天津地区湿地土壤种子库及其在受限空间中的植被演替研究

莫训强[1], 王秀明[1], 孟伟庆[2], 李洪远[1]

(1. 南开大学 环境科学与工程学院, 天津 300071; 2. 天津师范大学 城市与环境科学学院, 天津 300387)

摘 要: 湿地土壤种子库运用对植被恢复的研究具有重要意义。从植被演替的角度出发,设置相对封闭的受限空间,持续监测土壤种子库萌发及其后续植物群落的演替情况,记录物种组成、群落多样性指数和群落覆盖度等参数的变化规律,评估了采用湿地土壤种子库进行植被恢复的效果。并对地面植被、土壤种子库及其演替植被的群落相似性指数进行了对比分析。结果发现: (1) 土壤种子库恢复后期的植被与地面植被相似度较低(小于 0.25); (2) 植被恢复过程中,群落多样性指数呈现先降低后升高的趋势,而恢复 3 a 后的植被群落多样性指数均接近于地面植被; (3) 生长期的群落覆盖度高于 90%,能够满足天津地区滨海盐碱型湿地植被恢复的要求。

关键词: 湿地土壤; 种子库; 受限空间; 植被恢复; 演替

文献标识码: A **文章编号**: 1000-288X(2012)04-0219-06 **中图分类号**: Q948

Soil Seed Bank and Vegetation Succession in a Confined Space of Wetland in Tianjin Region

MO Xun-qiang[1], WANG Xiu-ming[1], MENG Wei-qing[2], LI Hong-yuan[1]

(1. *College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin* 300071, *China*; 2. *Urban and Environmental Science College, Tianjin Normal University, Tianjin* 300387, *China*)

Abstract: Soil seed banks are of great importance for wetland vegetation restoration. The community successions of the vegetation restored from soil seed banks in a confined space were observed and recorded during the field experiments. Sorensen similarity coefficient(SSC), species composition and corresponding diversity indices(including Shannon—Wiener index, Simpson index, Pielou index and Margalef index) and vegetation coverage indices were calculated and compared at each stage of the vegetation succession to access the status of re-vegetation. According to the measured data, it was found that the SSCs of the original aboveground vegetation and the restored vegetation in 2008, 2009 and 2010 were relatively low, with the lowest SSC of 0.25. The diversity indices showed a trend of decreasing at the beginning and then increased, and finally reached a state similar to that of the original aboveground vegetation. In addition, the vegetation coverage indices were higher than 90%, which satisfy the common requirements of wetland vegetation restoration.

Keywords: wetland soil; seed bank; confined space; vegetation restoration; succession

随着全世界范围内湿地开发强度的增大,湿地被侵占和被破坏问题日益严重,湿地生态系统植被恢复的研究是恢复生态学研究的热点问题[1]。利用植被演替理论指导湿地植被恢复一般可加快恢复过程,并促进乡土种的恢复[2-3]。Mitsch 和 Jorgensen[4-5]也认为,采用工程方法如种植、种子诱导等将加快恢复过程。作为湿地植被恢复的一个研究前沿,将土壤种子库应用于湿地植被恢复正受到越来越多的重视[6-8]。土壤种子库(soil seed bank)是指土壤及土壤表面的落叶层中所有具有生命力的种子的总和[9],具有再现地面植被的"基因库"功能,因而广大研究者利用土壤种子库进行湿地植被恢复[3,10-11]。国内刘贵华[12]等

收稿日期:2011-10-27 修回日期:2011-12-11

资助项目:天津市科技支撑计划重点项目"滨海新区湿地生态恢复关键技术与开发利用模式研究"(08ZCGSF00200); 天津市自然科学基金重点项目"天津滨海新区土地利用变化及土壤有机碳预测研究"(11JCZDJC24500)

作者简介:莫训强(1984—),男(汉族),广西壮族自治区桂林市人,博士研究生,主要研究方向为生态恢复的理论与技术。E-mail:421973@163.com。

通信作者:李洪远(1963—),男(汉族),天津市人,博士,教授,博士生导师,研究方向为恢复生态、植被生态与湿地生态。E-mail:hongyuan@nankai.edu.cn。

人在种子库对湿地植被恢复的作用方面作了许多探索性的研究。

在利用土壤种子库进行湿地植被恢复过程中，植被演替的方向和速度在很大程度上决定着植被恢复的效果[3]，而相关的研究却鲜有报导。为了更好地实现利用土壤种子库进行植被恢复的目标，应当密切关注土壤中种子萌发后的植被演替趋势，进而采取适当干预措施。本研究在对天津滨海典型盐碱型湿地土壤种子库基本特征进行本底调查的基础上，深入分析和探讨了湿地土壤种子库在受限空间中的植被演替特征和规律，对土壤种子库应用于湿地植被恢复过程中的植被演替规律进行尝试性研究。

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区概况

天津市滨海新区总面积2 270 km^2，海岸线长153 km，属于暖温带半湿润大陆性季风气候，年平均降水量为604.3 mm，主要集中在夏季，蒸发量1 602 mm；年平均气温12.6 ℃，年均温差30.7 ℃，年有效积温2 000～3 000 ℃；年日照时数为2 898.8 h，年太阳能辐射量539 kJ/cm^2。研究区内地貌属于滨海冲积平原，海拔高度1～3 m，主要包括滨海平原、泻湖和滩涂。研究区内天然湿地主要有滨海湿地、河流湿地和湖泊湿地3类。其中，滨海湿地现已大部分被开发为鱼塘、虾池等人工养殖地，裸滩上生长的植被较少；河流湿地包括蓟运河、独流减河等；湖泊湿地主要包括水库和一些永久性淡水湖（如北大港、黄港、钱圈等水库、七里海、东丽湖等淡水湖泊）。研究区内土壤盐渍化明显，土壤质地黏紧，通气、透水不良，土壤含盐量较高。沿海地带全盐量平均1.0%～4.0%，土壤贫瘠，植被稀疏，多为盐生草甸。自然植被主要以芦苇（*Phragmites australis*），盐地碱蓬（*Suaeda salsa*），碱蓬（*Suaeda glauca*）、獐毛（*Aeluropus sinensis*），西伯利亚白刺（*Nitraria sibirica*），狗尾草（*Setaria viridis*）群落类型为主；伴生种以柽柳（*Tamarix chinensis*），碱菀（*Tripolium vulgare*）等群落类型为主。

1.2 研究方法

1.2.1 相关定义 为论述方便，本研究作了一些约定性的定义。定义萌发和演替实验所用的3 m×10 m的方形实验大棚为“受限空间”（详见1.2.3节）；定义土壤样品采集样地地面原有的植被为“地面植被”；定义土壤种子库2008年萌发产生的植物群落为“演替一期植被”；分别定义受限空间内2009和2010年演替的植物群落为：“演替二期植被”、“演替三期植被”（以1 a为期）[13]，为简化叙述，分别记为“地面植被”、“2008年植被”、“2009年植被”和“2010年植被”。

1.2.2 地面植被调查 分别于2008年夏、秋和2009年春、夏在标准样地内进行群落调查。群落调查采用样方法，木本植物群落样方面积为10 m×10 m，草本植物群落样方面积为1 m×1 m。共设置18个样方，记录样方内的物种组成、数量、植被盖度、高度等。

1.2.3 土壤种子库萌发及及植被演替实验 于2008年4月在每个标准样地均匀设置25个1 m×1 m的小样方，用取土环刀（内径70 mm，高52 mm）采集0—15 cm的表层土壤（本研究中不分层采样），共取225个土壤样品。

采用萌发法计算土壤种子库种子数量。设置3 m×10 m的方形实验大棚。为了防止外来植物种子侵入和动物侵扰，需要营造相对封闭的受限空间，实验大棚采用0.3 mm孔径的纱窗遮挡，同时保证了通气通风和透光。采集的土壤样品充分混合后，在实验大棚内地面铺成厚度3 cm的苗床。浇灌使苗床保持湿润，采用自然光照[14]。同时排除外来干扰，使土壤种子库自然萌发，萌发后产生的植物群落自行演替。秋季无需进行采集或者收割。

于2008，2009和2010年对“2008年植被”、“2009年植被”和“2010年植被”分别进行群落调查。群落调查采用样方法，考虑到上述各演替阶段的植被中没有木本植物，样方面积为1 m×1 m，记录样方内的物种组成、数量、植被盖度、高度等。

1.2.4 数据处理 所有数据采用SPSS和Excel软件进行处理和分析。选择Sorensen相似系数（similarity coefficient，SC）来对照各演替阶段的植被相似性特征。采用Shannon—Wiener多样性指数、Simpson生态优势度指数、Pielou均匀度指数、Margalef丰富度指数以及群落覆盖度对地面植被、“2008年”、“2009年”和“2010年”植被特征进行描述，并作为各演替阶段植物群落的恢复效果的评价依据[15]。

2 结果与分析

2.1 地面植被群落多样性分析

研究区地面植被组成及群落多样性指数的分析结果详见表1。地面植被共有21种植物，分属于9科、19属，其中藜科（Chenopodiaceae）、禾本科（Gramineae）和菊科（Compositae）植物种类最多。乔木有柽柳（1种，4.8%），灌木有西伯利亚白刺（1种，4.8%）；其余均为一年生草本（12种，57.1%）或多年

生草本(7 种,33.3%)。草本植物的优势种为盐地碱蓬、碱蓬、獐毛和芦苇,其重要值相对较大。地面植被群落的 Shannon—Wiener 指数为 1.794,Simpson 指数为 0.758,Pielou 均匀度指数为 0.589,Margalef 指数为 2.895,其中 Shannon—Wiener 指数和 Simpson 指数均比天津市蓟县盘山地区灌木—草本群落的对应指数要低,说明滨海湿地植物群落多样性较低,分布的均匀度也较低。

地面植被反映的是应用土壤种子库进行植被恢复的参考"模板",其群落构成和多样性指数可以作为植被恢复效果的衡量标准。研究区域地面植被群落多样性较低,给植被恢复带来的是较小的压力。亦即,若以地面植被作为植被恢复的参考模板,则较容易达到恢复目标。

表 1　土壤种子库采集地地面植被组成及其多样性

科 名	种 名	相对密度/%	相对多度/%
藜科	盐地碱蓬	54.45	39.98
	碱 蓬	13.36	15.87
	地肤(*Kochia scoparia*)	3.87	1.60
	灰绿藜(*Chenopodium glaucum*)	1.22	0.51
	猪毛菜(*Salsola collina*)	0.30	1.04
	藜(*Chenopodium album*)	3.52	5.97
柽柳科(Tamaricaceae)	柽 柳	0	0.23
萝藦科(Asclepiadaceae)	鹅绒藤(*Cynanchum chinense*)	0	0.45
	萝藦(*Metaplexis japonic*)	0.03	0.17
锦葵科(Malvaceae)	苘麻(*Abutilon theophrasti*)	0.14	0.06
	野西瓜苗(*Hibiscus trionum*)	0	0.11
蒺藜科(Zygophyllaceae)	西伯利亚白刺	0.05	0.08
唇形科(Lamiaceae)	益母草(*Leonurus japonicus*)	0.02	0.03
旋花科(Convolvulaceae)	打碗花(*Calystegia hederacea*)	0.14	0.06
菊 科	长裂苦苣菜(*Sonchus brachyotus*)	0.58	0.56
	大刺儿菜(*Cirsium setosum*)	2.38	0.98
	黄花蒿(*Artemisia annua*)	0.44	0.73
禾本科	獐 毛	13.37	22.14
	芦 苇	3.01	4.98
	狗尾草	2.63	3.63
	白茅(*Imperata cylindrica*)	0.49	0.82
总 计	21 种	100	100

2.2　土壤种子库物种组成及其多样性分析

2008 年进行的土壤种子库萌发实验共记录了 2 828个植物幼苗,分属于 13 科 21 属 25 种,其中藜科、菊科、禾本科植物种类最多,均为 5 种。以一、二年生草本和多年生草本植物为主,其中藤本或蔓生植物为 4 种;木本植物只有旱柳(*Salix matsudana*)和西伯利亚白刺 2 种,占总种数的 8.0%。盐生植物种类极为丰富(10 种,占总种数的 40.0%)。从种子的散布方式来看,风力传播和自体传播(包括重力传播和机械传播)的种子各占了总种数的近一半,而水力传播和动物传播的种类都仅为 1 种。群落的 Shannonn—Wiener 指数为 1.652,Simpson 生态优势度指数为0.660,Pielou 均匀度指数为 0.513,Margalef 丰富度指数为 2.641(表 2)。

2008 年的萌发实验情况反映的是土壤种子库中活性种子的种类和数量组成,代表了土壤种子库的植被恢复潜力(original vegetation,原始植被)[16]。从采用土壤种子库进行植被恢复的角度来看,2008 年植被也可以看作是植被恢复的演替一期植被,其中包含大量的盐生植物和风力传播、自体传播的种子,为"在地(in situ)"植被恢复提供了可能。

2.3　土壤种子库的植被演替分析

2.3.1　物种组成比较与分析　2008 年植被的物种数(即土壤种子库的物种数)为 25 种,多于地面植被的物种数;随着植被演替的进行,2009 和 2010 年植被的物种数呈减少趋势,分别为 12 和 11 种(表 2)。

(1) 2008,2009,2010 年植被中均出现的植物有旱柳、西伯利亚白刺、鹅绒藤、茵陈蒿(*Artemisia capillaris*)、狗牙根(*Cynodon dactylon*)、皱果苋(*Amaranthus viridis*)、野大豆(*Glycine soja*)、狗尾草共 8

种，其中前 5 种均为多年生植物，除鹅绒藤外其余 4 种在 2009 和 2010 年均未产生新的植株；后 3 种 2009 和 2010 年的植株可能是 2008 年土壤种子库中未萌发的种子，也可能为该年植株新产生的种子。

（2）2008 年出现而 2009 和 2010 年植被中未出现的植物有盐角草（*Salicornia europaea*）、中亚滨藜（*Atriplex centralasiatica*）、碱蓬、盐地碱蓬、苘麻、苦苣菜（*Sonchus oleraceus*）、大刺儿菜、金色狗尾草（*Setaria glauca*）、头穗莎草（*Cyperus glomeratus*）等 9 种一年生植物及马齿苋（*Portulaca oleracea*）、苣荬菜、獐毛等 3 种多年生植物，其中 9 种一年生植物未能产生能育的种子或产生能育种子但后 2 a 没有萌发产生实生苗；3 种多年生植物则由于未知原因在后两年没有萌蘖。

（3）2008 和 2009 年植被中没有出现，而 2010 年植被中出现的植物有酢浆草（*Oxalis corniculata*）和碱菀 2 种，这可能是这 2 种植物的种子在前 2 年均处于休眠状态。

表 2 研究区土壤种子库物种组成及其植被演替

科名	种名	生活型	种子散布方式	2008 年			2009 年		2010 年	
				密度/（粒·m^{-2}）	数量/株	相对多度/%	数量/株	相对多度/%	数量/株	相对多度/%
杨柳科（Salicaceae）	旱柳[1]	PT	WD	64	2	0.07	2	0.24	2	0.67
桑科（Moraceae）	葎草[4]	AL	WD	9	1	0.01	3	0.37	0	0.00
藜科	盐角草[2]	AH	AD	319	10	0.35	0	0.00	0	0.00
	中亚滨藜[2]	AH	AtD	867	27	0.96	0	0.00	0	0.00
	藜[4]	AH	AtD	1 481	46	1.64	42	5.13	0	0.00
	碱蓬[2]	AH	AtD	8 808	275	9.73	0	0.00	0	0.00
	盐地碱蓬[2]	AH	AtD	50 494	1 578	55.80	0	0.00	0	0.00
苋科（Amaranthaceae）	皱果苋[1]	AH	WD	656	21	0.72	400	48.84	80	26.85
马齿苋科（Portulacaceae）	马齿苋[2]	AH	WtD	32	1	0.04	0	0.00	0	0.00
豆科（Leguminosae）	野大豆[1]	AL	AtD	1 618	51	1.79	4	0.49	7	2.35
酢浆草科（Oxalidaceae）	酢浆草[3]	PH	AtD	0	0	0.00	0	0.00	5	1.68
蒺藜科	西伯利亚白刺[1]	PS	AtD	72	2	0.08	2	0.24	2	0.67
锦葵科	苘麻[2]	AH	AtD	44	1	0.05	0	0.00	0	0.00
萝藦科	鹅绒藤[1]	PH	WD	191	6	0.21	3	0.37	5	1.68
旋花科	田旋花[4]	PH	AtD	9	1	0.01	3	0.37	0	0.00
菊科	碱菀[3]	AH	WD	0	0	0.00	0	0.00	8	2.68
	黄花蒿[4]	AH	WD	71	2	0.08	0	0.00	53	17.79
	茵陈蒿[1]	PH	WD	3 409	107	3.77	36	4.40	61	20.47
	大刺儿菜[2]	AH	WD	16	1	0.02	0	0.00	0	0.00
	苣荬菜[2]	PH	WD	2 082	65	2.30	0	0.00	0	0.00
	苦苣菜[2]	AH	WD	97	3	0.11	0	0.00	0	0.00
禾本科	獐毛[2]	PH	AtD	8 006	250	8.85	0	0.00	0	0.00
	狗牙根[1]	PH	AtD	859	27	0.95	31	3.79	6	2.01
	稗[4]	AH	AtD	17	1	0.02	28	3.42	0	0.00
	狗尾草[1]	AH	AtD	3 957	124	4.37	265	32.36	69	23.15
	金色狗尾草[2]	AH	AtD	7 261	227	8.02	0	0.00	0	0.00
莎草科（Cyperaceae）	头穗莎草[2]	AH	WD	46	1	0.05	0	0.00	0	0.00
物种数	—	—	—		25		12		11	
总计	—	—	—	90 485	2829	100.00	819	100.00	298	100.00

注：（1）“旱柳 1”等中文名上标“1”表示该物种在 2008，2009 和 2010 年植被中均出现；“盐角草 2”等中文名上标“2”表示该物种在 2008 年植被中出现过，而在 2009 和 2010 年植被中没有出现；“酢浆草 3”等中文名上标“3”表示该物种在 2008 和 2009 年植被中没有出现，而在 2010 年植被中出现；“葎草 4”等中文名上标“4”表示该物种不属于上述 3 类情况。（2）PT 多年生乔木；PS 多年生灌木；PH 多年生草本；AH 一年生草本；AL 一年生藤本。（3）WD 风媒传播；AD 动物传播；WtD 水里传播；AtD 自体传播。

（4）不属于上述 3 类情况的植物有葎草（*Humulus scandens*）、藜、稗（*Echinochloa crusgalli*）、田旋花（*Convolvulus arvensis*）及黄花蒿共 5 种，其中前 3 种为 2008 和 2009 年出现而 2010 年没有出现，可能是因为未能产生可育的种子且 2009 年植株为土壤种子库中 2008 年未完全萌发的种子；田旋花 2008 和 2009

年出现而 2010 年没有出现,原因有待研究;黄花蒿 2008 和 2010 年出现而 2009 年没有出现,可能是未能产生可育的种子且 2010 年植株为土壤种子库中 2008 年未完全萌发的种子(表 2)。

土壤种子库及其植被在受限空间中的后续演替趋势,使得适应研究区域生境的植物在种类和数量上均占优势,物种的组成和结构趋向于与地面植被相似,说明利用土壤种子库进行植被恢复具有物种上的可能性。

2.3.2　*Sorensen 相似系数比较与分析*　2009 年植被、2010 年植被反映了土壤种子库在受限空间中自行演替的情况,是土壤种子库用于植被恢复的演替二期、演替三期植被。通过比较地面植被、2008,2009 和 2010 年植被的相似性指数可知(表 3),地面植被与土壤种子库(即 2008 年植被)的相似度仅为 0.478,两者共有的植物种数仅为 11 种;而 2009 和 2010 年植被与地面植被的相似度更小,共有的植物种类数均仅为 4 种。可见土壤种子库中埋藏有地面植被所不具有的植物活性种子(如旱柳、田旋花、野大豆、狗牙根等),这是进行植被恢复中很有价值的部分;而地面植被所具有的柽柳、芦苇、白茅等在土壤种子库中也没有出现,这可能与这些植物的繁殖方式和种子传播方式有关。

表 3　研究区各演替阶段的群落相似性指数

项 目	2008 年(25*)	2009 年(12*)	2010 年(11*)
地面植被	0.478(11**)	0.250(4**)	0.242(4**)
2008 植被	—	0.649(12**)	0.500(9**)
2009 年植被	—	—	0.696(8**)
2010 年植被	—	—	—

注:* 表示该项目含有的物种数;** 表示该单元格对应的项目共有的物种数。

考察 2008 与 2009 年,2008 与 2010 年以及 2009 与 2010 年植被的相似度,其值均大于 0.5,且后者更是达到了 0.696,说明随着植被演替的进程,植物种类组成逐渐趋向于稳定,植被恢复的最终群落组成可能与 2010 年植被的群落组成最为相似。

2.3.3　*物种多样性指数比较与分析*

(1) 较之于地面植被,2008,2009 和 2010 年的各项多样性指数均呈现先降低后升高的趋势,其中 Shannon—Wiener 指数和 Simpson 指数均于 2008 和 2009 年持续降低后升高,其值波动较大;Pielou 指数和 Margalef 指数则于 2008 年降低而后两年持续升高,其值变化较为平缓。这与 2008 年植被中盐地碱蓬、碱蓬数量极大而后两年数量为零有关。

(2) 2008 年的所有多样性指数值均小于地面植被的对应指标值,说明土壤种子库的物种多样性劣于地面植被,但差别不大;2009 和 2010 年的各项多样性指数变化趋于平缓,说明采用土壤种子库进行植被恢复所获得的群落演替趋于稳定;2010 年的各项多样性指数(Shannon—Wiener 指数除外)均大于土壤种子库(2008 年植被)的物种多样性。

(3) 各项多样性指数的绝对水平均不高,但植被演替的结果与地面植被的多样性指数(Shannon—Wiener 指数除外)水平相差不大,说明通过 3 a 的植被恢复,基本能达到土壤种子库采集地地面植被的多样性水平(图 1)。

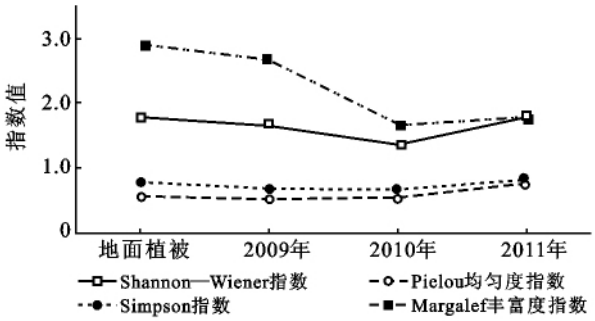


图 1　研究区各演替阶段的物种多样性指数

2.3.4　*群落覆盖度的比较与分析*　通过观测 2008,2009 和 2010 年植被的群落覆盖度可知:(1) 3 a 的群落覆盖度变化趋势相似:覆盖度于春季 4—6 月间直线上升,至 7 月份达到最高,而于秋季 9—11 月间直线下降,冬季达到最低值。(2) 3 a 的群落覆盖度变化趋势波动不大,可能与当年的气温、降水等条件有关;(3) 3 a 的最大群落覆盖度均达到 90% 或以上,2010 年的植株绝对数量较少,但其最大群落覆盖度仍达到 90%,说明采用土壤种子库进行植被恢复,在生长季(夏季)其覆盖度基本能够达到要求。

3　结 论

(1) 以往的湿地土壤种子库研究多以一次性的短期研究居多,研究者只关注土壤种子库的数量和组成,故仅进行萌发实验而没有对其植被演替做持续的研究,极少从植被恢复的角度考察其群落变化。而在实际的植被恢复工程及应用中,考虑到经济性、可操作性等原因,一般在第一年的恢复工程之后即停止大规模的干预,而依靠植被自行演替来实现植被恢复[17]。鉴于此,本研究通过设置受限空间进行萌发实验和植被演替实验的方法,从应用湿地土壤种子库进行植被恢复的角度,分析了土壤种子库的特征及其在受限空间内植被演替的情况。

(2) 湿地土壤种子库用于植被恢复效果显著。湿地土壤种子库用于植被恢复,第一年所获得的植物物种数较丰富(甚至大于土壤种子库采集地地面植被的物种数),随后则有所减少;植物多以耐盐植物为主,能满足一般湿地植被恢复的要求。恢复后植物群落的群落多样性指数较低,随着植被演替的进程其群落多样性逐渐升高最终大于地面植被;群落中包括乔木、灌木、草本和藤本植物,而以草本植物居多,群落结构符合湿地植物群落的要求[13]。恢复后植物群落的覆盖度也较高。综上所述,土壤种子库可以用作湿地植被恢复的实践。在以后的研究和工程实践中,建议扩大植被恢复的面积。

(3) 采取适当措施增加植被的物种多样性。研究发现,采用土壤种子库恢复获得的植被,其物种组成、群落结构和覆盖度虽能较好地满足湿地植被恢复的要求,但群落多样性指数偏低。在实际的湿地植被恢复工程中,可采取添加目标植物种子、移植幼苗的形式,适当增加多年生草本(如芦苇、香蒲等)、耐盐碱型灌木和乔木(如西伯利亚白刺、柽柳等)的种类和数量,同时调整密度过大的已有植物的数量,从而增加物种多样性。另外,由于本研究是在受限空间内进行,而实际的植被恢复工程多为在开放空间内开展。因此有待于在将来的研究中尝试在开放空间进行实验,为外来植物种子的进入提供了便利,会使得物种多样性在一定程度上有所提高。

(4) 土壤种子库寿命和种子更新机制有待深入研究。本研究中,土壤种子库恢复所获得的植被在演替进入第二、三年时出现了新物种的出现和既有物种消失等现象。前者可能是因为土壤种子库中原有活性种子打破休眠而于次年萌发,也可能是因为植物当年产生可育种子并于次年萌发。后者则可能是外界的环境因素(如天气、温度、湿度、病虫害等)所造成的[18],有待深入研究。对于前者,可以通过抑制当年植物结实或者摘除成熟果实的方法加以验证;对于后者,则可通过加强田间管理、采取适当的措施的方式得到避免。

[参 考 文 献]

[1] 周进,Tachibana Hisako,李伟,等. 受损湿地植被的恢复与重建研究进展[J]. 植物生态学报,2001,25(5):561-572.

[2] 彭少麟,任海,张倩媚. 退化湿地生态系统恢复的一些理论问题[J]. 应用生态学报,2003, 14(11):2026-2030.

[3] Valko O, Torok P, Tothmeresz B, et al. Restoration potential in seed Banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows:Can restoration be based on local seed banks? [J]. Restoration Ecology, 2011,19(101):9-15.

[4] Mitsch W J, Wilson R F. Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design[J]. Ecological Applications, 1996,6(1):77-83.

[5] Mitsch W J. Ecological Engineering[M]. New York: John Wiley & Sons, 1989.

[6] Peng Yulan, Wu Ning, Gao Xinfen, et al. Soil seed banks in lakeshore wetlands: Relation to the extant vegetation[J]. Polish Journal of Ecology, 2010,58(3):449-457.

[7] Lu Zhijun, Li Lianfa, Jiang Mingxi, et al. Can the soil seed bank contribute to revegetation of the drawdown zone in the Three Gorges Reservoir Region? [J]. Plant Ecology, 2010,209(1):153-165.

[8] Albrecht H, Eder E, Langbehn T, et al. The soil seed bank and its relationship to the established vegetation in urban wastelands[J]. Urban Landscape and Planning, 2011,100(1/2):87-97.

[9] Thompson K, Grime J P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats [J]. Journal of Ecology, 1979,67(3):893-921.

[10] Liu Wenzhi, Zhang Quanfa, Liu Guihua. Seed banks of a river-reservoir wetland system and their implications for vegetation development[J]. Journal of Great Lakes Research, 2009,90(1):7-12.

[11] Kowalski K P, Wilcox D A, Wiley M J. Stimulating a great lakes coastal wetland seed bank using portable coffer-dams:Implications for habitat rehabilitation[J]. Journal of Great Lakes Research, 2009,35(2):206-214.

[12] 刘贵华,刘幼平,李伟. 淡水湿地种子库的小尺度空间格局[J]. 生态学报,2006, 26(8):2739-2743.

[13] 于文胜,王远飞,梁玉,等. 黄河三角洲湿地植被演替规律及生态修复效果研究[J]. 山东林业科技,2011(2):31-34.

[14] Philippi T. Bet-hedging germination of desert annuals: Beyond the first year[J]. The American Naturalist, 1993,142(3):474-487.

[15] 刘晓霞,王明玖. 浑善达克沙地土壤种子库结构与动态特征[J]. 畜牧与饲料科学,2009(2):42-46.

[16] Coffin D P, Lauenroth W K. Spatial land temporal variation in the seed bank of semi arid grassland [J]. American Journal of Botany, 1989, 76(1):53-58.

[17] Kalamees R, Zobel M. The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community[J]. Ecology, 2002,83(4):1017-1025.

[18] Thompson K, Band S R, Hodgson J G. Seed size and shape predict persistence in soil[J]. Functional Ecology, 1993,7(2):236-241.