

退田还湖后洞庭湖区土壤颗粒组成和化学特性的变化

杨 刚, 谢永宏*, 陈心胜, 李 峰, 任 勃, 秦先燕

(洞庭湖湿地生态研究站, 中国科学院亚热带农业生态研究所, 长沙 410125)

摘要: 土壤质量变化的长期动态监测是评价“退田还湖”工程实施后生态学效应的重要组成部分。选取洞庭湖区 3 种不同退田还湖模式(自然恢复、种植芦苇和种植杨树)下的典型“双退”区(青山垸、官垸和小集成)为对象,通过与相邻堤垸农田生态系统土壤物理性质和化学性质的比较,揭示退田还湖后土壤生态特征的变化及其成因。研究发现,以种植杨树作为湿地恢复模式的小集成样地促进了粘粒和粉粒的形成,并能快速累积有机质、全磷、全钾;以种植芦苇为恢复方式的官垸样地中,由于经常受洪水影响而使土壤物理性质有向自然生态系统转化的趋势,同时土壤有机质含量有所下降,而全磷含量增加;以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中,土壤物理特性和全量元素含量无明显变化。研究认为优势物种的生物学特性和自然过程的强弱等是造成洞庭湖“退田还湖”系统中土壤颗粒组成和化学性质发生变化的主要原因。

关键词: 退田还湖; 洞庭湖; 恢复; 土壤特性

文章编号: 1000-0933(2009)12-6392-09 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Changes of soil particle composition and chemical characteristics after “returning farmland to lake” in the Dongting Lake area

YANG Gang, XIE Yong-Hong*, CHEN Xin-Sheng, LI Feng, REN Bo, QIN Xian-Yan

Dongting Lake Station for Wetland Ecosystem Research, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(12): 6392 ~ 6400.

Abstract: Long-term monitoring of soil characteristics is an important measure to evaluate the ecological consequences after implementation of the project of “returning farmland to lake (RFTL)”. Three sites (Xiaojicheng, Guanyuan, and Qingshanyuan) which restored by three models of RFTL projects (poplar plantation, reed plantation, and natural restoration, respectively), were selected to study the changes of soil physical and chemical properties in comparison with counterpart agro-ecosystems after 8-year implementation of RFTL in the Dongting Lake area. Poplar plantation can facilitate the formation of clay and silt, and increase the contents of organic matter, total phosphorus, and total potassium in the Xiaojicheng. Soil physical characteristics was acclimated to that of natural ecosystem due to the influence of incessant flood in the Guanyuan where restored by reed plantation. Meanwhile, the content of organic matter decreased but total phosphorus increased in the Guanyuan. Soil particle composition and chemical characteristics were insignificantly different with that of agro-ecosystems in the Qingshanyuan, where natural lake was restored. Both biological characteristics of dominant species and the strength of natural processes are main factors accounting for the differences in soil characteristics in different restoration models of RFTL projects.

Key Words: returning farmland to lake; Dongting Lake; restoration; soil characteristics

洞庭湖为长江流域最为典型的通江湖泊,具有调节江河径流、净化水质、沟通航运、维护生物多样性和改

基金项目: 中国科学院知识创新工程资助项目(KZCX2-YW-435-02); 国家重点基础研究发展计划资助项目(2009CB421103); 国家自然科学基金面上资助项目(30770362)

收稿日期: 2008-08-07; 修订日期: 2009-03-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: yonghongxie@163.com

善生态环境等多种生态服务功能^[1]。由于近百年的沧桑变迁,尤其是经历了宋朝、明清及建国初期 3 次围垦高峰后^[2],现湖泊面积已萎缩至 2625 km²,退居为我国第二大淡水湖泊。湖泊萎缩削弱了其生态服务功能,导致湖泊调蓄能力急剧衰减,行洪通道不断缩小,加上上游水土流失严重,造成下游淤积扩大,使洪水等自然灾害更加严重和频繁^[3]。

1998 年,我国政府为协调人水矛盾、恢复自然生态环境和确保长江流域生态安全等在长江流域有计划地实施了“退田还湖”工程。“退田还湖”分为“单退”和“双退”两种。“单退”指退人不退田,即只将居住区外迁,农民仍在垸内进行农业生产,在大洪水年作为蓄洪区。“双退”是相对单退而言,指严重阻碍行洪,需要实施平垸行洪、刨毁堤防,退人又退田的堤垸、巴垸、江心洲等。“双退”后耕地的恢复模式主要有 3 种,即恢复自然水域、种植杨树和种植芦苇。

我国过去对湿地土壤的研究相对薄弱,近年来有加强的趋势,主要侧重于湿地土壤资源的开发利用与保护。湿地土壤基本理化性质以及湿地土壤养分循环与生态功能的关系等方面。对于以湿地土壤退化为主题的研究也只局限于人为活动干扰下湿地土壤中营养元素变化的研究^[4~7],而对于人为活动退出生态系统后(如“退田还湖”的“双退”)系统结构及其功能特征的变化还未见报道。土壤理化性质是土壤风化、成土和人为活动综合作用的产物,是反映植物群落演替对土壤影响的重要方面,也是用于评价土壤质量的重要内容^[8]。土壤中的有机质和 N、P、K 元素是土壤的重要组成部分,也是生态系统中极其重要的生态因子,其含量直接影响着湿地生态系统的生产力^[9,10]。因此,研究土壤化学特征对于了解物质转化过程、土壤养分供应能力和植物生长的化学环境等具有重要科学意义。

本研究选取同一时间进行“双退”后的 3 种主要恢复模式为对象,分别以邻近堤垸农田生态系统为对照,对不同退田还湖模式下土壤基本理化性质,包括土壤颗粒组成、有机质含量、全量氮磷钾含量等进行比较分析,旨在阐明退田还湖区土壤理化特征的空间分布规律,揭示不同退田还湖模式对土壤生态特征的影响,为南方湿地恢复途径及有效利用提供理论和实践依据。

1 材料和方法

1.1 研究地点

“退田还湖”实施过程中,不同的“双退区”因地制宜的选择了种植芦苇、杨树或自然水域水产养殖作为恢复模式,旨在寻求经济收益与湿地生态调蓄功能间的平衡。小集成(29° 41' N, 112° 56' E)以种植杨树为恢复方式,即在居民迁至垸外安置后,退耕并栽植大量的杨树,形成以杨树为建群种的人工林系统。官垸(28° 28' N, 112° 03' E)“退田还湖”后与外湖直接相连,受洪水的影响较大,以种植芦苇为恢复方式,建群种为芦苇。青山垸(28° 51' N, 112° 12' E)以形成自然湖泊同时进行“绿色”水产养殖(如不施肥,不投饵料等)为恢复方式,堤垸设有水位控制闸,一般在春末夏初开闸蓄水,期间关闭闸门维持水位,冬初开闸放水收获水产品。

1.2 取样方法

2006 年 11 月,依据典型性和代表性原则,在每个退田还湖模式的堤垸设置 3~5 个样地(10m × 10m),每块样地用原状土样取样器(直径 3cm)随机取 100 cm 长土柱 3 条,按 0~30 cm、30~60 cm、60~100 cm 分层。同时,在不同退田还湖模式相邻堤垸的水田、旱田设定样地,分别形成对照,取样方法与退田还湖区相同。采样过程中用全球定位系统对每个样点(地块)准确定位,记录经纬度及海拔高度。将同一样地分层后的土样混合后用封口袋装好,带回实验室。仔细除去新鲜土样中可见植物残体及土壤动物。将土样平均分为两份,一份为鲜样,用于测定土壤颗粒组成;一份为干样,用于测定土壤化学特性。用于测定土壤颗粒组成的样品过 2 mm 筛,并于 4℃ 冰箱中保存。用于测定土壤有机质、全氮、全磷、全钾的土壤则先进行风干,然后过 0.25 mm 筛,彻底混匀后备用。

1.3 土壤机械组成、全量氮磷钾和有机质的测定

土壤机械组成采用吸管法,分为砂粒(直径 2.0~0.05mm)、粉粒(直径 0.05~0.002mm)和粘粒(直径 < 0.002mm),土壤全 N 采用半微量开氏定氮法测定,全磷的测定采用氢氧化钠碱熔-钼锑抗比色法,全钾的测定

采用氢氧化钠碱熔-火焰光度法,有机质的测定采用重铬酸钾-外加热法^[11]。

1.4 统计分析

数据处理采用统计软件 SPSS10.0^[12]。多重比较采用 Duncan 检验,显著度水平为 0.05。

2 结果

2.1 退田还湖后土壤颗粒组成的分布特征

由表 1 可知,土壤颗粒组成中粉粒所占比例最大,变化范围为 58.9% ~ 74.4%,但砂粒和粉粒在不同剖面深度的分布无显著性差异($P > 0.05$),而粘粒在官垵和小集成中表现为表层土壤显著高于中下层($P < 0.05$)。3 种“退田还湖”模式的土壤颗粒组成与农田生态系统接近,但随退田还湖方式的不同而存在差异。以种植杨树为恢复方式的小集成样地中,土壤粒径在整个土壤剖面中表现为,砂粒:旱田 > 水田 > 退耕地;粉粒:退耕地 > 旱田 > 水田;粘粒:退耕地 > 水田 > 旱田。小集成样地中粘粒和粉粒含量较水田、旱田高,砂粒含量则较低。以种植芦苇为恢复方式的官垵样地中,土壤粒径在整个土壤剖面中表现为,砂粒:退耕地 > 水田 > 旱田;粉粒:旱田 > 水田 > 退耕地;粘粒:水田 > 旱田 > 退耕地。与水田和旱田相比,官垵样地中粉粒和粘粒含量明显减少。以恢复自然湖泊为方式的青山垵样地中,土壤粒径在整个土壤剖面中表现为,砂粒:水田 > 退耕地 > 旱田;粉粒:旱田 > 退耕地 > 水田;粘粒:水田 > 退耕地 > 旱田。退耕地土壤颗粒组成无论是砂粒、粉粒还是粘粒均处于水田和旱田之间。

表 1 退田还湖 8a 后土壤颗粒组成的变化

Table 1 Changes of soil particle composition after 8-year “returning farmland to lake”

生态系统 Ecosystem type	土层 Soil depth (cm)	微团聚体组成 Soil particle composition (%)								
		小集成 Xiaojicheng			官垵 Guanyuan			青山垵 Qingshanyuan		
		砂粒 Sand (2.0 ~ 0.05mm)	粉粒 Silt (0.05 ~ 0.002mm)	粘粒 Clay (<0.002mm)	砂粒 Sand (2.0 ~ 0.05mm)	粉粒 Silt (0.05 ~ 0.002mm)	粘粒 Clay (<0.002mm)	砂粒 Sand (2.0 ~ 0.05mm)	粉粒 Silt (0.05 ~ 0.002mm)	粘粒 Clay (<0.002mm)
退耕地	0 ~ 30	15.3 ± 6.2	71.4 ± 6.2	13.4 ± 6.8	29.4 ± 9.7	61.9 ± 6.9	8.6 ± 3.1	18.0 ± 6.3	64.6 ± 4.2	17.4 ± 2.6
Fallow	30 ~ 60	27.1 ± 8.2	65.8 ± 6.7	7.1 ± 2.6	29.5 ± 8.5	62.3 ± 6.4	8.3 ± 2.3	18.9 ± 8.4	65.4 ± 6.8	15.7 ± 2.9
	60 ~ 100	21.7 ± 8.0	68.5 ± 6.2	9.8 ± 2.5	24.5 ± 6.6	67.7 ± 5.5	7.8 ± 2.1	12.7 ± 3.9	68.0 ± 3.0	19.3 ± 1.3
水田	0 ~ 30	33.9 ± 6.5	58.9 ± 6.1	7.2 ± 0.7	26.5 ± 3.1	61.3 ± 3.2	12.2 ± 0.3	25.1 ± 2.2	58.8 ± 2.7	16.2 ± 2.4
	30 ~ 60	21.2 ± 4.1	70.9 ± 2.4	8.0 ± 2.1	23.8 ± 1.8	66.9 ± 1.6	7.3 ± 1.1	9.8 ± 5.3	65.8 ± 2.0	24.3 ± 3.4
	60 ~ 100	17.4 ± 2.6	72.4 ± 3.2	10.2 ± 2.0	21.2 ± 6.3	69.2 ± 5.6	9.6 ± 1.7	17.4 ± 9.4	63.2 ± 8.0	19.4 ± 4.0
旱田	0 ~ 30	16.9 ± 2.2	73.4 ± 1.7	9.7 ± 0.5	15.4 ± 2.0	71.9 ± 1.9	12.5 ± 0.7	15.1 ± 1.8	65.2 ± 0.8	19.7 ± 1.4
	30 ~ 60	25.2 ± 5.9	69.4 ± 2.9	5.4 ± 3.0	15.6 ± 2.3	73.5 ± 1.9	10.9 ± 1.1	13.2 ± 5.9	71.3 ± 3.8	15.5 ± 2.1
	60 ~ 100	32.3 ± 1.1	62.4 ± 0.9	5.3 ± 0.3	18.4 ± 0.3	74.4 ± 0.3	7.1 ± 0.3	11.7 ± 4.6	72.4 ± 2.6	15.8 ± 2.2

2.2 退田还湖后土壤化学特性的分布特征

2.2.1 有机质

由图 1 可知,退耕地土壤有机质的垂直分布特征与水田和旱田基本相同,即随剖面深度的增加呈下降趋势,0 ~ 30 cm 土层的含量显著高于下两层($P < 0.05$)。3 种退田还湖模式中,均以水田 0 ~ 30 cm 土层中有机质含量最高。以种植杨树为恢复方式的小集成样地中,土壤有机质在整个土壤剖面中表现为,水田 = 退耕地 > 旱田。以种植芦苇为恢复方式的官垵样地中,土壤有机质在整个土壤剖面中表现为,水田 > 旱田 > 退耕地。以恢复自然湖泊为方式的青山垵样地中,土壤有机质在整个土壤剖面中表现为,水田 > 退耕地 > 旱田,退耕地与农田系统无显著差异($P > 0.05$)。

2.2.2 全氮

所有样地土壤全氮含量的垂直分布特征为随剖面深度的增加呈下降趋势(图 1),0 ~ 30 cm 土层的含量显著高于下两层($P < 0.05$)。以种植杨树为恢复方式的小集成样地中,土壤全氮在整个土壤剖面中表现为,

旱田 > 退耕地 > 水田; 以种植芦苇为恢复方式的官垸样地中, 土壤全氮在整个土壤剖面中表现为, 水田 > 退耕地 > 旱田; 以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中, 土壤全氮在水田、旱田和退耕地中没有表现出差异性。

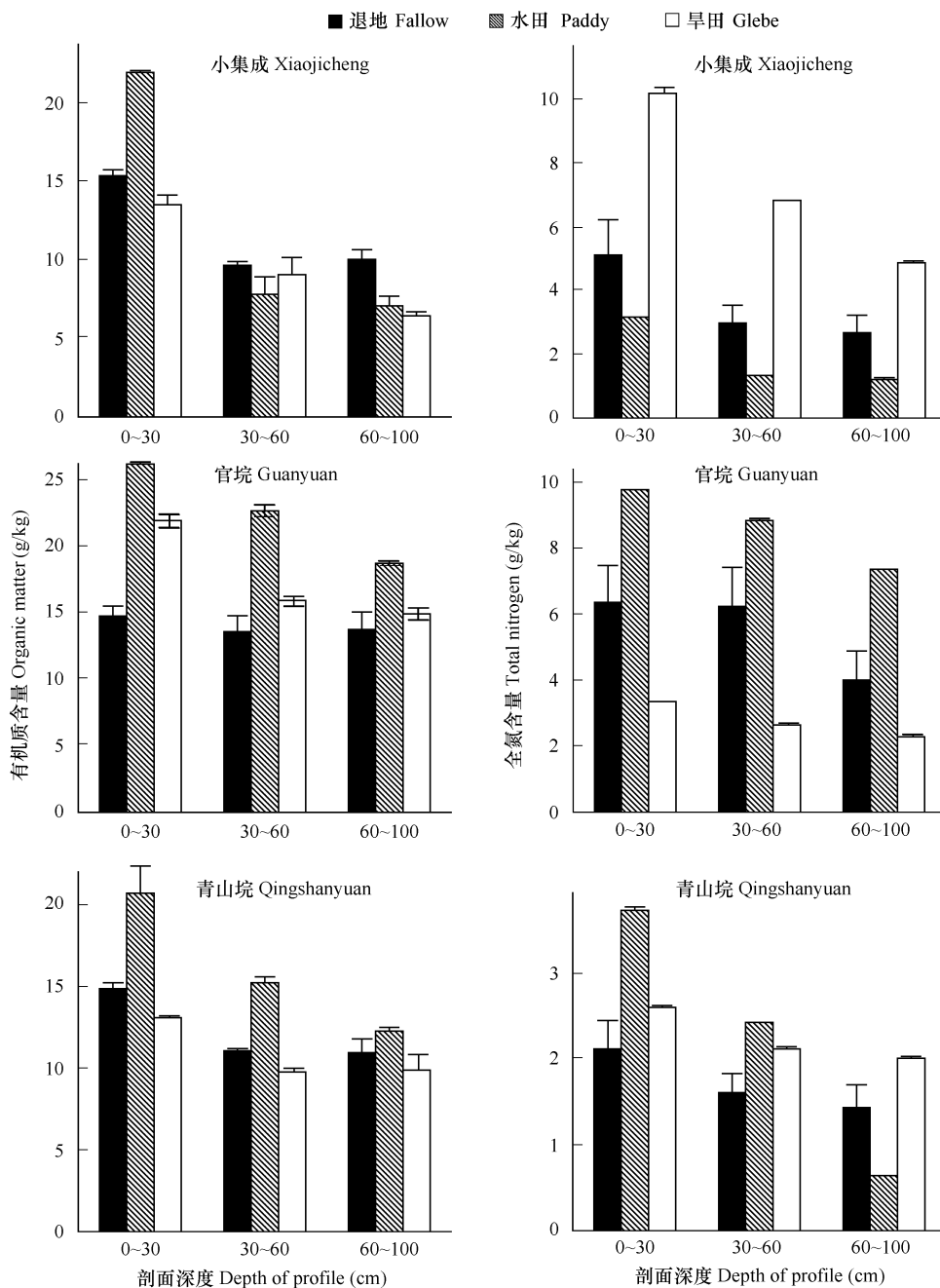


图1 退田还湖 8a 后土壤有机质和全氮含量的变化

Fig. 1 Changes of organic matter and total nitrogen contents after 8-year "returning farmland to lake"

2.2.3 全磷

由图 2 可知, 以种植杨树为恢复方式的小集成样地中, 土壤全磷在整个土壤剖面中表现为, 退耕地 > 水田 > 旱田; 以种植芦苇为恢复方式的官垸样地中, 土壤全磷在整个土壤剖面中表现为, 退耕地 > 旱田 = 水田; 以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中, 土壤全磷在水田、旱田和退耕地中没有表现出差异性。

2.2.4 全钾

由图 2 可知以种植杨树为恢复方式的小集成样地中, 土壤全钾在整个土壤剖面中表现为, 退耕地 = 旱田

> 水田。以种植芦苇为恢复方式的官垸样地中,土壤全钾在整个土壤剖面中表现为,水田 > 退耕地 = 旱田。以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中,土壤全钾在整个土壤剖面中表现为,水田 > 退耕地 > 旱田。

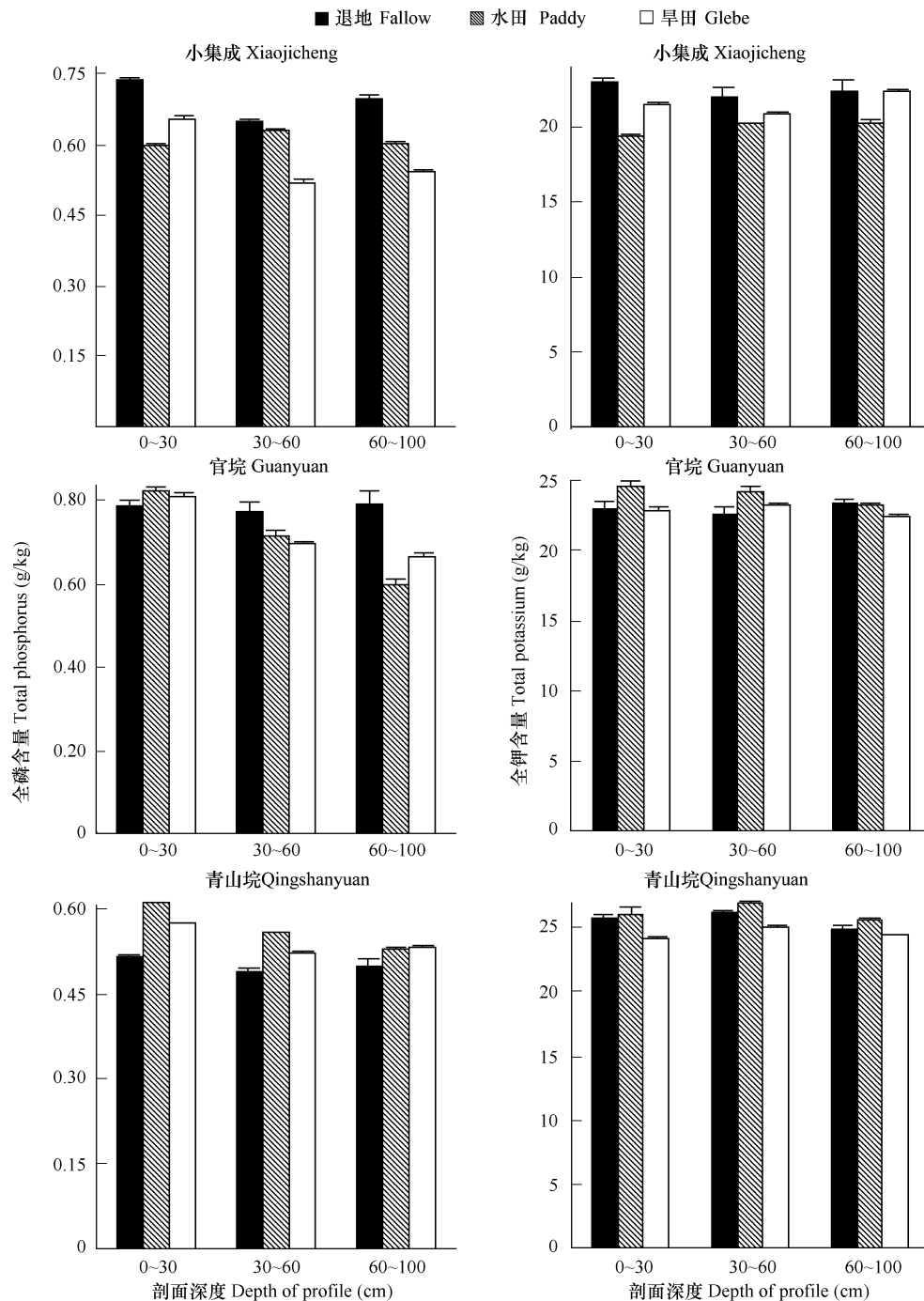


图2 退田还湖8a后土壤全磷、全钾含量的变化

Fig. 2 Changes of total phosphorus and total potassium contents after 8-year "returning farmland to lake"

2.3 洞庭湖退田还湖区土壤特性间的相关分析

由表2可知,洞庭湖区土壤有机质与全氮、全磷呈极显著正相关($P < 0.01$);全氮与全磷存在极显著正相关($P < 0.01$);而土壤全钾与有机质显著相关($P < 0.05$),与全磷呈极显著负相关($P < 0.01$)。洞庭湖区土壤颗粒组成间砂粒、粉粒、粘粒间相关性显著($P < 0.05$),砂粒与土壤全氮、全磷存在极显著正相关($P < 0.01$),而与土壤全钾存在极显著负相关($P < 0.01$);粘粒与土壤全氮、全磷、全钾存在极显著相关($P < 0.01$),但正

负刚好与砂粒的相反;粉粒与土壤养分间相关性不显著($P > 0.05$)。

表 2 洞庭湖退田还湖区土壤特性间的相关分析

Table 2 The correlation analyses among soil characteristics in the Dongting Lake area after 8-year "returning farmland to lake"

参数 Parameters	有机质 Organic matter	全氮 Total nitrogen	全磷 Total phosphorus	全钾 Total potassium	砂粒 Sand	粉粒 Silt	粘粒 Clay
有机质 Organic matter	1.000						
全氮 Total nitrogen	0.527 **	1.000					
全磷 Total phosphorus	0.429 **	0.549 **	1.000				
全钾 Total potassium	0.188 *	-0.158	-0.378 **	1.000			
砂粒 Sand	-0.036	0.216 **	0.275 **	-0.390 **	1.000		
粉粒 Silt	-0.010	-0.024	0.068	-0.088	-0.719 **	1.000	
粘粒 Clay	0.126	-0.311 *	-0.462 **	0.735 **	-0.746 **	0.157 *	1.000

* * 显著性水平 0.01 Significance level 0.01; * 显著性水平 0.05 Significance level 0.05

3 讨论

3.1 退田还湖后土壤颗粒组成的变化

Bronick 等^[13]认为团聚体受土壤有机碳、生物作用、离子键、粘粒含量及碳水化合物的影响,因此影响土壤团聚体稳定性的因素主要有 3 方面:土壤发育基础、土地利用方式和耕作措施。对于同一母质发育的土壤而言,有机碳积累是导致土壤团聚体稳定性差异的主要原因。3 种退田还湖模式都以减少人为活动为恢复前提,退耕地基本不存在耕作影响。洞庭湖区均为冲积性土壤,土壤发育基础也基本相同。Six 等^[14]研究发现,土壤耕作强度对土壤团聚体及团聚体中有机碳的分布具有明显影响,说明土壤碳含量与土壤团聚体组成具有密切关系,从 3 种恢复模式土壤有机质含量的变化状况来看,以种植杨树为恢复方式的小集成样地相对于芦苇为恢复方式的官垸样地和以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地来说,有机质累积速率较高。同时,以种植杨树作为湿地恢复模式促进了粘粒和粉粒的形成,这可能与杨树的深根性及高生产力有关,能分泌更多的代谢物质进入土壤而改变土壤的物理性质,但这种物理特性可能更容易造成土壤板结而不利于系统的进一步发展,如生物多样性的提高等。郭铁瑞^[15]等的研究表明,杨树林在生长过程中会形成一层土壤结皮,结皮的存在增加了其下层土壤颗粒组成中的极细沙和粘粉粒含量,富集了结皮下土壤的有机质、全 N、全 P、速效 N、速效 P 等养分。已有研究表明,生物结皮的形成可以显著影响或改变表层土壤的理化属性^[16],如生物结皮中固氮蓝绿藻的存在,可以增加表层土壤的氮输入。也有研究认为生物结皮的出现可提高土壤磷素的有效性^[17],因此杨树林下土壤结皮的形成也是促进土壤元素富集的原因之一。以种植芦苇为恢复方式的官垸样地中,与自然系统芦苇样地的土壤组成特征基本一致^[18],可能原因是官垸经常受洪水的影响而使土壤物理性质有向自然系统转化的趋势。以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中,土壤物理特性无明显变化,可能原因是青山垸由于人为控制水位而割断了其与自然水体的紧密联系,难以受到外来洪水干扰对其土壤颗粒组成的影响(如砂粒含量的增加),致使其土壤物理特征与农田生态系统无显著差异。因此,不同的退田还湖模式中由于优势植物类群不同,有机碳的积累也存在系统间差异。可见,有机质含量、自然过程的强弱及优势物种的生物学特性等是造成洞庭湖“退田还湖”系统中土壤机械组成差异的主要原因。

3.2 退田还湖后土壤化学特性的变化

土壤有机质的积累主要由有机质输入与碳矿化速率间的平衡决定。自然生态系统中土壤有机质的输入量主要依赖于有机残体归还量的多少及有机残体的腐殖化系数^[19];天然有机质的输出量主要包括分解和侵蚀损失^[20],并受各种生物和非生物条件控制。与自然系统不同的是,农田土壤中的人工施肥是影响土壤有机质含量最重要因素,通常都保持较高的有机质含量水平。3 种不同的退田还湖模式中,种植杨树为恢复模式的小集成可通过凋落物的腐解归还获得有机质的累积,由于杨树的高生产力及深根性等生物学特性,土壤有机质累积速率较高,有助于土壤深层的有机质累积;同时,杨树的凋落物以叶子为主,有研究表明杨树的年凋落量为 4.27 t/hm²,且分解周期相对较长^[21],这也有助于土壤有机质累积。官垸样地中,芦苇为多年生植物,

年生物量一般可达 $4.77 \sim 9.35 \text{ t/hm}^2$ ^[22]。由于每年冬季人工收割芦苇,以植物残体的形式从系统移走大量的有机碳,使有机碳投入量明显偏低,但每年丰水期洪水携带的泥沙沉积能为当季芦苇的生长提供丰富的养分,表层有机碳含量与农田系统差异不大。青山垸在植物生长盛期大部分时间处于淹水状态,主要依靠水生植物的光合作用积累生物量,年生物量一般达 $0.99 \sim 2.92 \text{ t/hm}^2$ ^[22],生物量累积速率比芦苇和杨树要低。这类湿地在受人类干扰活动较少时,每年净同化积累的生物量理论上可全部投入系统中,但由于人工水产养殖造成大量湖草被鱼类采食,致使系统的有机碳输入减少,故表现出有机质含量较水田、旱田偏低。因此,生境特征、建群种生物学特征及凋落物是影响退田还湖区有机质累积的主要因素。

土壤全氮包括所有形式的有机态和无机态氮素,是土壤氮素的总量和供应植物有效氮素的源和库,综合反映了土壤的氮素状况。土壤氮素含量主要受植被、气候、土壤质地、地形及地势、耕作利用方式以及栽培管理和施肥措施等因素的影响。在不同的退田还湖模式中,小集成和官垸样地中全氮含量均处于水田和旱田之间,而青山垸样地的水田、旱田和退耕地间无显著差异性,说明退田还湖工程的实施对全氮影响较小。在不施肥的条件下,土壤氮素是成土过程中在生物作用下积累的,主要取决于有机质积累和分解作用的相对强度^[23]。干湿交替是湿地生态系统产生全氮水平分异的主要原因。白军红等^[24]研究发现短的干湿周期有利于脱氮作用及有机质的分解,也就是说短周期的干湿交替有利于湿地脱氮,但长期淹水或较长周期的干湿交替均不利于湿地脱氮^[25]。由于洞庭湖湿地土壤的干湿交替周期较长(每年淹水时间为 6~10 月份),不利于湿地脱氮,这可能是退田还湖工程的实施对全氮影响较小的主要原因。

以种植杨树为恢复方式的小集成样地中,由于杨树为多年生木本植物,林下生长有草本植物,每年都有凋落物归还到土壤,能将磷及时归还到土壤中,土壤磷素的生物循环快,深层土壤磷素在上层土壤的生物富集强度大。同时,自 1998 年以来,小集成未被洪水淹没过,土壤磷流失相对较小,故其全磷含量在整个土壤剖面均较高。以种植芦苇为恢复方式的样地全磷含量与自然状态下的芦苇系统相当接近,土壤剖面的分布特征基本相似^[18],表现出深层磷素的累积,可能与芦苇根系分布较深有关,即死亡根系的腐烂分解能补充植物所吸收的磷,同时生长期的根系分泌物起着磷素富集的作用。以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中,土壤全磷在水田、旱田和退耕地中没有表现出差异性,主要是由于青山垸长期受淹水影响,植物生长较少,吸收量和归还量均较少,不能形成对磷的截留与累积,造成退耕地全磷含量小于水田、旱田。

土壤中全钾含量主要受母质、风化及成土条件、土壤质地、耕作及施肥情况等影响。土壤中的钾几乎都以离子状态存在,很容易淋溶。土壤底层吸附钾的能力较强,同时植物生长对表层钾元素吸收较多,因此造成生长期表层钾素含量较低^[26]。钾素主要从矿质土壤中得到补充^[27],并由植物根系从矿质土壤中吸取上来,植物钾素主要来源于根系所能达到的土层。植物死亡后,残体归还给土壤并主要由它们形成表层土壤。随着植物残体在土壤表层的积累,存在残体中的钾素难以释放出来,使钾素也积累在土壤表层。以种植杨树为恢复方式的小集成样地中,钾元素的含量得到了提高,说明杨树林地有利于钾元素的改善,这可能与杨树的深根性及自恢复以来未受洪水冲击有关。在以种植芦苇为恢复方式的官垸样地和以恢复自然湖泊为方式的青山垸样地中,土壤全钾含量仍然和农田系统保持相近。

对于 3 种恢复方式而言,最为期望的是以恢复自然湖泊为主的方式发挥出最大的效果。由本研究的结果来看,是以种植杨树为恢复方式的样地能够快速的累积营养物质,在短期内有利于土壤质量和土壤生产力的提高。然而,并不能由此判断种植杨树是洞庭湖退田还湖的最佳模式,一方面因为生态恢复是个极其漫长的过程,是环境对物种的不断选择,物种对环境不断适应的结果,需长时间的观测;另一方面对退田还湖模式生态学效应的判断不能仅看土壤质量和土壤生产力,必须结合其它生态服务功能,如生态调蓄、生物多样性等综合判断。

4 结论

(1) 小集成样地中粘粒和粉粒含量较水田、旱田高,砂粒含量则较低,说明以种植杨树作为湿地恢复模式有助于粘粒和粉粒的形成,促进了成土作用,为土壤质量的提高提供了条件;官垸由于经常受洪水影响而使土

壤物理性质有向自然生态系统转化的趋势;以恢复自然水域为方式的青山垸样地的土壤物理特性无明显变化,可能与人为水位控制,外来洪水影响相对较小有关。

(2) 与水田和旱田相比,以种植杨树为恢复方式的小集成样地能够快速累积有机质、全磷和全钾;官垸样地土壤有机质有所下降,而全磷含量增加;以恢复自然水域为目的的青山垸样地中全量元素与农田系统无明显变化。

(3) 建群种的生物学特性及自然过程的强弱等是造成洞庭湖“退田还湖”系统中土壤机械组成和化学性质差异的主要原因。

References:

- [1] Xie Y H, Wang K L, Ren B, *et al.* Evolution, problems and protection measures of ecological environments in Dongting Lake area. *Research of Agricultural Modernization*, 2008, 28 (6): 677 — 681.
- [2] Zhuang D C, Ding D S, Dong M H, *et al.* A wetland ecological construction study on reclaiming a lake from an area in Dongting Lake Plain. *World Regional Studies*, 2006, 11: 107 — 112.
- [3] Li H, Pang X M, Fu H. Social economic effect of lake recovery and population relocation in Dongting Lake area. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2002, 11: 105 — 111.
- [4] Mitsch W J, Reeder B C. Modeling nutrient retention of a fresh water coastal wetland: Estimating the role of primary productivity, sedimentation, resuspension and hydrology. *Ecological Modeling*, 1991, 54: 151 — 187.
- [5] Yang Y X, He T R, Wang S Y. Distribution characteristics and seasonal dynamics of phosphorus and potassium in wetland ecosystem in the Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12: 522 — 526.
- [6] Zhang Y Z. A review of ecological restoration studies on natural wetland. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21: 309 — 314.
- [7] Tian K, Chang F L, Lu M, *et al.* Impacts of human disturbances on organic carbon and nitrogen in natural wetlands, Northwest Yunnan. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41: 681 — 686.
- [8] Zhu B, Wang W, Zhang L X, *et al.* A study on soil microbes in plant communities of different succession stages in natural conservation of Baohua Mountain. *Journal of Nanjing Forestry University*, 2000, 24: 61 — 64.
- [9] William J M, James G G, eds. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc., 1986. 89 — 125.
- [10] Mitsch W J, Gosselin K J G, eds. *Wetlands*. New York: John Wiley & Sons, 2000. 155 — 204.
- [11] *Soil Physical and Chemical Analysis Description of Soil Profiles*. Beijing: China Standard Press, 1997.
- [12] Chen P Y, Huang X M. Statistical software application course of spss10.0. Beijing: People's Medical Press, 2002.
- [13] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 2005, 124: 3 — 22.
- [14] Six J, Elliot E T, Paustian K. Soil macroaggregate turn over and microaggregate formation: A mechanism for C sequestration under no tillage agriculture. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 2099 — 2103.
- [15] Guo Y R, Zhao H L, Zhao X Y, *et al.* Crust development and its influences on soil physicochemical properties in artificial forest of Horqin Sand Land. *Journal of Desert Research*, 2007, 27(6): 1000 — 1006.
- [16] Belnap J. Nitrogen fixation in biological soil crusts from southeast Utah, USA. *Biology and Fertility of Soils*, 2002, 35: 128 — 135.
- [17] Jia B Q, Zhang H Q, Zhang Z Q, *et al.* The study on the physical and chemical characteristics Of sand soil crust in the Minqin County, Gansu Province. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 23(7): 1443 — 1448.
- [18] Yang G, Xie Y H, Huang J S, *et al.* A comparative study on spatial distribution characteristics of soil nutrients in natural ecosystems and farmlands in Dongting Lake Area. *Research of Agricultural Modernization*, 2008, 29(3): 213 — 215.
- [19] Xiao H L. Climate change in relation to soil organic matter. *Soil and Environmental Sciences*, 1999, 8: 300 — 304.
- [20] Yu X H, Zhu P L, Huang D M. Effects of soil surface management on N mineralization potential, non-symbiotic N fixing intensity and ammonium N in a paddy soil. *Scientia Agricultura Sinica*, 1991, 24: 73 — 79.
- [21] Zhang D L, Mao Z J, Zhu S Y, *et al.* Litter falls of 6 major forest stands in maoershan mountain of Heilongjiang Province. *Bulletin of Botanical Research*, 2008, 28(1): 104 — 108.
- [22] Peng P Q, Zhang W J, Tong C L, *et al.* Vertical distribution of soil organic carbon, nitrogen and microbial biomass C, N at soil profiles in wetlands of Dongting Lake floodplain. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2005, 19(1): 49 — 53.
- [23] Chen G C, Gan L, Wang S L, *et al.* Soil nitrogen and its environmental effects. *Geology-Geochemistry*, 2001, 29: 63 — 67.
- [24] Bai J H, Deng W, Zhang Y X. Spatial distribution of nitrogen and phosphorus in soil of Momoge wetland. *Journal of Soil and Water Conservation*,

2001, 15: 79—81.

- [25] Verhoeven J A, Whigham D F, Kerkhoven M Y. Comparative study of nutrient related processes in geographically separated wetlands: Towards a science base for functional assessment procedure. In: William J M, ed. Global wetlands: Old world and New. Columbus: Elsevier Press, 1994, 91—106.
- [26] Liu J P, Yang Q, Lu X G. Study on spatial distribution of soil nutrient elements of annular wetlands in Sanjiang Plain. Journal of Soil and Water Conservation, 2005, 19: 76—79.
- [27] He C Q, Zhao K Y. The accumulation, allocation and biological cycle of the nutrient elements in *Carex lasiocarpa* wetland. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21: 2074—2080.

参考文献:

- [1] 谢永宏,王克林,任勃,等. 洞庭湖生态环境的演变、问题和保护措施. 农业现代化研究,2007, 28:677~681.
- [2] 庄大昌,丁登山,董明辉,等. 洞庭湖平原退田还湖区湿地生态功能建设初探. 世界地理研究,2006, 11:107~112.
- [3] 李晖,庞效民,傅晖. 洞庭湖区退田还湖、移民建镇的社会经济效益. 长江流域资源与环境, 2002,11:105~111.
- [5] 杨永兴,何太蓉,王世岩. 三江平原湿地生态系统 P, K 分布特征及季节动态研究. 应用生态学报,2001,12: 522~526.
- [6] 张永泽. 自然湿地生态恢复研究概述. 生态学报,2001,21: 309~314.
- [7] 田昆,常凤来,陆梅,等. 人为活动对云南纳帕海湿地土壤碳氮变化的影响. 土壤学报,2004,41:681~686.
- [8] 朱斌,王维,张立新,等. 宝华山不同演替群落下的土壤微生物状况. 南京林业大学学报,2000,24:61~64.
- [11] 土壤理化分析与剖面描述. 北京: 中国标准出版社,1997.
- [12] 陈平雁,黄浙明. spss10.0 统计软件应用教程. 人民军医出版社,2002.
- [15] 郭铁瑞,赵哈林,赵学勇,等. 科尔沁沙地人工林下结皮发育对表土特性影响的研究. 中国沙漠,2007,27(6):1000~1006.
- [17] 贾宝全,张红旗,张志强,等. 甘肃省民勤沙区土壤结皮理化性质研究. 生态学报,2003,23(7):1442~1448.
- [18] 杨刚,谢永宏,黄继山,等. 洞庭湖区农田生态系统与自然生态系统土壤养分空间分布格局的比较研究. 农业现代化研究,2008,29:213~215.
- [19] 肖辉林. 气候变化与土壤有机质的关系. 土壤与环境,1999,8:300~304.
- [20] 余晓鹤,朱培立,黄东迈. 土壤表层管理对稻田土壤氮矿化势,固氮强度及铵态氮的影响. 中国农业科学,1991,24:73~79.
- [21] 张东来,毛子军,朱胜英,等. 黑龙江省帽儿山林区 6 种主要林分类型凋落物研究. 植物研究,2008,28(1):104~108.
- [22] 彭佩钦,张文菊,童成立,等. 洞庭湖典型湿地土壤碳、氮和微生物碳、氮及其垂直分布. 水土保持学报,2005,19(1):49~53.
- [23] 陈刚才,甘露,王仕禄,等. 土壤氮素及其环境效应. 地质地球化学, 2001,29:63~67.
- [24] 白军红,邓伟,张玉霞. 莫莫格湿地土壤氮磷空间分布规律研究. 水土保持学报,2001,15:79~81.
- [26] 刘吉平,杨青,吕宪国. 三江平原典型环型湿地土壤营养元素的空间分异规律. 水土保持学报,2005,19:76~79.
- [27] 何池全,赵魁义. 毛果苔湿地营养元素的积累,分配及生物循环特征. 生态学报,2001,21:2074~2080.