥炭地的重要性是不言而喻的。人为开挖的排水沟是影响泥炭地水文的重要因素,开挖排水沟不仅使得泥炭地水位下降,改变了泥炭地的植物构成(Cooper *et al.*, 1998;Austin *et al.*, 2016),还可能使泥炭地更易遭受偶发的火灾威胁,造成更大的碳损失(Turetsky *et al.*, 2011)。为了确保恢复的成功,必须掩埋或拦截排水沟以抬升水位。排水沟的生态恢复主要有堵截和填充两种方式,其中,堵截排水沟最经济实用。在水流量不大的泥炭地中,只需堆砌泥炭就可以堵截排水沟(Quinty *et al.*,2003),在陡坡、极度干燥或湿润的泥炭地中,可能要完全填充排水沟才能达到修复的目的。水位提升后形成的湿润环境会抑制树木的生长(Chimner *et*

al.,1996),促进泥炭藓的定植。研究表明,在稍低于地表或是刚达到地表的水位条件下,泥炭藓能够达到最大的定植盖度(Bugnon *et al.*, 1997;Graf *et al.*,2010;Borkenhagen *et al.*, 2016)。

本研究是在位于长白山区的白江河泥炭地内进行恢复工作,该泥炭地因排水造林的改造而发生退化,由于排水时间较长,水位下降明显,灌木大量定植,植被环境已经彻底改变,因此仅通过复湿的手段来进行自然恢复效率太低,通过水文恢复和泥炭藓繁殖体移植结合的手段能有效地提高恢复效率。基于研究地的情况,本研究着重于堵截排水沟抬升水位、修剪灌木改变遮阴及调整泥炭藓繁殖体移植密度对泥炭藓重新定植的影响。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究地概况

研究地为长白山区白江河泥炭地(42°09′58″ N,126°44′10″ E),隶属于吉林省白山市三岔子林业局白江河林场管辖。该泥炭地于 1987 年遭到了排水造林改造,开挖了大量排水沟,目前,研究地水位埋深大多为 20~30 cm。水文条件的变化导致植被演替,原以中位泥炭藓(*Sphagnum magellanicum*)和喙叶泥炭藓(*S. flexuosum*)(吴鹏程等,2016)占优势的植被,演变为小灌木金露梅(*Potentilla fruticosa*)单优群落,其盖度已接近 100%,而原有的各类泥炭藓在排水区域内只有极少分布。

1.2 样地设置

2017 年 7 月,在泥炭地内,选取具代表性的、以金露梅盖度近 100% 且其他灌木稀少的区域为样地,选用白江河泥炭地原有的优势物种中位泥炭藓作为引入物种。实验设置水位埋深、小灌木盖度和繁殖体移植密度 3 个因素,采用了裂区设计,即以水位埋深为主区因素,小灌木盖度为副区因素。使用木板和泥炭块修筑堤坝堵截样地内部及周边的排水沟,利用堤坝的高度差营造出 3 个水位埋深梯度,即深(原始)、中及浅水位埋深,并埋设 Diver 水位计,监控不同水位埋深区的水位埋深变化情况。在每个水位埋深区内,按照小灌木盖度 100%(对照组)、50%、10%和移植密度 1∶10(高密度)、1∶20(中密度)、1∶40(低密度)这两个因素,共计 9 个处理,随机设置 9 个 3 m×3 m 的样方。同时,在不同水位埋深和遮阴条件的样方内,设置纽扣式温湿度计,监控空气温度与湿度变化。移植密度用繁殖体采集∶移植面积比(donor to recipient area ratio)来表示。例如,1∶10 的密度代表将 1 m^2 原始泥炭地内采集的泥炭藓繁殖体撒播到 10 m^2 的恢复样地内(Rochefort *et al.*, 2003)。实验分 3 个区组,作为 3 个重复。

1.3 数据处理

2017 年 7 月到 9 月底,逐月调查并记录泥炭藓盖度,逐小时自动记录水位埋深及温湿度。数据经 Excel 2016 整理后,用 SPSS 19 处理。应用单因素方差分析,分析排水沟堵截对对不同水位埋深区水位埋深影响;应用多因素方差分析,分析不同水位埋深、遮阴和移植密度对泥炭藓定植的影响,显著性水平设定为 $\alpha=0.05$。

2 结果与分析

2.1 堵截排水沟后的水位埋深变化

筑坝堵截排水沟后,不同水位埋深区内的水位埋深发生变化(图 1)。方差分析表明,筑坝处理对各月平均水位埋深均有显著性(表 1)。在筑坝后,浅水位埋深区的水位很快就显著高于其他两个水位埋深区($P<0.05$),筑坝 50 天之后,中、深两个水位埋深区的水位明显不同($P<0.05$)。从月平均水位埋深可以看出,白江河泥炭地水位埋深整体变化趋势是在 7—8 月逐渐升高,在 8 月达到最高水平后开

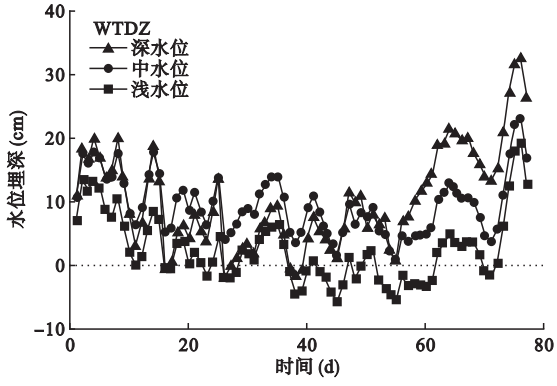


图 1 监测期内不同水位埋深区日平均水位埋深变化

Fig.1 Daily average water table depth change in different water table depth zones

WTDZ 为水位埋深区。

表 1 排水沟堵截对水位埋深影响的单因素方差分析

Table 1 One-way ANOVA for effects of ditch blocking on water table depth

月份	*F*	*P*
7	12.141	<0.001 *
8	40.156	<0.001 *
9	29.251	<0.001 *

* $P<0.05$。

始降低,于 9 月泥炭藓生长季末降至较低水平。在监测期内,浅、中和深水位埋深区平均水位埋深分别为 2.82、9.88 和 11.49 cm。

2.2　水位提升与小灌木去除对空气温、湿度的影响

方差分析表明,水位提升对温度没有显著影响(P>0.05,表 2),而小灌木去除使平均气温显著升高(图 2,表 2,P<0.05),高、低遮阴之间平均温差达到 1°C 左右。水位提升和小灌木去除对湿度均有显著影响,但是具体的效应由它们的交互作用决定(P<0.05,表 2)。水位提升和小灌木去除对湿度影响的交互作用体现在空气湿度在中、浅水位埋深下因小灌木去除而降低,深水位埋深条件下因小灌木去除而增大。

2.3　水位提升对泥炭藓定植的影响

深、中和浅水位埋深条件下,泥炭藓定植盖度分别为 5.64%、10.64% 和 14.59%(图 3),水位提升对泥炭藓定植有显著的促进作用(P<0.05,表 3),随着水位埋深由深到浅,泥炭藓定植盖度增幅达到了 9%左右。

2.4　小灌木去除对泥炭藓定植的影响

在 3 种小灌木盖度条件下,泥炭藓定植盖度分别为 9.89%、10.08% 和 10.90%(图 3),小灌木去除对泥炭藓定植无显著影响(P>0.05,表 3)。

2.5　繁殖体移植密度对泥炭藓定植的影响

在 3 种繁殖体移植密度下,泥炭藓定植盖度分别为 16.62%、8.74% 和 5.51%(图 3),提高繁殖体移植密度显著增大泥炭藓定植盖度(P<0.05,表 3)。移植密度从 1∶40 增加到 1∶20 时,泥炭藓盖度无显著增加(P>0.05),但当移植密度增加到 1∶10 时,泥炭藓定植密度较 1∶20 时增大了近 1 倍。

2.6　交互作用

水位埋深与小灌木盖度对泥炭藓定植盖度呈现交互作用(P<0.001,表 3,图 4)。在深水位埋深下,小灌木盖度的增大促进泥炭藓定植(P<0.05);在中、浅水位埋深下,小灌木盖度的变化对泥炭藓盖度均无显著影响。水位埋深与移植密度对泥炭藓盖度有交互作用(P<0.001,表 3),移植密度对泥炭藓盖度影响的差异性随着水位的抬升而增大(图 4)。

表 2　水位提升和小灌木去除对温、湿度影响的方差分析

Table 2　Two-way ANOVA for effects of rewetting and dwarf shrub removal on temperature and humidity

因素	因变量	F	P
水位埋深(WTD)	温度(T)	0.708	0.493
	湿度(H)	5.378	0.005 **
小灌木盖度(DSC)	温度(T)	3.334	0.036 *
	湿度(H)	11.549	<0.001 ***
小灌木盖度×水位埋深(WTD×DSC)	温度(T)	0.297	0.880
	湿度(H)	8.447	<0.001 ***

* P<0.05, ** P<0.01, *** P<0.001。

表 3　水位提升、小灌木去除与泥炭藓移植对泥炭藓定植盖度的影响的方差分析

Table 3　Three-way ANOVA for effects of rewetting, dwarf shrub removal and *Sphagnum* transplantation on *Sphagnum* establishment cover

因素	*Df*	均方(误差)	F	P
水位埋深(WTD)	4	40.301	13.507	0.017 *
小灌木盖度(DSC)	66	51.971	0.580	0.601
移植密度(TD)	–	–	48.420	0.002 *
区组(Block)	4	40.301	2.037	0.281
水位埋深×区组(WTD×Block)	66	51.971	0.775	0.545
小灌木盖度×移植密度(DSC×TD)	–	–	0.492	0.741
小灌木盖度×水位埋深(DSC×WTD)	66	51.971	7.466	<0.001 *
移植密度×水位埋深(TD×WTD)	–	–	8.056	<0.001 *
小灌木盖度×移植密度×水位埋深(DSC×TD×WTD)	–	–	2.924	0.011 *

* P<0.05, 误差项为均方(误差)。

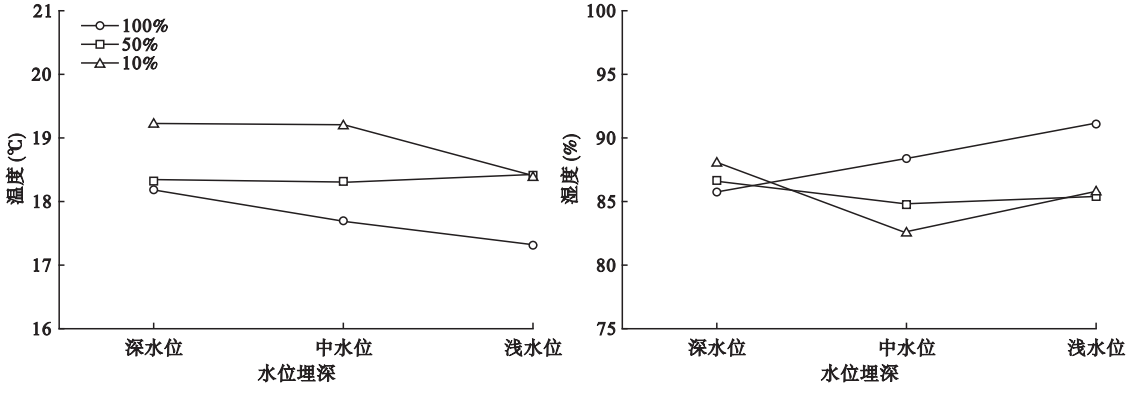


图 2　水位提升和小灌木去除对温度和湿度的影响

Fig.2　Effects of rewetting and dwarf shrub removal on temperature and humidity

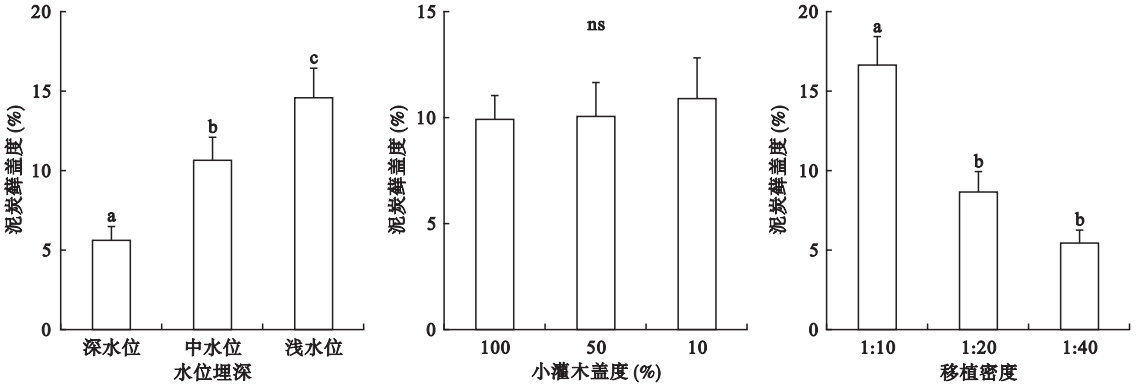


图 3 水位提升、小灌木去除与繁殖体移植对泥炭藓定植盖度的影响

Fig.3 Effects of rewetting, dwarf shrub removal and propagule transplantation on the *Sphagnum* cover

不同的小写字母表示处理间差异具有统计学意义,ns 表示处理间差异不具有统计学意义。

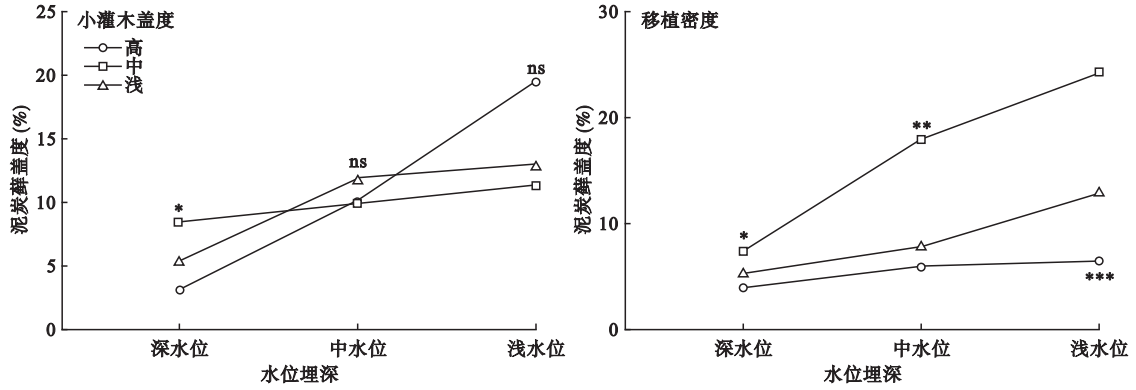


图 4 小灌木去除、泥炭藓移植与水位提升对泥炭藓盖度的显著性交互作用

Fig.4 Significant interactive effect of rewetting and dwarf shrub removal and *Sphagnum* transplanting on *Sphagnum* establishment cover

* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$, ns 无显著性差异。

3 讨 论

3.1 遮阴、水位埋深与温湿度

在本实验中,日均气温因小灌木的去除而升高,这是高盖度的金露梅白天遮挡阳光、夜晚阻碍地面辐射导致的。实验期间发现,在深水位埋深下,日均空气湿度因小灌木的去除而升高,但中、浅水位埋深条件下却因此降低,其原因是深水位埋深下,高盖度的小灌木将通过蒸腾作用降低空气湿度;在较浅的水位埋深下小灌木则主要通过遮阴减少地面蒸发来提高了近地面的空气湿度。

3.2 水位调控

在水位梯度上,不同泥炭地苔藓植物往往占据不同的生态位。湿地恢复过程中,水位是影响苔藓植物定植的最重要因素(Manukjanová *et al.*,2014)。Borkenhagen 等(2016)用镰刀藓(*Drepanocladus aduncus*)、拟三列真藓(*Byrumpseudo triquetrum*)、仰叶细湿藓(*Campylium stellatum*)、毛青藓(*Tomentypnum nitens*)、沼泽皱缩藓(*Aulacomnium palustre*)进行混合移植实验发现,在 0~30cm 的水位埋深下苔藓植物的总生物量没有显著差异,但不同苔藓的分盖度受水位变化影响。在 Graf 等(2010)的实验中,在 10 cm 的水位埋深下大部分泥炭藓物种的盖度达到极大值,在其他水位下泥炭藓盖度均低于 10 cm 水位埋深时的泥炭藓盖度,这表明了过高的水位浸泡会抑制泥炭藓的生长。本实验中,选用的中位泥炭藓盖度始终随着水位的提升而提高,未呈现出受过高水位抑制的现象,这是由于中位泥炭藓在较浅的水位埋深下更有优势,且本实验设置的浅水位埋深也仅达到地表附近,不会抑制中位泥炭藓的生长定植所致。因此,提升水位到接近地表的水平对泥炭藓定植是较为有利的。

3.3 小灌木的去除

灌木遮阴会减弱其覆盖范围内的光照强度,也

能影响其下空气温湿度与土壤湿度(Price *et al.*, 1998;Borkenhagen *et al.*, 2016),会减轻苔藓植物受到的光抑制现象(Murray *et al.*, 1993)。在加拿大的恢复研究显示,几乎所有的苔藓物种在遮阴下都达到更高的盖度,但相比而言,实验的中央泥炭藓(*Sphagnum centrale*)、阔边泥炭藓(*S. warnstorfii*)和假泥炭藓(*S. fallax*)3 种泥炭藓对于光抑制有着更强的耐受能力,尤其是中央泥炭藓在全光照低水位下也有较高的盖度(Graf *et al.*,2010)。本实验中,在中、浅水位埋深下,遮阴对泥炭藓的影响不显著,这或许是较浅的水位埋深能为泥炭藓提供足够湿润的生长环境,同时中位泥炭藓对光抑制有着一定的耐受能力,因此遮阴的提升带来的光照、温湿度影响并没有显著增大泥炭藓的盖度;而在深水位埋深的情况下,较高的小灌木盖度使得地表温度降低,光照强度减弱,蒸发导致的地表与地下水损失减少,这能提高泥炭藓在深水位埋深的不利条件下的存活率,因此在深水位埋深条件下随着小灌木盖度的增大,泥炭藓的盖度也增大。

3.4　繁殖体的移植

在加拿大泥炭地恢复实验中,移植密度 1∶10 的恢复效果明显优于 1∶20 和 1∶30,但使用 1∶1 移植与 1∶10 的处理无显著区别(Rochefort *et al.*, 2003;Graf *et al.*,2008),表明繁殖体移植密度存在阈值。在本实验中移植密度为 1∶10 的时候,在中、浅水位埋深下泥炭藓盖度最高,与低移植密度情况下的泥炭藓盖度相比增幅极大,而在深水位埋深低遮阴条件下,泥炭藓的盖度没有随着密度的变化而变化,结合本实验与文献,繁殖体移植应在水文条件恢复得较好后进行,移植泥炭藓繁殖体的密度极限应当在 1∶1 到 1∶10 之间,考虑到繁殖体采集的问题,使用 1∶10 的移植密度来移植泥炭藓或许是一个较优的选择。

4　结　论

水位的抬升会使泥炭藓盖度增大,移植密度提高到 1∶10 效果最佳。在中、浅水位埋深下,小灌木的去除对泥炭藓盖度影响不大,但在深水位埋深下,却使泥炭藓盖度显著降低。在浅水位埋深情况下,金露梅的遮阴对泥炭藓定植的无显著影响,但在深水位埋深情况下,金露梅的遮阴能够增大泥炭藓存活率以提高盖度。总之,在排水改造后的泥炭地恢复中,堵截排水沟抬升水位到接近地表的水平是首要任务,当水位提升到合适的高度时,为了方便平整地表和移植泥炭藓繁殖体可以先清除灌木,若无法改善退化泥炭地的水文条件,贸然去除小灌木对泥炭藓地被恢复是不利的。

参考文献

李英俊. 2013. 吉林省泥炭资源现状及保护管理对策. 湿地科学, **11**(3): 404-406.

吴鹏程, 汪楣芝, 贾　渝. 2016. 苔藓名词及名称(新版). 北京: 中国林业出版社.

周　进. 2001. 受损湿地植被的恢复与重建研究进展. 植物生态学报, **25**(5): 561-572.

Andersen R, Farrell C, Graf M, *et al*. 2017. An overview of the progress and challenges of peatland restoration in Western Europe. *Restoration Ecology*, **25**: 271-282.

Austin G, Cooper DJ. 2016. Persistence of high elevation fens in the Southern Rocky Mountains, on Grand Mesa, Colorado, U.S.A. *Wetlands Ecology & Management*, **24**: 317-334.

Borkenhagen A, Cooper DJ, Moreno MD. 2016. Creating fen initiation conditions: A new approach for peatland reclamation in the oil sands region of Alberta. *Journal of Applied Ecology*, **53**: 550-558.

Bugnon JL, Rochefort L, Price JS. 1997. Field experiment of *Sphagnum* reintroduction on a dry abandoned peatland in eastern Canada. *Wetlands*, **17**: 513-517.

Chimner RA, Cooper DJ, Wurster FC, *et al*. 2017. An overview of peatland restoration in North America: Where are we after 25 years? *Restoration Ecology*, **25**: 283-292.

Chimner RA, Hart JB. 1996. Hydrology and microtopography effects on northern white-cedar regeneration in Michigan's Upper Peninsula. *Canadian Journal of Forest Research*, **26**: 389-393.

Clymo RS. 1984. The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, **303**: 605-654.

Cooper DJ, MacDonald LH, Wenger SK, *et al*. 1998. Hydrologic restoration of a fen in Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Wetlands*, **18**: 335-345.

Cooper DJ, MacDonald LH. 2000. Restoring the vegetation of mined peatlands in the Southern Rocky Mountains of Colorado, U.S.A. *Restoration Ecology*, **8**: 103-111.

Gaudig G, Fengler F, Krebs M, *et al*. 2014. *Sphagnum* farming in Germany: A review of progress. *Mires & Peat*, **13**: 1-11.

Graf MD, Rochefort L. 2008. Techniques for restoring fen vegetation on cut-away peatlands in North America. *Applied Vegetation Science*, **11**: 521-528.

Graf MD, Rochefort L. 2010. Moss regeneration for fen restoration: Field and greenhouse experiments. *Restoration Ecology*, **18**: 121-130.

Groeneveld EVG, Massé A, Rochefort L. 2007. *Polytrichum strictum* as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration*

Ecology, **15**: 709-719.

Hedberg P, Saetre P, Sundberg S, *et al*. 2014. A functional trait approach to fen restoration analysis. *Applied Vegetation Science*, **16**: 658-666.

Lavoie C, Grosvernier P, Girard M, *et al*. 2003. Spontaneous revegetation of mined peatlands: An useful restoration tool? *Wetlands Ecology & Management*, **11**: 97-107.

Lavoie C, Marcoux K, Saint-Louis A, *et al*. 2005. The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, southern Québec, Canada. *Wetlands*, **25**: 64-75.

Li Y, Vitt DH. 1994. The dynamics of moss establishment: Temporal responses to nutrient gradients. *Bryologist*, **97**: 357-364.

Longton RE. 1984. The role of bryophytes in terrestrial ecosystems. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, **55**: 147-163.

Mälson K, Backeus I, Rydin H. 2008. Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. *Applied Vegetation Science*, **11**: 99-106.

Mälson K, Rydin H. 2007. The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. *Biological Conservation*, **135**: 435-442.

Mälson K, Sundberg S, Rydin H. 2010. Peat disturbance, mowing, and ditch blocking as tools in rich fen restoration. *Restoration Ecology*, **18**: 469-478.

Manukjanová A, Štechová T, Kučera J. 2014. Drought survival test of eight fen moss species. *Cryptogamie Bryologie*, **35**: 397-403.

Murray KJ, Tenhunen JD, Nowak RS. 1993. Photoinhibition as a control on photosynthesis and production of *Sphagnum* mosses. *Oecologia*, **96**: 200-207.

Poulin M, Natacha F, Rochefort L. 2011. Restoration of pool margin communities in cutover peatlands. *Aquatic Botany*, **94**: 107-111.

Price J, Rochefort L, Quinty F. 1998. Energy and moisture considerations on cutover peatlands: Surface microtopography, mulch cover and *Sphagnum* regeneration. *Ecological Engineering*, **10**: 293-312.

Quinty F, Rochefort L. 2003. Peatland Restoration Guide Second Edition, St. Albert: Canadian *Sphagnum* Peat Moss Association.

Rochefort L, LeBlanc MC, Bérubé V, *et al*. 2016. Reintroduction of fen plant communities on a degraded minerotrophic peatland. *Botany*, **94**: 1041-1051.

Rochefort L, Quinty F, Campeau S, *et al*. 2003. North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology & Management*, **11**: 3-20.

Sundberg S. 2012. Quick target vegetation recovery after restorative shrub removal and mowing in a calcareous fen. *Restoration Ecology*, **20**: 331-338.

Turetsky MR, Donahue WF, Benscoter BW. 2011. Experimental drying intensifies burning and carbon losses in a northern peatland. *Nature Communications*, **2**: 1407-1422.

Vitt DH. 1990. Growth and production dynamics of boreal mosses over climatic, chemical and topographic gradients. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **1047**: 35-59.

Vitt DH. 2000. Peatlands: Ecosystems dominated by bryophytes// Shaw AJ, Goffinet B, eds. Bryophyte Biology, Cambridge: Cambridge University Press: 312-343.

Yu Z, Loisel J, Brosseau DP, *et al*. 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters*, **37**: 69-73.

作者简介 刘 宇,男,1994年生,硕士研究生,主要从事退化泥炭地恢复研究。E-mail: Liuy069@nenu.edu.cn

责任编辑 魏中青