

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第4期

Vol.39 No.4

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

京津冀地区钢铁行业污染物排放清单及对 PM _{2.5} 影响	段文娇, 郎建全, 程水源, 贾佳, 王晓琦 (1445)
京津冀内陆平原区 PM _{2.5} 浓度时空变化定量模拟	郝静, 孙成, 郭兴宇, 王卫, 刘方田, 党海燕 (1455)
成都市冬季相对湿度对颗粒物浓度和大气能见度的影响	刘凡, 谭钦文, 江霞, 蒋文举, 宋丹林 (1466)
华山地区 PM _{2.5} 中无机离子垂直分布特征	曹聪, 王格慧, 吴灿, 李建军, 刘浪, 李瑾, 余兴 (1473)
烟花爆竹集中燃放的大气细颗粒物 (PM _{2.5}) 成分图谱	谢瑞加, 侯红霞, 陈永山 (1484)
长三角地区中小燃煤锅炉 PM _{2.5} 成分谱特征	徐健, 黄成, 李莉, 陈勇航, 楼晟荣, 乔利平, 王鸿宇 (1493)
民用燃煤排放分级颗粒物中重金属排放因子	严沁, 孔少飞, 刘海彪, 王伟, 吴剑, 郑明明, 郑淑睿, 杨国威, 吴方琪 (1502)
冬、春季青岛大气气溶胶中乙二酸的分布特征及影响因素	张帅, 石金辉, 姚小红, 高会旺 (1512)
青岛大气降水中微量元素的浓度及溶解度	李茜, 石金辉, 李鹏志, 姚小红, 高会旺 (1520)
辽东湾大气中多环芳烃的含量组成及气粒分配	张玉凤, 宋永刚, 田金, 赵海勃, 杨爽, 吴金浩 (1527)
典型地区大气新型卤代阻燃剂污染特征、来源分析及人体暴露	李琦路, 杨孔, 李军, 张干 (1537)
苏州工业园区室内外颗粒物中多溴联苯醚污染特征及人体暴露水平	王俊霞, 顾海东, 张占恩, 钱飞跃 (1544)
上海市大气污染对感冒疾病相对危险度的影响	杨丝絮, 马玉霞, 周建丁, 周骥 (1552)
城镇化河流溶解性有机质的荧光特性与水质相关性: 以宁波市北仑区芦江为例	曹昌丽, 梁梦琦, 何桂英, 纵亚男, 唐剑锋 (1560)
艾比湖区域景观格局与河流水质关系探讨	曹灿, 张飞, 阿依尼格·亚力坤, 朱世丹, 郭苗, 阿丽米热·塔力甫江, Kung Hsiangte (1568)
三峡澎溪河水华期间水体 CH ₄ 浓度及其通量变化特征初探	秦宇, 张渝阳, 李哲, 马健荣 (1578)
漓江段地表水体旱季硝酸盐动态变化特征及其来源	苗迎, 章程, 肖琼, 赵海娟, 李成习 (1589)
柳江流域饮用水源地重金属污染与健康风险评价	张清华, 韦永著, 曹建华, 于爽 (1598)
黄柏河流域梯级水库沉积物磷形态特征及磷释放通量分析	刘佳, 雷丹, 李琼, 王亮, 张平, 肖尚斌 (1608)
白洋淀典型持久性有机污染物污染特征与风险评估	高秋生, 焦立新, 杨柳, 田自强, 杨苏文, 安月霞, 贾海斌, 崔志丹 (1616)
典型有机氯农药在珠三角地区多介质环境中的归趋模拟	高梓闻, 徐月, 亦如瀚 (1628)
河道水旁路处理中试工艺中 PPCPs 的去除效果及机制	李力, 朱楦, 白瑶, 赵健, 曹之淇, 郭泓利, 李凌云, 左剑勇 (1637)
蔡普生在氯消毒过程中的去除、转化与风险评价	樊鑫鑫, 杜尔登, 李佳琦, 赵丽丽, 王聿琳, 彭明国 (1645)
真空紫外/氯处理饮用水典型致嗅物质	孙昕, 张焱, 史路肖, 陈笑涵, 唐晓 (1654)
热活化过硫酸盐降解三氯生	蒋梦迪, 张清越, 季跃飞, 陆鸢鹤 (1661)
水体模拟颗粒物对四环素的吸附特性及基本规律	徐龙凤, 魏群山, 吕强, 唐立朋, 刘亚男, 柳建设 (1668)
海水优化 ANAMMOX 包埋固定化及其处理含海水污水的脱氮性能	单晓静, 于德爽, 李津, 陈光辉, 冯莉, 吕廷廷, 邵青 (1677)
外源甜菜碱投加增强高盐废水厌氧氨氧化脱氮性能	于德爽, 吴国栋, 李津, 周同, 王晓静 (1688)
硝化污泥富集及其强化高氨氮冲击的中试研究	盛晓琳, 崔灿灿, 王家德, 刘锐, 徐峰, 陈吕军 (1697)
分段进水对改良 A ² /O-BAF 双污泥系统反硝化除磷脱氮的影响	南彦斌, 彭永臻, 曾立云, 赵智超, 刘宏, 李慧, 陈永志 (1704)
不同温度下应用比值控制实现连续流好氧颗粒污泥短程硝化	梁东博, 卞伟, 阚睿哲, 王文啸, 赵青, 孙艺齐, 李军 (1713)
智能化曝气控制 A/O 工艺活性污泥特性演化对内源反硝化脱氮的作用机制	徐旻昶, 胡湛波, 张穗生, 李昊航 (1720)
温度对一体式厌氧流化床膜生物反应器运行效能及微生物群落结构的影响	李玥, 胡奇, 高文 (1731)
污泥臭原位置量工艺中抗生素的去除	汪鲁, 黄伟伟, 李彦刚, 强志民 (1739)
零价铁对污泥厌氧消化过程中四环素抗性基因水平转移的作用影响	杨帆, 徐雯丽, 钱雅洁, 刘振鸿, 薛罡, 高品 (1748)
环境因子对全自养脱氮颗粒污泥功能菌协同效应的影响	陈希, 钱飞跃, 王建芳, 高军军, 沈耀良, 贾珣 (1756)
后置固相反硝化滤池工艺沿程微生物特性	张千, 吉芳英, 徐璇 (1763)
复合菌株 YH01 + YH02 强化 SBR 好氧反硝化脱氮及菌群结构分析	陈海升, 曹刚, 张迪, 黄郑郑, 莫测辉 (1773)
氮磷失衡下膨胀污泥性能及膨胀菌群落结构变化	贺雪濛, 丁丽丽, 张璐璐, 顾卓江, 任洪强 (1782)
1 株铜绿假单胞菌对砷的降解特性及代谢途径	李想, 张雪英, 周俊, 宋军, 王建刚, 雍晓雨, 贾红华 (1794)
铜尾矿库坝面土壤微生物群落动态的驱动因子	李磊, 景炬辉, 刘晋仙, 柴宝峰 (1804)
垦殖对桂林会仙喀斯特湿地土壤养分与微生物活性的影响	黄科朝, 沈育伊, 徐广平, 黄玉清, 张德楠, 孙英杰, 李艳琼, 何文, 周龙武 (1813)
黄土丘陵区退耕还林还草对土壤细菌群落结构的影响	陈孟立, 曾全超, 黄懿梅, 倪银霞 (1824)
河岸带表层土壤的铁氨氧化 (Feammox) 脱氮机制的探究	丁帮琛, 李正魁, 朱鸿杰, 陈湜, 覃云斌, 杨建华, 胡优优 (1833)
藏猪扰动作用下的高寒草甸土壤退化特征及微生物群落结构变化	展鹏飞, 肖德荣, 闫鹏飞, 刘振亚, 马金成, 陈志明, 格茸, 田伟, 王行 (1840)
深圳湾典型红树植物根表铁膜及其重金属富集特征	沈小雪, 李瑞利, 柴民伟, 邱国玉 (1851)
香港周边海域野生鱼体内 DDTs 和 PCBs 的含量分布和食用风险评估	苏杨, 鲍恋君, 曾永平 (1861)
偏远高山湿地土壤中 PAHs 污染特征: 以神农架大九湖为例	胡天鹏, 邢新丽, 柯艳萍, 毛瑶, 黎荧, 郑煌, 喻月, 张家泉, 祁士华 (1872)
西南地区典型森林水库土壤和沉积物汞的迁移转化特征	孙涛, 马明, 王永敏, 安思危, 王定勇 (1880)
广西西江流域土壤镉含量特征及风险评估	宋波, 杨子杰, 张云霞, 王佛鹏, 周浪, 李黎, 钟雪梅 (1888)
长期施肥对旱地红壤及作物中砷累积的影响	张蓉, 余光辉, 李亚青 (1901)
三元土壤调理剂对田间水稻镉累积转运的影响	辜娇峰, 周航, 贾润语, 王倩倩, 李虹呈, 张平, 彭佩钦, 廖柏寒 (1910)
稻田土壤性质与水稻镉含量的定量关系	王梦梦, 何梦媛, 苏德纯 (1918)
钙基膨润土辅助对堆肥及土壤 Cu、Zn 形态转化和白菜吸收的影响	赵军超, 王权, 任秀娜, 李荣华, Mukesh Kumar Awasthi, Altaf Hussain Lahori, 张增强 (1926)
外源碳和氮输入对降水变化下土壤呼吸的短期影响	贺云龙, 齐玉春, 彭琴, 董云社, 郭树芳, 闫钟清, 李兆林, 王丽芹 (1934)
模拟降水量减少对大豆-冬小麦轮作农田土壤呼吸的影响	王朝辉, 陈书涛, 孙鹭, 胡正华 (1943)
紫色土丘陵区农田源头沟渠一氧化氮排放的季节差异及影响因素	田琳琳, 任光前, 朱波 (1952)
季节非对称升温对喀斯特土壤 CO ₂ 释放的影响	唐国勇, 张春华, 刘方炎, 李昆, 马艳 (1962)
《环境科学》征订启事 (1472) 《环境科学》征稿简则 (1511) 信息 (1755, 1839, 1925)	

垦殖对桂林会仙喀斯特湿地土壤养分与微生物活性的影响

黄科朝¹, 沈育伊², 徐广平^{1*}, 黄玉清¹, 张德楠¹, 孙英杰¹, 李艳琼¹, 何文¹, 周龙武¹

(1. 广西壮族自治区中国科学院广西植物研究所, 广西喀斯特植物保育与恢复生态学重点实验室, 桂林 541006; 2. 广西壮族自治区中国科学院广西植物研究所, 广西植物功能物质研究与利用重点实验室, 桂林 541006)

摘要: 选择桂林会仙喀斯特湿地不同垦殖方式的土壤为研究对象, 通过研究原生沼泽湿地及其开垦 21 a 的水田和旱地 0~40 cm 不同深度的土壤理化性质、微生物数量、酶活性、微生物呼吸等变化趋势, 以揭示垦殖对会仙喀斯特湿地土壤质量的影响。结果表明: ① 垦殖导致会仙喀斯特湿地土壤呈现偏酸性和养分含量降低的趋势, 垦殖后土壤有机碳 (SOC)、全氮 (TN)、速效氮 (AN)、全磷 (TP)、速效磷 (AP)、全钾 (TK) 和速效钾 (AK) 总体上趋于减小, 并且表层土壤减小的趋势最为显著。② 垦殖改变了土壤微生物数量分布的相对比例关系, 水田土壤的细菌和放线菌数量最高, 而土壤真菌数量则在旱地最高 ($P < 0.001$)。③ 垦殖降低了各土层蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶的活性, 在旱地的数值最低。④ 垦殖后土壤微生物量碳 (MBC)、微生物量氮 (MBN)、基础呼吸 (BR)、呼吸势 (PR) 和微生物熵 (qMB) 总体上均趋于减小, 代谢熵 (qCO₂) 在湿地表现为先增大后减小的趋势, 而在水田和旱地则一致表现为逐渐升高的趋势。各土层的 MBC、MBN、BR、PR 和 qMB 普遍呈现出湿地 > 水田 > 旱地的趋势。qCO₂ 在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层表现为湿地 > 水田 > 旱地, 而在 20~30 cm 和 30~40 cm 土层则表现为旱地 > 水田 > 湿地。综上, 垦殖显著降低了土壤的微生物活性, 土壤质量呈现下降趋势, 对旱地土壤影响较为严重。在会仙喀斯特湿地生态恢复过程中, 应减少垦殖旱地和水田的面积, 退耕恢复湿地面积。

关键词: 垦殖; 喀斯特湿地; 微生物活性; 土壤理化性质; 土层深度

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)04-1813-11 DOI: 10.13227/j.hjks.201707196

Effects of Reclamation on Soil Nutrients and Microbial Activities in the Huixian Karst Wetland in Guilin

HUANG Ke-chao¹, SHEN Yu-yi², XU Guang-ping^{1*}, HUANG Yu-qing¹, ZHANG De-nan¹, SUN Ying-jie¹, LI Yan-qiong¹, HE Wen¹, ZHOU Long-wu¹

(1. Guangxi Key Laboratory of Plant Conservation and Restoration Ecology in Karst Terrain, Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang Autonomous Region and Chinese Academy of Sciences, Guilin 541006, China; 2. Guangxi Key Laboratory of Functional Phytochemicals Research and Utilization, Guangxi Institute of Botany, Guangxi Zhuang Autonomous Region and Chinese Academy of Sciences, Guilin 541006, China)

Abstract: To investigate the effect of reclamation on soil quality in the Huixian Karst Wetland, samples from different soil levels were collected from marsh wetland, reclaimed paddy field, and reclaimed dry farmland, for analyzing soil nutrient (carbon, nitrogen, phosphorous, and potassium) contents, microbial biomass carbon/nitrogen (MBC/MBN), and microbial activity indicators [i. e. basal respiration (BR), potential respiration (PR), microbial quotient (qMB), and metabolic quotient (qCO₂)]. The correlations between the soil nutrient contents and soil microbial activity indicators were examined. The results showed that: ① Artificial reclamation led to the trend of slight acidity in the soil and a marked loss in soil nutrients, while, the pH value, soil water content (SWC), and the contents of soil organic carbon (SOC), total nitrogen (TN), available nitrogen (AN), total phosphorus (TP), available phosphorus (AP), total potassium (TK), and available potassium (AK) decreased with reclamation. ② Among all the microbes, bacteria were the most numerous, followed by actinomycetes, and fungi were the least numerous. The microbial quantity decreased with the increase in the soil depth on the whole. The proportion of bacteria and actinomycetes were much higher in the paddy field, and that of fungi was the highest in the dry farmland. ③ In total, protease, sucrase, urease, catalase, and polyphenol oxidase activities decreased with the increasing of soil depths. Soil reclamation reduced the soil enzyme activities. ④ qCO₂ decreased after an initial increase in the marsh wetland, while it rose gradually in the reclaimed paddy field and reclaimed dry farmland. The contents of MBC, MBN, BR, PR, and qMB were the highest in the marsh wetland, followed by those in the reclaimed paddy field, with the lowest

收稿日期: 2017-07-23; 修订日期: 2017-10-18

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41361057, 31760162, 31360202); 广西林业科技项目 (桂林科学[2013]第 14 号); 广西科技攻关计划项目 (桂科攻 14124004-3-5; 桂科重 1598014-3); 国家科技支撑计划项目 (2012BAC16B01); 广西喀斯特植物保育与恢复生态学重点实验室基金项目 (16-380-32)

作者简介: 黄科朝 (1985~), 男, 硕士, 研究实习员, 主要研究方向为植物生态学, E-mail: kchuangxib@163.com

* 通信作者, E-mail: xugpgx@163.com

contents occurring in the reclaimed dry farmland. The trend of qCO_2 contents in the 0-10 cm and 10-20 cm soil layers followed the order of marsh wetland > paddy field > dry farmland, but in the 20-30 cm and 30-40 cm soil layers, it showed the order dry farmland > paddy field > marsh wetland. The continuation of reclamation resulted in the decrease in soil microbial activity, and soil quality as well, especially in the dry farmland. Meanwhile, we should reduce the areas of paddy fields and dry farmlands under reclamation during the process of wetland ecological restoration in future. Conversion of farmlands to wetlands or lakes, to improve and increase the size of wetland ecosystems of nearby lands, should be done gradually.

Key words: reclamation; Karst wetland; microbial activity; soil physicochemical properties; soil layer

湿地是地球表层系统中物质与能量交换最为活跃的生态系统,扮演着生物地球化学循环中源、汇和转化器的功能,进而影响着区域生态系统健康^[1]. 喀斯特湿地由于特殊的生境,为动植物提供了良好的生存环境,并起到净化水质,调节水分的作用^[2]. 湿地土壤作为湿地动植物生存的载体和植被营养的提供者,在湿地生态系统中起着关键的作用. 围垦是对湿地资源开发利用的主要形式之一,虽然可以缓减土地资源的短缺^[3],但是近年来由于人类活动的加剧,喀斯特湿地被人们通过排水围栏等方式开垦为耕地或鱼塘,对湿地环境造成了一定的影响^[4],湿地农田化现象严重,垦殖是目前严重的环境干扰方式之一.

垦殖带来土地利用方式的变化,一般会改变湿地土壤的理化性质、土壤酶活性、微生物群落构成等^[3-9]. 张金波等^[5]的研究发现湿地土壤开垦后,土壤微生物对碳源的利用效率降低,造成土壤有机碳的大量损失. 徐飞等^[6]对三江平原沼泽湿地研究表明,垦殖干扰改变的土壤细菌群落结构将很难恢复到原始状态. 靳振江等^[7]对于起源于喀斯特洞穴的湿地表层土壤酶活性,微生物数量等研究发现,稻田湿地的细菌数量高于旱地和天然湿地,真菌和放线菌数量表现为旱地 > 稻田湿地 > 天然湿地,经过垦殖后土壤的蔗糖酶和脲酶降低. Li 等^[8]的研究也发现垦殖过后喀斯特湿地土壤的微生物量碳和微生物量氮显著降低. 目前,上述研究多是分析垦殖对单一表层土壤(0~20 cm)的影响,而喀斯特湿地不同土地利用方式下不同深度土壤养分及微生物活性特征对垦殖干扰响应程度的研究较少,并且已有研究表明垦殖对土壤的影响一般会达到 40 cm 的深度^[9],垦殖对不同土地利用方式下不同深度土壤的影响可能会存在差异. 喀斯特地区成土速率缓慢,土层薄,土壤分布不连续^[10],加之喀斯特湿地形成的特殊地质条件,农业活动改变土壤理化性质的同时,可能使土壤的生物学性质发生变化,深入探索垦殖方式对湿地不同深度(0~40 cm)土壤养分和微生物活性的影响,对于丰富喀斯特湿地生态环境保

护的研究有着重要的意义.

因此,选择西南喀斯特地区面积最大的桂林会仙喀斯特湿地作为研究区域,针对多年的垦殖干扰,基于原生沼泽湿地及由其垦殖而来的水稻田(开垦 21 a)和旱地(开垦 21 a)不同深度土壤的取样和测定,分析湿地土壤垦殖前后不同深度(0~40 cm)土壤理化性质、微生物数量、酶活性、微生物量碳氮、基础呼吸、呼吸势、微生物熵和代谢熵等微生物活性指标,通过揭示多年垦殖对喀斯特湿地土壤质量状况的影响,以期对广西桂林会仙喀斯特国家湿地公园生态系统管理与可持续发展利用提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

会仙岩溶湿地位于桂林市临桂区会仙镇,东至雁山区,西至四塘乡,地理坐标为北纬 25°01'30"~25°11'15",东经 110°08'15"~110°18'00",海拔 150~160 m,总面积约 120 km²,是以草本沼泽和湖泊为主的喀斯特湿地,是国内为数不多的中低海拔大型喀斯特湿地之一,现已规划为我国最大的喀斯特湿地公园(图 1). 该区属亚热带季风气候区,年均气温 16.5~20.5℃,极高温达 38.80℃,极低温度为 -3.30℃,年均降雨量为 1 890.4 mm. 降雨时空分布不均,多集中在每年的 3~8 月,形成了春夏雨多而集中,秋冬少雨干旱的特点. 土壤以红黄壤和红壤为主,集中分布于洼地、平原和缓坡,土层薄甚至基岩裸露. 湿地植被以挺水植被和沉水植被为主,植物种类较多,且生长茂盛,盖度常可达 80%~95%,主要建群种有芦苇(*Phragmites communis*)、华克拉莎(*Cladium chinense*)、五刺金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* var. *oryzolorum*)、石龙尾(*Limnophila sessiliflora*)等^[11].

1.2 实验方法

1.2.1 取样方法

2014 年 10 月,在野外调查的基础上,根据围垦历史资料记载结合实地走访调查,选择原始沼泽

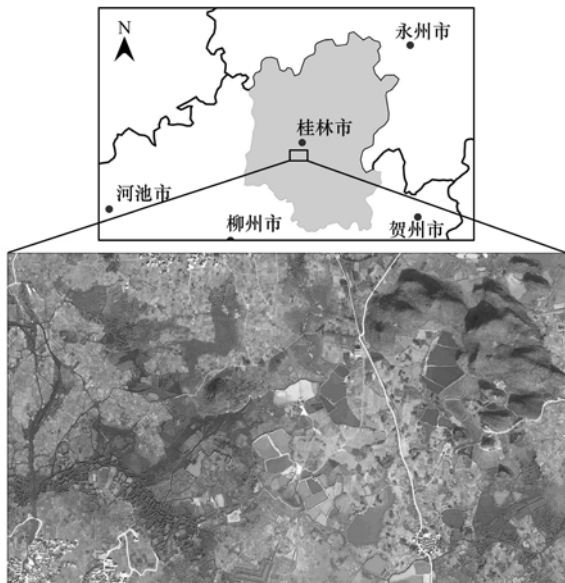


图1 桂林会仙喀斯特湿地区位

Fig. 1 Location map of the Huixian Karst Wetland in Guilin

湿地及由其垦殖而来的水稻田(开垦 21 a, 水田, 种植水稻)和旱地(开垦 21 a, 旱地, 种植黄豆, 蔬菜等)各 4 块作为实验样地. 水稻田样地为农户田地, 水稻收割后稻茬留高约 12 ~ 15 cm, 第二年插秧前翻入土壤. 旱地采样时蔬菜已经采收. 同一垦殖方式的不同样地之间, 直线距离在 100 m 以上. 按照 S 型方法在各样地(30 m × 30 m)中选取 5 个代表性样点, 按 0 ~ 10、10 ~ 20、20 ~ 30 和 30 ~ 40 cm 层用自制土壤取样钻(直径 5 cm)分层取土, 同层土壤混匀为 1 个土样. 将每个样地采集的土壤样品, 装在全菌自封袋中, 迅速置于密封冰袋容器中冷藏后带回实验室于 4℃ 冰箱中保存, 然后备 2 份处理(1 份鲜样, 1 份风干样). 鲜样用于土壤微生物数量、土壤微生物量碳氮、酶活性等微生物活性指标的分析; 其余样品常规处理, 用于土壤理化性质的分析.

1.2.2 分析方法

土壤有机碳(SOC)用日本岛津 TOC-5000A 总有机碳分析仪测定; 全氮(TN)通过德国 Vario ELIII 元素分析仪测定; 全磷(TP)用浓硫酸-高氯酸消煮, 钼锑抗比色法(Agilent 8453 紫外-可见分光光度计, 美国); 全钾(TK)用硫酸-高氯酸消煮, 火焰光度法; 速效氮(AN)用碱解扩散法; 速效磷(AP)用碳酸氢钠浸提, 钼锑抗比色法; 速效钾(AK)用火焰光度法; 土壤含水量(SWC)采用烘干法进行测定. 土壤微生物数量的测定参考文献[12], 通过稀释平板计数法进行细菌、放线菌、真菌数量的测定, 培

养基分别为牛肉膏蛋白胨培养基, 改良高氏 1 号(500 mg·L⁻¹) 苯酚培养基, 马丁(Martin)孟加拉红-链霉素(链霉素 30 mg·L⁻¹)培养基. 结果计算方法以每克样品的菌数 = 同一稀释度几次重复的菌落平均数 × 稀释倍数(cfu·g⁻¹)表示.

土壤酶活性测定^[13]: 蛋白酶用茚三酮比色法, 以 37℃ 在蛋白酶作用下 24 h 内每克土中生成的氨基氮质量表示(mg·g⁻¹); 蔗糖酶用 3,5-二硝基水杨酸比色法, 以 37℃ 在蔗糖酶作用下 24 h 内每克土壤中葡萄糖的毫克数表示(mg·g⁻¹); 脲酶用苯酚二钠比色法, 以 37℃ 在脲酶作用下 48 h 内每克土壤中 NH₃-N 的毫克数表示(mg·g⁻¹); 过氧化氢酶用高锰酸钾滴定法, 以过氧化氢酶作用下每克土 24 h 所消耗的 0.1 mol·L⁻¹ KMnO₄ 的体积表示(mL·g⁻¹); 多酚氧化酶用碘量滴定法, 以在多酚氧化酶作用下每克土中消耗的 0.01 mol·L⁻¹ I₂ 的体积表示(mL·g⁻¹).

土壤微生物生物量碳(MBC)、土壤微生物生物量氮(MBN)采用氯仿熏蒸浸提法测定^[14]. 其中熏蒸处理为 25℃ 真空条件下培养 24 h, 提取过程所用浸提液为 0.5 mol·L⁻¹ K₂SO₄ 溶液, 浸提液中碳和氮的测定采用德国 Multi N/C 3100 总有机碳/总氮分析仪, 计算公式:

$$M_C = E_C / 0.45, \quad M_N = E_N / 0.45$$

式中, M_C 和 M_N 为土壤微生物量碳和土壤微生物量氮, E_C 和 E_N 为熏蒸和未熏蒸土壤样品中浸提液中碳和氮含量的差值, 0.45 为校正系数. 用培养法测定土壤基础呼吸(BR)和呼吸势(PR). 称量 20 g(干土重)鲜土放入 500 mL 培养瓶中, 调节其含水量为 60% 田间持水量, 20℃ 真空条件下培养 48 h, CO₂ 产生量作为土壤基础呼吸, CO₂ 产生量在 24 h 内用 HP6890 气相色谱仪测定, 用单位时间内产生 CO₂-C 的量表示基础呼吸大小. 土壤呼吸势通过基质诱导方法, 加 1.0 克葡萄糖溶液, 其它与土壤基础呼吸相同.

$$\text{微生物熵}(qMB) = \text{微生物量碳} / \text{土壤有机碳}$$

$$\text{代谢熵}(qCO_2) = \text{土壤基础呼吸} / \text{微生物量碳}$$

1.3 数据分析

利用 SPSS 19.0 软件(IBM, Armonk, USA)的单因素方差分析(One-way ANOVA), 比较湿地土壤和垦殖后土壤的理化性质、微生物数量、酶活性、基础呼吸、呼吸势等在不同土层间的差异, 设定显著性水平为 $\alpha = 0.05$. 统计检验使用 Duncan's 检验, 数据未符合正态分布的条件下使用 Dunnett's

T3 检验. 分析土壤理化指标与微生物数量、酶活性、基础呼吸、呼吸势等之间的相关性, 通过 Kaiser-Meyer-Olkin 度量和 Bartlett 的球形度检验数据之间相关性的可靠性. 用 Origin 2015 (OriginLab, Northampton, USA) 完成作图.

2 结果与分析

2.1 垦殖前后土壤理化性质的变化

对于垦殖前后同一土地利用方式下不同深度土壤(表1), 随着土层深度的增加, 土壤 pH 值在湿地和水田呈现出先增大后减小的趋势, 旱地呈现出波动增大的趋势; 除了土壤 SOC 和 TP 在湿地 30 ~ 40 cm 层略有所增大, 土壤 AP 在旱地 30 ~ 40 cm 层略有所增大之外, 湿地、水田和旱地的土壤含水量、SOC、TN、AN、TP、AP、TK 和 AK 均随着土层深度的增加而趋于减小. 对于垦殖前后不同土地利

用方式的同一深度土层而言, 变化趋势存在较大差异, 土壤各层 TP, 土壤含水量在 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 土层, AP 在 20 ~ 30 cm 和 30 ~ 40 cm 土层, 一致表现为水田 > 湿地 > 旱地; 土壤含水量与 TK 在 20 ~ 30 cm 和 30 ~ 40 cm 土层, 与土壤其它层的 SOC、TN、AN 和 pH 值, 则一致表现为湿地 > 水田 > 旱地; TK 在 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 土层, 呈现出湿地 > 旱地 > 水田, AP 在 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 土层, 呈现出水田 > 旱地 > 湿地, 而 AK 则一致表现为旱地 > 湿地 > 水田. 垦殖使土壤中 C、N、P 和 K 元素含量发生明显的变化, 相对于沼泽湿地, 湿地垦殖后旱地土壤的 SOC、TN、AN、TP、TK 含量降低更为显著 ($P < 0.001$). 由于伴随大量植物凋落物经微生物分解后养分归还到土壤中, 增加了土壤有机质含量, 因此会仙喀斯特沼泽湿地土壤有机碳含量相对较高.

表1 垦殖前后土壤理化性质的变化¹⁾ (均值 ± 标准误)

Table 1 Changes in the soil physicochemical properties before and after reclamation (mean ± SE)

土壤深度/cm	垦殖方式	pH	SWC/%	SOC/g·kg ⁻¹	TN/g·kg ⁻¹	AN/mg·kg ⁻¹	TP/g·kg ⁻¹	AP/mg·kg ⁻¹	TK/g·kg ⁻¹	AK/mg·kg ⁻¹
0 ~ 10	湿地	7.47 ± 0.03a	30.04 ± 0.09b	24.68 ± 0.22a	2.40 ± 0.03a	191.81 ± 3.13a	0.47 ± 0.02a	7.28 ± 0.45c	16.57 ± 0.41a	314.51 ± 9.05b
	水田	7.23 ± 0.04a	34.76 ± 0.52a	21.01 ± 0.49b	2.12 ± 0.06b	146.80 ± 3.46b	0.52 ± 0.02a	16.84 ± 0.28a	9.18 ± 0.75c	230.48 ± 6.27c
	旱地	6.39 ± 0.13b	25.32 ± 0.41c	15.62 ± 0.57c	1.50 ± 0.06c	99.18 ± 1.37c	0.35 ± 0.01b	10.47 ± 0.7b	11.76 ± 0.64b	407.40 ± 5.55a
10 ~ 20	湿地	7.68 ± 0.08a	26.35 ± 0.25a	21.6 ± 0.44a	2.18 ± 0.02a	138.78 ± 4.76a	0.42 ± 0.01a	7.16 ± 0.03c	11.05 ± 0.66a	234.91 ± 15.91b
	水田	7.29 ± 0.04b	26.62 ± 0.47a	15.84 ± 0.97b	1.95 ± 0.04b	124.54 ± 3.23a	0.48 ± 0.01a	13.18 ± 0.68a	8.53 ± 0.26b	154.28 ± 17.22c
	旱地	6.51 ± 0.17c	22.28 ± 0.89b	13.05 ± 0.67c	1.31 ± 0.05c	71.51 ± 7.80b	0.32 ± 0.01b	9.12 ± 0.19b	8.93 ± 0.64b	311.13 ± 12.24a
20 ~ 30	湿地	7.85 ± 0.02a	23.21 ± 0.55a	15.14 ± 0.71a	1.94 ± 0.04a	108.11 ± 6.18a	0.26 ± 0.01b	6.50 ± 0.23b	10.21 ± 1.63a	147.61 ± 7.66b
	水田	7.34 ± 0.04b	21.68 ± 0.21a	12.68 ± 1.05ab	1.61 ± 0.03b	90.83 ± 0.68b	0.38 ± 0.03a	11.27 ± 0.45a	6.12 ± 0.14b	101.91 ± 4.28c
	旱地	6.43 ± 0.05c	17.16 ± 0.63b	10.26 ± 0.74b	1.18 ± 0.02c	42.13 ± 5.95c	0.22 ± 0.03b	5.27 ± 0.42b	5.68 ± 0.47b	240.14 ± 20.36a
30 ~ 40	湿地	7.56 ± 0.03a	18.98 ± 0.57a	17.13 ± 0.78a	1.57 ± 0.03a	67.38 ± 7.41a	0.33 ± 0.01a	6.09 ± 0.09b	5.32 ± 0.51a	69.32 ± 8.30b
	水田	7.29 ± 0.03b	16.93 ± 0.69a	9.49 ± 0.98b	1.39 ± 0.03b	57.32 ± 2.3a	0.34 ± 0.04a	7.44 ± 0.44a	3.82 ± 0.29a	59.23 ± 4.25b
	旱地	6.54 ± 0.12c	12.32 ± 0.83b	7.24 ± 0.66b	0.88 ± 0.08c	34.03 ± 2.02b	0.19 ± 0.01b	5.94 ± 0.45b	3.81 ± 0.60a	144.42 ± 14.71a
<i>F_{ST}</i>		$P < 0.001$	$P < 0.05$	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.05$	$P < 0.01$

1) 同列不同小写字母表示同一土层不同垦殖方式之间差异显著 ($P < 0.05$); F_{ST} : 土壤垦殖方式间的显著性水平

2.2 垦殖对土壤微生物数量的影响

会仙喀斯特湿地垦殖前后土壤中细菌数量均占据优势, 细菌、放线菌和真菌均表现为随着土壤深度的增加而呈现递减的趋势(图2). 不同土地利用方式的同一深度土壤, 细菌数量表现为水田 > 湿地 > 旱地, 放线菌数量表现为水田 > 旱地 > 湿地, 真菌数量则表现为旱地 > 水田 > 湿地. 在总体均值上(0 ~ 40 cm), 垦殖水田的土壤细菌和放线菌数量显著高于湿地和垦殖旱地 ($P < 0.001$), 而垦殖旱地土壤真菌数量则显著高于湿地和垦殖水田土壤 ($P < 0.001$).

2.3 垦殖对土壤酶活性的影响

从图3看出, 垦殖前后同一土地利用方式的不

同深度土层, 随着土层深度的增加, 蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶均逐渐减小, 0 ~ 10 cm 土层的土壤酶含量较高. 在垦殖前后不同土地利用方式下同一深度土层, 蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶普遍呈现出湿地 > 水田 > 旱地的趋势. 水田和旱地的土壤蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶活性在不同土壤深度均显著降低, 旱地的变化最为显著. 在总体均值上(0 ~ 40 cm), 相对于湿地, 水田各土壤酶活性降低量分别为: 2.27 mg·g⁻¹、12.36 mg·g⁻¹、0.52 mg·g⁻¹、2.60 mL·g⁻¹ 和 1.3 mL·g⁻¹; 旱地各土壤酶活性降低量分别为: 7.08 mg·g⁻¹、16.14

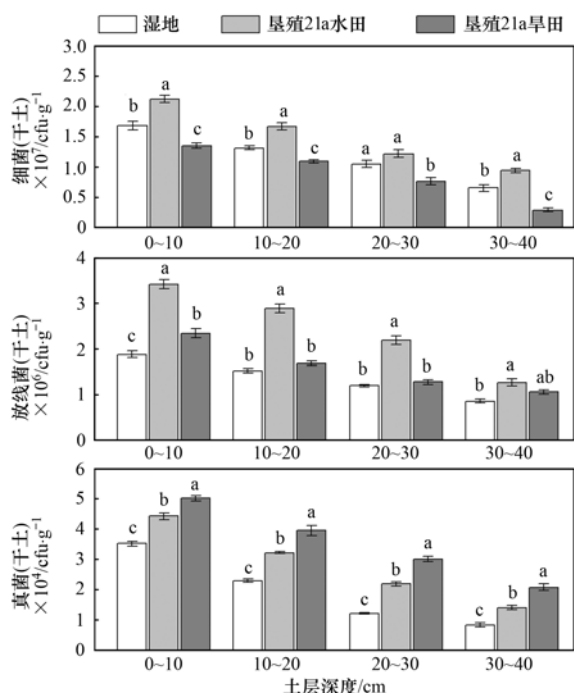


图2 垦殖前后土壤微生物数量的变化(均值 ± 标准误)

Fig. 2 Changes in the number of soil microbes before and after reclamation (mean ± SE)

$\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $0.70 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 、 $4.20 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 和 $2.52 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 垦殖对旱地土壤酶活性的影响程度大于水田。

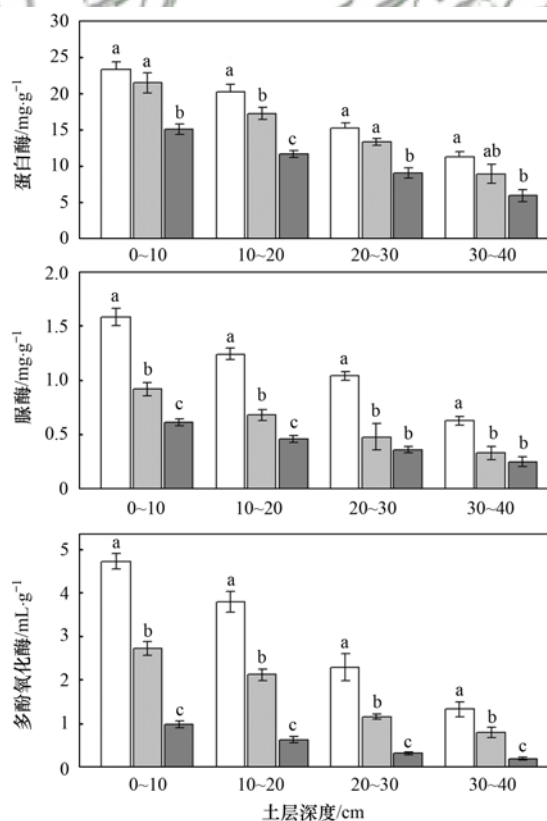


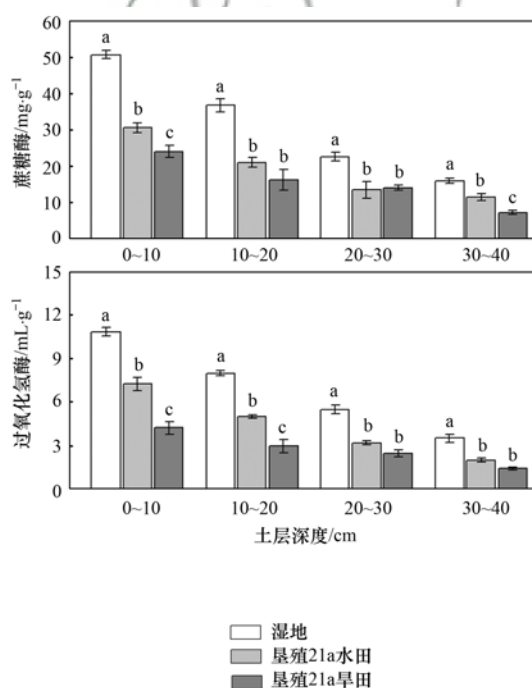
图3 垦殖前后土壤酶活性的变化(均值 ± 标准误)

Fig. 3 Changes in the soil enzyme activities before and after reclamation (mean ± SE)

2.4 垦殖对土壤微生物活性的影响

从垦殖前后土壤微生物活性指标的变化特征看出(图4), 对于垦殖前后同一土地利用方式不同深度的土层而言, 随着土层深度的增加, MBC、MBN、BR、PR 和 $q\text{MB}$ 均趋于减小; $q\text{CO}_2$ 在湿地表现为先增大后减小的趋势, 而在水田和旱地则一致表现为逐渐升高的趋势。BR 在土壤垂直层次的逐渐减小, 说明土壤可利用碳源和微生物活性均逐渐降低。 $q\text{CO}_2$ 在土壤垂直层次上的变化, 说明沼泽湿地受胁迫的程度随深度趋于减小, 而垦殖水田和旱地受胁迫的程度则逐渐增大, 原生沼泽湿地由于地表的大量植被, 相对减缓了所受胁迫的影响程度。

对于垦殖前后不同土地利用方式的同一深度土层而言, 除了水田 $q\text{MB}$ 在 $30 \sim 40 \text{ cm}$ 土层略高于湿地之外, 各土层的 MBC、MBN、BR、PR 和 $q\text{MB}$ 普遍呈现出湿地 > 水田 > 旱地的趋势。 $q\text{CO}_2$ 在 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 和 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 土层表现为湿地 > 水田 > 旱地, 这表明湿地表层土壤所受胁迫程度较大, 这可能与会仙湿地旅游带来的人为干扰有关; 而在 $20 \sim 30 \text{ cm}$ 和 $30 \sim 40 \text{ cm}$ 土层则表现为旱地 > 水田 > 湿地, 可见旱地所受胁迫的程度较大, 湿地和水田土壤水分环境有利于土壤中微生物对碳



利用效率的提高. 从总体均值比较发现(0~40 cm), 垦殖后的土壤 MBC、MBN、BR、PR 和 qMB 都出现下降的趋势, 水田降低量分别为: 97.61 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、15.86 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、1.51 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 、2.41 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 0.23%; 旱地降低量分别为: 166.77 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、22.91 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、2.43 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 、4.09 $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 0.51%; 水

田和旱地的 qCO_2 分别上升了 1.36 $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 3 $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$. 结果表明垦殖后土壤环境条件的改变, 引起微生物对底物碳利用效率的差异, 微生物在水田和旱地对基质碳利用途径发生了变化, 可能影响了土壤有机碳的周转, 垦殖显著降低了土壤的微生物活性, 对旱地的影响程度要大于水田.

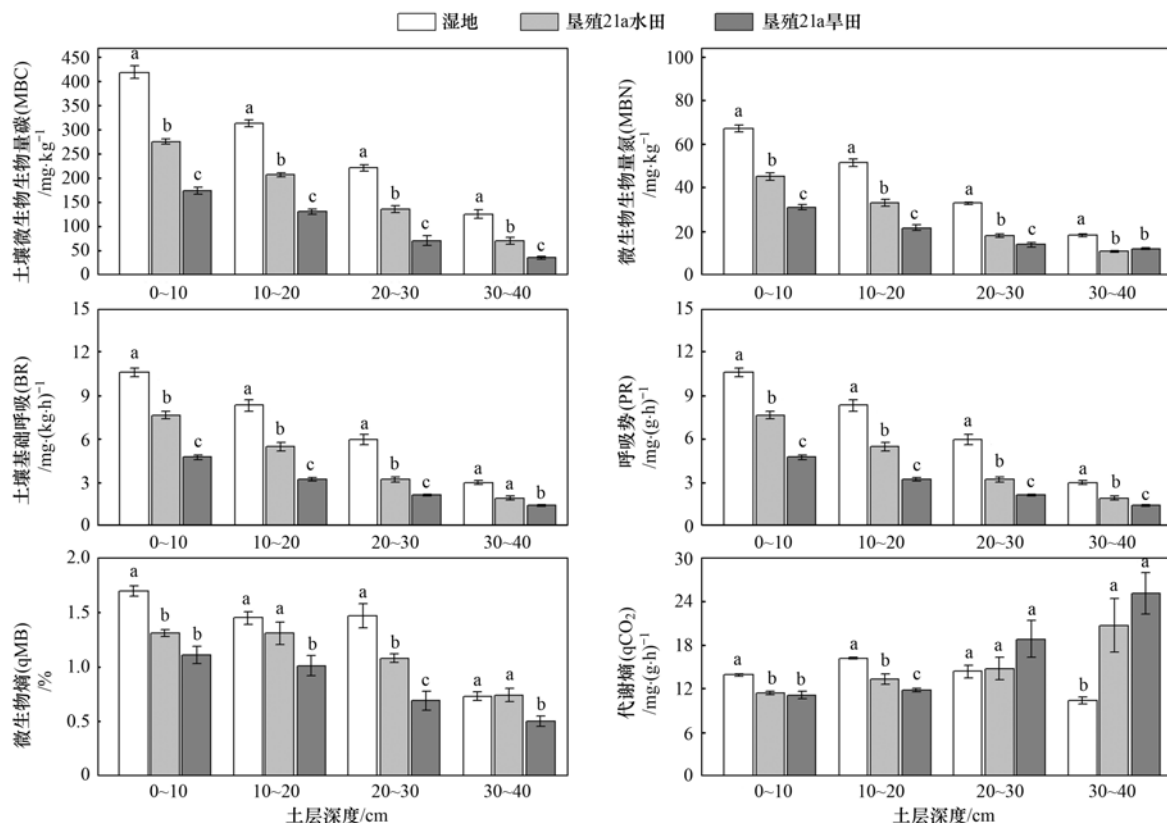


图4 垦殖前后土壤微生物量碳氮、基础呼吸、呼吸势、微生物熵和代谢熵的变化(均值 $\pm$ 标准误)

Fig. 4 Changes in the soil microbial biomass carbon, soil microbial biomass nitrogen, basal respiration, breathing potential, and metabolic quotients before and after reclamation (mean $\pm$ SE)

2.5 土壤微生物活性指标与土壤理化性质之间的相关性

通过对土壤理化性质与微生物数量、土壤酶活性等微生物活性指标的相关性分析, 结果表明各变量之间的 Kaiser-Meyer-Olkin 度量值 0.839 接近 1 和 Bartlett 的球形度检验 $P < 0.001$, 说明变量之间存在相关关系. 从表2可以看出, 除了 pH 和 AK 与 qCO_2 表现为不显著负相关 ($P > 0.05$), AP 与 MBC、MBN 和 BR 表现为相关性不显著 ($P > 0.05$) 之外, 其他土壤理化指标均与 MBC、MBN、BR、PR、qMB 和 qCO_2 之间普遍存在显著相关性 ($P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ 、 $P < 0.001$), 尤其与 qCO_2 存在显

著地负相关性. 其次, 除了 AP 与蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶相关性不显著之外, 其他土壤理化指标与蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶之间均存在着显著地正相关性, 说明土壤营养元素对于土壤酶活性具有促进作用. 另一方面, 除了 pH 与细菌相关性不显著、pH 与放线菌表现为不显著负相关、TN 与真菌相关性不显著之外, 土壤理化性质与土壤三大主要类群微生物数量之间均存在显著地相关性, 说明土壤含水量, 各营养元素等的变化会对土壤中细菌、放线菌和真菌的数量产生显著影响. 土壤养分含量与各微生物活性指标关系密切, 且相互影响.

表 2 土壤微生物活性指标与土壤理化性质之间的相关性¹⁾

Table 2 Correlations between the soil physicochemical properties and soil microbial activity indicators

	pH	SWC	SOC	TN	AN	TP	AP	TK	AK
MBC	0.514 **	0.836 ***	0.925 ***	0.930 ***	0.967 ***	0.716 ***	0.263	0.862 ***	0.514 **
MBN	0.438 **	0.825 ***	0.908 ***	0.882 ***	0.950 ***	0.673 ***	0.253	0.886 ***	0.438 **
BR	0.563 ***	0.705 ***	0.835 ***	0.886 ***	0.909 ***	0.613 ***	0.110	0.799 ***	0.563 ***
PR	0.503 **	0.845 ***	0.912 ***	0.927 ***	0.960 ***	0.685 ***	0.281 *	0.852 ***	0.503 **
qMB	0.514 **	0.799 ***	0.743 ***	0.873 ***	0.893 ***	0.644 ***	0.317 *	0.824 ***	0.514 **
qCO ₂	-0.152	-0.594 **	-0.589 ***	-0.475 ***	-0.447 **	-0.524 **	-0.399 **	-0.434 **	-0.152
蛋白酶	0.459 **	0.908 ***	0.900 ***	0.926 ***	0.958 ***	0.785 ***	0.467 **	0.776 ***	0.459 **
蔗糖酶	0.376 *	0.776 ***	0.896 ***	0.858 ***	0.901 ***	0.624 ***	0.164	0.855 ***	0.376 *
脲酶	0.604 ***	0.713 ***	0.878 ***	0.892 ***	0.879 ***	0.556 ***	0.073	0.816 ***	0.604 ***
过氧化氢酶	0.523 **	0.811 ***	0.918 ***	0.910 ***	0.940 ***	0.683 ***	0.222	0.843 ***	0.523 **
多酚氧化酶	0.651 ***	0.732 ***	0.895 ***	0.930 ***	0.927 ***	0.677 ***	0.157	0.747 ***	0.651 ***
细菌	0.275	0.943 ***	0.712 ***	0.788 ***	0.824 ***	0.872 ***	0.771 ***	0.623 ***	0.377 *
放线菌	-0.032	0.764 ***	0.395 **	0.453 **	0.552 ***	0.744 ***	0.941 ***	0.331 *	0.329 *
真菌	-0.538 ***	0.570 ***	0.286 *	0.145	0.358 *	0.400 **	0.577 ***	0.489 **	0.841 ***

1) * 表示 $P < 0.05$; ** 表示 $P < 0.01$; *** 表示 $P < 0.001$

3 讨论

3.1 垦殖对土壤理化性质的影响

张金波等^[15]和宋长春等^[16]对三江平原沼泽湿地土壤养分和微生物动态变化的研究表明,开垦初期 5~7 a 矿物成分流失和微生物活性降低较快,15~20 a 流失减缓,经过垦殖 20 a 以上土壤的理化性质和微生物活性趋于稳定。Lost 等^[17]对杭州湾湿地的研究表明,在围垦 20 a 内土壤有机碳降低,之后由于农业生产所带来的外源有机质的输入,土壤有机碳开始有所积累。李典友等^[18]认为湿地转变为农田后,土壤碳含量会减少;宫超等^[19]在三江平原沼泽湿地的研究结果也表明,沼泽湿地垦殖为水田和旱田后土壤有机碳、全氮含量显著降低,旱田减少量显著高于水田。上述研究与本研究结果相一致,会仙喀斯特湿地经过 21 a 垦殖干扰后,由于土壤水热条件、植被覆盖物差异以及人为因素的影响(如土地翻耕、农作物收割等),水田和旱地的土壤有机碳呈现降低的趋势。

另一方面,湿地土壤开垦为可耕作土壤,一般要经过围堰排水的改造,水分的流失使得土壤含水量降低,会导致土壤中有机碳和离子态的 AN 和 SOC 含量降低^[20]。本研究结果表明,会仙喀斯特湿地经过垦殖后土壤 SOC、TN、AN 呈现出降低的趋势(表 1),特别是垦殖旱地较为明显,这与张莹等^[21]对于喀斯特湿地 SOC 和养分研究结果相近,其研究表明喀斯特环境中碳酸盐的溶蚀致使土壤中 HCO_3^- 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的含量升高, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的含量在表层土壤中聚集,而 HCO_3^- 、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 之

间的相互作用促进了湿地土壤有机碳的相对稳定。此外,Wang 等^[22]对旱地和水田研究结果也发现旱地 SOC 显著低于水田。旱地碳、氮减少量多于水田,除了水热因素差异之外,旱地通常也会经历干湿交替现象,加之旱地表层土壤经常暴露在空气中,土壤微生物活动频繁,促进了土壤微生物对有机碳的分解,间接导致土壤有机碳相对降低。开垦为耕地的土壤虽然在生长季都会有一定的肥料施入以增加土壤的养分,但是常年生物量的收获以及旱地耕作排水改变了土壤的通气度,加速了土壤有机碳的矿化和分解^[23]。土壤全氮含量随深度增加而逐渐降低的趋势是由于氮素的垂直分布特征主要受制于土壤有机质的分布决定的。

秦胜金等^[24]对三江平原进行研究,不同土地利用方式下表层土壤总磷含量表现为:湿地>旱田>水田。会仙湿地垦殖后土壤 TP 含量表现为:水田>湿地>旱地。水田的 TP 含量较高,这可能与其管理方式有关,水田一般多施化肥,会造成土壤中磷素的积累,而会仙湿地处于喀斯特构造凹陷盆地,排水量较少,由排水带出的土壤有机质总量不大,没有引起土壤磷素的损失,所以 AP 含量在垦殖水田也相对较高。土壤 AK 表现为旱地>湿地>水田,这与旱地大量施钾肥有关,而旱地 TK 虽然在 0~10 cm 和 10~20 cm 层高于水田,但仍低于湿地。总体上,垦殖后水田和旱地 0~40 cm 土壤碳、氮和钾含量均低于天然沼泽湿地,这说明会仙喀斯特天然湿地开垦为农田后,不利于土壤库营养元素的保持,存在一定的养分含量的流失。

3.2 垦殖对土壤微生物数量的影响

湿地垦殖后土壤环境改变,土壤含水量下降使得通气性改善,土壤中好氧微生物得以生存,并且农作物的根和根状茎等发达的通气组织能为根际周围好氧和兼氧微生物提供充足的空气和养分^[25],进而导致土壤中细菌、真菌、放线菌群菌落数量都不同程度地升高.垦殖改变了湿地土壤养分的存在形式,为土壤微生物对碳、氮的利用提供了有利条件^[5].人们在海洋和陆地极端环境下也发现了大量放线菌的存在^[26],也有研究发现,极端干旱或湿润的环境会造成土壤菌落数量的显著降低^[27].会仙喀斯特湿地不同垦殖方式下土壤微生物区系组成数量结果表明,细菌数量最多,其次是放线菌,真菌数量最少,这与肖烨等^[28]的研究结果一致.会仙湿地垦殖水田的土壤细菌和放线菌菌落数量最高,这可能是由于会仙喀斯特湿地土壤偏碱性,更有利于细菌和放线菌的繁殖,且季节性积水导致的通气不良也在一定程度上抑制了真菌的繁殖.喀斯特湿地水文系统具有的地表、地下双重空间结构,湿地和水田存在滞水现象,能够耐受胁迫的细菌在水淹胁迫环境下得以生存,并且湿地和垦殖水田土壤 C、N、P 元素含量高于旱地也为细菌的繁殖提供了充足的营养.此外,有研究表明旱地的翻耕对表层土壤进行了强烈的扰动,更有利于青霉这类以孢子状态存在于土壤中的“r-对策”菌类大量繁殖^[29],导致旱地真菌数量最高. Moubasher 等^[30]对不同耕地类型土壤微生物的调查也发现,旱地土壤的低 pH 则更适合 *Trichoderma* 这类真菌的生长,并且喀斯特成土母质由于渗漏性强,成土母质保水性差以及旱地耕种方式促进了土壤通气性,更有利于蚯蚓等地下软体动物生存,软体动物在土壤的活动又为真菌营造了良好的繁殖环境^[31].一般细菌和放线菌适宜在中性偏碱性环境中生长,大多数真菌则适宜在中性偏酸的环境中生存^[32],会仙喀斯特湿地土壤 pH 值的变化说明经过多年垦殖后的土壤逐步出现酸化的趋势,这可能也是真菌数量在旱地相对较高的一个原因.

3.3 垦殖对土壤酶活性的影响

本研究结果表明,会仙喀斯特湿地多数土壤酶呈现较明显的垂直分布特征,由于表层土壤有机碳含量高,有利于微生物生长,其代谢活跃,使表层土壤酶活性较高,这与关松荫^[13]的研究结果一致.农作物的收获使进入垦殖土壤的植物残体数量减少,土壤有机质含量下降,并进一步地抑制土壤酶

活性^[33].垦殖为旱地的土壤水分排干后,土壤通气性增强,土壤中的有机碳矿化速度加快,进而导致垦殖为水田的土壤酶活性比旱地要高^[34].王树起等^[35]在三江平原湿地的研究结果表明,未开垦的湿地草甸,土壤酶活性、有机碳和土壤养分含量均为最高,开垦 20 a 后,土壤酶活性(转化酶、脲酶、磷酸酶和过氧化氢酶)、有机碳含量和土壤养分含量均有较大幅度降低.以上与本文研究结果相类似,会仙喀斯特湿地垦殖后的土壤蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶在不同深度均呈现为湿地 > 水田 > 旱地的趋势,垦殖降低了土壤各层的酶活性.

与本研究结果不一致的是,张莹等^[21]在会仙湿地表层土壤(0~20 cm)的研究结果表明,蛋白酶表现为旱地 > 湿地 > 稻田,蔗糖酶和脲酶表现为湿地 > 旱地 > 稻田.靳振江等^[7]对喀斯特洞穴起源的表层土壤(0~20 cm)酶活性的研究中发现,蔗糖酶表现为稻田 > 天然湿地 > 旱地,脲酶表现为旱地 > 稻田 > 天然湿地.这可能是因为其实验土壤为单一的 0~20 cm 层土壤,与本实验的取样地点和方法均存在差异,并且其实验土壤垦殖的年限未知,而且已有的研究表明,土壤酶活性的衰减与开垦年限有着密切的联系^[15],随着垦殖年限的增加,本研究土壤酶活性衰减程度可能趋于稳定.在本研究中,除了 AP 之外,土壤酶活性与土壤水分和各养分含量呈显著的正相关关系(表 2),与本研究相似的是,杨文彬等^[36]在桂林漓江河流湿地的研究结果表明,不同植被类型的土壤水分和土壤有机碳显著影响土壤酶活性的变化.会仙喀斯特湿地的垦殖环境干扰,表现为抑制了土壤酶活性,没有促进土壤有效改良的作用.

3.4 垦殖对土壤微生物活性的影响

已有研究证明,土壤中 MBC、MBN 和 BR 越高,表明土壤可利用碳源较高,土壤微生物对有机碳的利用率越高^[37].三江平原沼泽湿地的研究结果也表明,湿地开垦后土壤微生物量碳和土壤基础呼吸显著降低,土壤有机质和养分可利用性下降,微生物活性降低^[19].会仙湿地经过垦殖后的水田与旱地的 MBC 和 BR 出现显著降低的趋势,表明多年的垦殖降低了会仙喀斯特湿地土壤可利用碳源和微生物活性,垦殖后,输入土壤的有机物质降低,减少了微生物营养的供给,垦殖降低了土壤微生物量碳和土壤微生物量氮.湿地开垦为水田和旱地后 MBC 含量显著降低,这与 Li 等^[8]和霍莉莉等^[9]的

研究结果一致. 湿地植被生物量较大, 土壤有机质来源充足, 而在转化为水田和旱地后, 由于人为耕作措施、植物凋落物残体的移除导致可利用基质的减少是土壤 MBC 降低的原因之一. 同时, 垦殖后旱地和长期单施化肥使土壤团聚体遭到破坏, 土壤容重增加, 再加上施用农药, 微生物的生存环境变得恶劣, 这也是垦殖使土壤微生物生物量降低的一个原因^[38]. 魏亚伟等^[39]对桂西北喀斯特不同生境下的土壤团聚体及其有机碳的研究证实, 对原生生境的改变会造成喀斯特土壤水稳性团聚体含量的降低, 进而造成土壤有机碳含量下降. 水田土壤的 SOC、BR 显著高于旱地, 并且相关性分析也表明 MBC、MBN、BR 与 SOC、TN、AN、TP、TK、AK 含量有显著地相关性, 这从侧面也说明经过垦殖后土壤养分含量的减小加剧了喀斯特湿地土壤微生物活性的降低.

由于天然沼泽湿地植被较丰富, 而水田和旱地有大量生物量碳被移除生态系统, 所以湿地垦殖为水田和旱地后土壤基础呼吸显著下降. 在垦殖前后不同土地利用方式下同一深度土层, q_{MB} 逐渐减小, 说明随着土壤深度的增加, 土壤有机碳积累逐渐减小, 表层土壤有利于土壤微生物的生长, 这与表层土壤中土壤碳和微生物量碳含量较高也有关系. 由于 O_2 和养分供应的限制, 微生物生物量和活性随土壤深度增加而减少^[40]. 在同一土地利用方式的不同深度土壤, q_{MB} 普遍呈现出湿地 > 水田 > 旱地的趋势. 说明原生沼泽湿地土壤有机碳积累较多, 微生物对有机碳利用率较高, 湿地土壤环境有利于微生物的生长, 沼泽湿地土壤质量相对较高. 旱地土壤基础呼吸显著降低导致其土壤微生物熵较小, 加之土壤有机碳含量最低, 促使微生物对底物基质碳源利用率发生变化, 这也反映出微生物在水田和旱地不同环境条件下的响应机制有所差异. 多年的垦殖, 不利于土壤有机碳的积累, 土壤质量在逐渐下降, 尤其对垦殖旱地影响程度较大.

代谢熵反映土壤微生物群落对基质的利用效率. q_{CO_2} 值高意味着微生物呼吸消耗的碳源比例较大, 需要消耗更多的能量维持自身的生长, 消耗大, 环境越不利于微生物生存^[41], q_{CO_2} 越高, 生态系统受胁迫的程度越大, 表明土壤微生物受干扰程度越大^[42]. 张杰等^[3]在鄱阳湖湿地研究结果表明, 随围垦时间的增长, 土壤微生物对碳源的利用能力呈降低的趋势. 这与本文研究结果基本一致, 本研究表明, 随着土层深度的增加, 垦殖水田和旱

地 q_{CO_2} 表现为逐渐升高的趋势, 变化趋势与微生物熵正好相反, 尤其在旱地土壤 20 ~ 30 cm 和 30 ~ 40 cm 土层较为显著. q_{CO_2} 值大, 意味着微生物呼吸消耗的碳比例较大, 说明垦殖在一定程度上对湿地土壤微生物产生了扰动, 除用于土壤微生物自身的生长所需的能量外, 还将消耗更多的能量, 这也暗示着生态系统所受胁迫的程度在增大. 不同垦殖方式引起土壤水分、土壤有机碳、氮等土壤理化性质的变化, 是影响土壤微生物活性特征的重要生态因子.

4 结论

(1) 会仙喀斯特湿地在同一垦殖方式下的不同深度土壤, pH、SWC、SOC、TN、AN、TP、AP、TK 和 AK 总体上随着土层深度的增加而趋于减小, 但不同垦殖方式下同一深度土壤在垦殖前后的变化趋势存在较大差异, 垦殖导致土壤呈现偏酸性和养分含量降低的趋势.

(2) 会仙喀斯特湿地垦殖前后土壤中细菌数量均占据优势, 细菌、放线菌和真菌均表现为随着土壤深度的增加而递减的趋势; 垦殖改变了土壤微生物数量分布的相对比例关系, 垦殖水田增加了土壤细菌和放线菌数量的比例, 垦殖旱地则使土壤真菌数量比例有所提高. 同一土壤深度不同土壤微生物数量对垦殖方式的响应趋势不同.

(3) 会仙喀斯特湿地垦殖前后同一垦殖方式下不同深度土壤蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶, 均随着土层深度的增加逐渐减小. 垦殖降低了蛋白酶、蔗糖酶、脲酶、过氧化氢酶和多酚氧化酶的活性.

(4) 垦殖显著降低了会仙喀斯特湿地土壤微生物活性, 垦殖对旱地的影响程度大于水田, 土壤质量呈现下降趋势. 随着广西桂林会仙喀斯特国家湿地公园的建设, 在湿地生态恢复的过程中, 应减少垦殖旱地和水田的面积, 加大退耕还湿(还湖)力度, 现存的水田逐渐纳入人工景观湿地用途, 逐渐扩大湿地保护的面积.

致谢: 感谢王新桂、刘建春、李翠玉等在实验方面提供帮助!

参考文献:

- [1] 吕宪国, 刘晓辉. 中国湿地研究进展——献给中国科学院东北地理与农业生态研究所建所 50 周年[J]. 地理科学, 2008, 28(3): 301-308.
- Lv X G, Liu X H. Wetland research progresses in China—dedicated to the 50th anniversary of Northeast Institute of

- Geography and Agroecology, CAS [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2008, **28**(3): 301-308.
- [2] Ruehl C B, Trexler J C. Comparison of snail density, standing stock, and body size between Caribbean karst wetlands and other freshwater ecosystems[J]. *Hydrobiologia*, 2011, **665**(1): 1-13.
- [3] 张杰, 胡维, 刘以珍, 等. 鄱阳湖湿地不同土地利用方式下土壤微生物群落功能多样性[J]. *生态学报*, 2015, **35**(4): 965-971.
- Zhang J, Hu W, Liu Y Z, *et al.* Response of soil microbial functional diversity to different land-use types in wetland of Poyang Lake, China[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(4): 965-971.
- [4] 李世杰, 蔡德所, 张宏亮, 等. 桂林会仙岩溶湿地环境变化沉积记录的初步研究[J]. *广西师范大学学报 (自然科学版)*, 2009, **27**(2): 94-100.
- Li S J, Cai D S, Zhang H L, *et al.* Environmental changes record derived from sediment cores in Huixian Karst wetlands, Guilin, China [J]. *Journal of Guangxi Normal University (Natural Science Edition)*, 2009, **27**(2): 94-100.
- [5] 张金波, 宋长春, 杨文燕. 沼泽湿地垦殖对土壤碳动态的影响[J]. *地理科学*, 2006, **26**(3): 340-344.
- Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Cultivation effects on soil organic carbon dynamics in Sanjiang Plain, Northeast China[J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2006, **26**(3): 340-344.
- [6] 徐飞, 蔡体久, 杨雪, 等. 三江平原沼泽湿地垦殖及自然恢复对土壤细菌群落多样性的影响[J]. *生态学报*, 2016, **36**(22): 7412-7421.
- Xu F, Cai T J, Yang X, *et al.* Effect of cultivation and natural restoration on soil bacterial community diversity in marshland in the Sanjiang Plain [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, **36**(22): 7412-7421.
- [7] 靳振江, 曾鸿鹄, 李强, 等. 起源喀斯特溶洞湿地稻田与旱地土壤的微生物数量、生物量及土壤酶活性比较[J]. *环境科学*, 2016, **37**(1): 335-341.
- Jin Z J, Zeng H H, Li Q, *et al.* Comparisons of microbial numbers, biomasses and soil enzyme activities between paddy field and dryland origins in Karst Cave wetland [J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(1): 335-341.
- [8] Li Z Y, Jin Z J, Li Q. Changes in land use and their effects on soil properties in Huixian Karst wetland System [J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2017, **26**(2): 699-707.
- [9] 霍莉莉, 邹元春, 郭佳伟, 等. 垦殖对湿地土壤有机碳垂直分布及可溶性有机碳截留的影响[J]. *环境科学*, 2013, **34**(1): 283-287.
- Huo L L, Zou Y C, Guo J W, *et al.* Effect of reclamation on the vertical distribution of SOC and retention of DOC [J]. *Environmental Science*, 2013, **34**(1): 283-287.
- [10] 刘丛强, 蒋颖魁, 陶发祥, 等. 西南喀斯特流域碳酸盐岩的硫酸侵蚀与碳循环[J]. *地球化学*, 2008, **37**(4): 404-414.
- Liu C Q, Jiang Y K, Tao F X, *et al.* Chemical weathering of carbonate rocks by sulfuric acid and the carbon cycling in southwest China[J]. *Geochimica*, 2008, **37**(4): 404-414.
- [11] 韦锋. 桂林会仙喀斯特湿地生物多样性及保护研究[D]. 桂林: 广西师范大学, 2010.
- Wei F. Study on biodiversity and protection of Karst wetland in Huixian, Guilin [D]. Guilin: Guangxi Normal University, 2010.
- [12] 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册[M]. 北京: 农业出版社, 1986. 102-110.
- Xu G H, Zheng H Y. Manual of soil microorganisms analysis method[M]. Beijing: Agricultural Press, 1986. 102-110.
- [13] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [14] 吴金水, 林启美, 黄巧云, 等. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006.
- [15] 张金波, 宋长春, 杨文燕. 三江平原沼泽湿地开垦对表土有机碳组分的影响[J]. *土壤学报*, 2005, **42**(5): 857-859.
- Zhang J B, Song C C, Yang W Y. Effect of cultivation on organic carbon composition in a Histosol in the Sanjiang Plain, China[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2005, **42**(5): 857-859.
- [16] 宋长春, 王毅勇, 阎百兴, 等. 沼泽湿地开垦后土壤水热条件变化与碳、氮动态[J]. *环境科学*, 2004, **25**(3): 150-154.
- Song C C, Wang Y Y, Yan B X, *et al.* The changes of the soil hydrothermal condition and the dynamics of C, N after the mire tillage[J]. *Environmental Science*, 2004, **25**(3): 150-154.
- [17] Lost S, Landgraf D, Makeschin F. Chemical soil properties of reclaimed marsh soil from Zhejiang Province P. R. China [J]. *Geoderma*, 2007, **142**(3-4): 245-250.
- [18] 李典友, 潘根兴. 长江中下游地区湿地开垦及土壤有机碳含量变化[J]. *湿地科学*, 2009, **7**(2): 187-190.
- Li D Y, Pan G X. Cultivation of wetlands and changes of soil organic carbon content in the middle and lower reaches of Yangtze River [J]. *Wetland Science*, 2009, **7**(2): 187-190.
- [19] 宫超, 宋长春, 谭稳稳, 等. 三江平原沼泽湿地垦殖对土壤微生物学性质影响研究[J]. *生态环境学报*, 2015, **24**(6): 972-977.
- Gong C, Song C C, Tan W W, *et al.* Effects of marshland reclamation on soil microbial properties in the Sanjiang Plain, Northeast China[J]. *Ecology and Environment Sciences*, 2015, **24**(6): 972-977.
- [20] 王岩, 杨振明, 沈其荣. 土壤不同粒级中C、N、P、K的分配及N的有效性研究[J]. *土壤学报*, 2000, **37**(1): 85-94.
- Wang Y, Yang Z M, Shen Q R. Distribution of C, N, P and K in different particle size fractions of soil and availability of N in each fraction [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2000, **37**(1): 85-94.
- [21] 张莹, 刘畅, 宋昂, 等. 基于典范对应分析的会仙岩溶湿地土壤理化性质与土壤酶活性关系研究[J]. *中国岩溶*, 2016, **35**(1): 11-18.
- Zhang Y, Liu C, Song A, *et al.* Relationship between soil physicochemical properties and soil enzyme activities in Huixian Karst wetland system based on canonical correspondence analysis [J]. *Carsologica Sinica*, 2016, **35**(1): 11-18.
- [22] Wang H, Guan D S, Zhang R D, *et al.* Soil aggregates and organic carbon affected by the land use change from rice paddy to vegetable field [J]. *Ecological Engineering*, 2014, **70**: 206-211.
- [23] Ayoubi S, Karchegani P M, Mosaddeghi M R, *et al.* Soil aggregation and organic carbon as affected by topography and land use change in western Iran [J]. *Soil and Tillage Research*, 2012, **121**: 18-26.
- [24] 秦胜金, 刘景双, 王国平, 等. 三江平原不同土地利用方式

- 下土壤磷形态的变化[J]. 环境科学, 2007, **28**(12): 2777-2782.
- Qin S J, Liu J S, Wang G P, *et al.* Phosphorus fractions under different land uses in Sanjiang Plain[J]. Environmental Science, 2007, **28**(12): 2777-2782.
- [25] 段晓男, 王效科, 欧阳志云, 等. 乌梁素海野生芦苇群落生物量及影响因子分析[J]. 植物生态学报, 2004, **28**(2): 246-251.
- Duan X N, Wang X K, Ouyang Z Y, *et al.* The biomass of *Phragmites australis* and its influencing factors in Wuliangsuhai [J]. Acta Phytocologica Sinica, 2004, **28**(2): 246-251.
- [26] Hong K, Gao A H, Xie Q Y, *et al.* Actinomycetes for marine drug discovery isolated from mangrove soils and plants in China [J]. Marine Drugs, 2009, **7**(1): 24-44.
- [27] Kieft T L, Soroker E, Firestone M K. Microbial biomass response to a rapid increase in water potential when dry soil is wetted[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1987, **19**(2): 119-126.
- [28] 肖烨, 黄志刚, 武海涛, 等. 三江平原典型湿地类型土壤微生物特征与土壤养分的研究[J]. 环境科学, 2015, **36**(5): 1842-1848.
- Xiao Y, Huang Z G, Wu H T, *et al.* Soil microorganism characteristics and soil nutrients of different wetlands in Sanjiang Plain, northeast China [J]. Environmental Science, 2015, **36**(5): 1842-1848.
- [29] Pugh G J F. Strategies in fungal ecology[J]. Transactions of the British Mycological Society, 1980, **75**(1): IN1, 1-14.
- [30] Moubasher A H, Moustafa A F. A survey of Egyptian soil fungi with special reference to *Aspergillus*, *Penicillium* and *Penicillium*-related genera [J]. Transactions of the British Mycological Society, 1970, **54**(1): 35-44.
- [31] Spurgeon D J, Keith A M, Schmidt O, *et al.* Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties [J]. BMC Ecology, 2013, **13**: 46.
- [32] 陈为峰, 史衍玺. 黄河三角洲新生湿地不同植被类型土壤的微生物分布特征[J]. 草地学报, 2010, **18**(6): 859-864.
- Chen W F, Shi Y X. Distribution characteristics of microbes in new-born wetlands of the Yellow River Delta [J]. Acta Agraria Sinica, 2010, **18**(6): 859-864.
- [33] 杨东伟, 章明奎. 水田改果园后土壤性质的变化及其特征[J]. 生态学报, 2015, **35**(11): 3825-3835.
- Yang D W, Zhang M K. Effects of land-use change from paddy field to orchard farm on soil property shift processes and their characteristics [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, **35**(11): 3825-3835.
- [34] Maharjan M, Sanaullah M, Razavi B S, *et al.* Effect of land use and management practices on microbial biomass and enzyme activities in subtropical top-and sub-soils [J]. Applied Soil Ecology, 2017, **113**: 22-28.
- [35] 王树起, 韩晓增, 乔云发, 等. 不同土地利用方式对三江平原湿地土壤酶分布特征及相关肥力因子的影响[J]. 水土保持学报, 2007, **21**(4): 150-153.
- Wang S Q, Han X Z, Qiao Y F, *et al.* Characteristics of soil enzyme activity and fertility under different types of land use in wetland of Sanjiang Plain [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2007, **21**(4): 150-153.
- [36] 杨文彬, 耿玉清, 王冬梅. 漓江水陆交错带不同植被类型的土壤酶活性[J]. 生态学报, 2015, **35**(14): 4604-4612.
- Yang W B, Geng Y Q, Wang D M. The activities of soil enzyme under different vegetation types in Li River riparian ecotones [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, **35**(14): 4604-4612.
- [37] 杨凯, 朱教君, 张金鑫, 等. 不同林龄落叶松人工林土壤微生物生物量碳氮的季节变化[J]. 生态学报, 2009, **29**(10): 5500-5507.
- Yang K, Zhu J J, Zhang J X, *et al.* Seasonal dynamics of soil microbial biomass C and N in two larch plantation forests with different ages in northeastern China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, **29**(10): 5500-5507.
- [38] Nyamadzawo G, Nyamangara J, Nyamugafata P, *et al.* Soil microbial biomass and mineralization of aggregate protected carbon in fallow-maize systems under conventional and no-tillage in central Zimbabwe [J]. Soil and Tillage Research, 2009, **102**(1): 151-157.
- [39] 魏亚伟, 苏以荣, 陈香碧, 等. 人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响[J]. 应用生态学报, 2011, **22**(4): 971-978.
- Wei Y W, Su Y R, Chen X B, *et al.* Effects of human disturbance on soil aggregates content and their organic C stability in Karst regions [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, **22**(4): 971-978.
- [40] Fontaine S, Barot S, Barré P, *et al.* Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply [J]. Nature, 2007, **450**(7167): 277-280, doi: 10.1038/nature06275.
- [41] 蒋平安, 罗明, 蒋永衡, 等. 不同种植年限苜蓿地土壤微生物区系及商值 (qMB , qCO_2) [J]. 干旱区地理, 2006, **29**(1): 115-119.
- Jiang P A, Luo M, Jiang Y H, *et al.* Soil microbial floras and their qMB and qCO_2 values in the fields of different-Year-aged *Medicago sativa* [J]. Arid Land Geography, 2006, **29**(1): 115-119.
- [42] Bastida F, Barberá G G, García C, *et al.* Influence of orientation, vegetation and season on soil microbial and biochemical characteristics under semiarid conditions [J]. Applied Soil Ecology, 2008, **38**(1): 62-70.

CONTENTS

Air Pollutant Emission Inventory from Iron and Steel Industry in the Beijing-Tianjin-Hebei Region and Its Impact on PM _{2.5}	DUAN Wen-jiao, LANG Jian-lei, CHENG Shui-yuan, <i>et al.</i> (1445)
Simulation of the Spatio-temporally Resolved PM _{2.5} Aerosol Mass Concentration over the Inland Plain of the Beijing-Tianjin-Hebei Region	HAO Jing, SUN Cheng, GUO Xing-yu, <i>et al.</i> (1455)
Effect of Relative Humidity on Particulate Matter Concentration and Visibility During Winter in Chengdu	LIU Fan, TAN Qin-wen, JIANG Xia, <i>et al.</i> (1466)
Vertical Distributional Characteristics of Inorganic Ions of PM _{2.5} at Mt. Huashan, Inland China	CAO Cong, WANG Ge-hui, WU Can, <i>et al.</i> (1473)
Analysis of the Composition of Atmospheric Fine Particles (PM _{2.5}) Produced by Burning Fireworks	XIE Rui-jia, HOU Hong-xia, CHEN Yong-shan (1484)
Chemical Composition Characteristics of PM _{2.5} Emitted by Medium and Small Capacity Coal-fired Boilers in the Yangtze River Delta Region	XU Jian, HUANG Cheng, LI Li, <i>et al.</i> (1493)
Emission Factors of Heavy Metals in Size-resolved Particles Emitted from Residential Coal Combustion	YAN Qin, KONG Shao-fei, LIU Hai-biao, <i>et al.</i> (1502)
Distribution of Oxalate in Atmospheric Aerosols and the Related Influencing Factors in Qingdao, During Winter and Spring	ZHANG Shuai, SHI Jin-hui, YAO Xiao-hong, <i>et al.</i> (1512)
Concentrations and Solubility of Trace Elements in Atmospheric Precipitation in Qingdao	LI Qian, SHI Jin-hui, LI Peng-zhi, <i>et al.</i> (1520)
Occurrence and Gas-particle Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Air of Liaodong Bay	ZHANG Yu-feng, SONG Yong-gang, TIAN Jin, <i>et al.</i> (1527)
Analysis of Sources, Pollution Characteristics, and Human Exposure to Atmospheric New Halogenated Flame Retardants in Selected Areas	LI Qi-lu, YANG Kong, LI Jun, <i>et al.</i> (1537)
Contamination Characterization and Human Exposure Levels to Polybrominated Diphenyl Ethers in Indoor and Outdoor Air in Industrial Park of Suzhou City	WANG Jun-xia, GU Hai-dong, ZHANG Zhan-en, <i>et al.</i> (1544)
Effect of Air Pollution on the Cold Disease in Shanghai	YANG Si-xu, MA Yu-xia, ZHOU Jian-ding, <i>et al.</i> (1552)
Fluorescent Dissolved Organic Matter and Its Correlation with Water Quality in a Urban River: A Case Study of the Lujiang River in Beilun, Ningbo	CAO Chang-li, LIANG Meng-qi, HE Gui-ying, <i>et al.</i> (1560)
Relationship Between Landscape Pattern and Water Quality in the Ebinur Lake Region	CAO Can, ZHANG Fei, Ayinigeer·Yalikun, <i>et al.</i> (1568)
CH ₄ Fluxes During the Algal Bloom in the Pengxi River	QIN Yu, ZHANG Yu-yang, LI Zhe, <i>et al.</i> (1578)
Dynamic Variations and Sources of Nitrate During Dry Season in the Lijiang River	MIAO Ying, ZHANG Cheng, XIAO Qiong, <i>et al.</i> (1589)
Heavy Metal Pollution of the Drinking Water Sources in the Lujiang River Basin, and Related Health Risk Assessments	ZHANG Qing-hua, WEI Yong-zhu, CAO Jian-hua, <i>et al.</i> (1598)
Characteristics of Phosphorus Fractions and Phosphate Diffusion Fluxes of Sediments in Cascade Reservoirs of the Huangbai River	LIU Jia, LEI Dan, LI Qiong, <i>et al.</i> (1608)
Occurrence and Ecological Risk Assessment of Typical Persistent Organic Pollutants in Baiyangdian Lake	GAO Qiu-sheng, JIAO Li-xin, YANG Liu, <i>et al.</i> (1616)
Simulating the Fate of Typical Organochlorine Pesticides in the Multimedia Environment of the Pearl River Delta	GAO Zi-wen, XU Yue, YI Ru-han (1628)
Mechanisms and Efficiencies of Removal of PPCPs by Pilot River Water Bypass Treatment Process	LI Li, ZHU Bing, BAI Yao, <i>et al.</i> (1637)
Chlorination of Naproxen: Removal, Transformation and Risk Assessment	FAN Xin-xin, DU Er-deng, LI Jia-qi, <i>et al.</i> (1645)
Removing Typical Odorants in Drinking Water by Vacuum Ultraviolet Combined with Chlorine	SUN Xin, ZHANG Yi, SHI Lu-xiao, <i>et al.</i> (1654)
Degradation of Triclosan by Heat Activated Persulfate Oxidation	JIANG Meng-di, ZHANG Qing-yue, JI Yue-fei, <i>et al.</i> (1661)
Adsorption of Tetracycline on Simulated Suspended Particles in Water	XU Long-feng, WEI Qun-shan, LÜ Qiang, <i>et al.</i> (1668)
Characteristics and Performance of Embedded ANAMMOX Bacteria in Treating Saline Wastewater	SHAN Xiao-jing, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (1677)
Enhanced Nitrogen Removal of ANAMMOX Treating Saline Wastewater With Betaine Addition	YU De-shuang, WU Guo-dong, LI Jin, <i>et al.</i> (1688)
Pilot-scale Experiment on Enrichment of Nitrifying Activated Sludge and Its Application in Enhancing a Wastewater Biological Treatment System Against Ammonia Shocking Loads	SHENG Xiao-lin, CUI Can-can, WANG Jia-de, <i>et al.</i> (1697)
Effect of Step Feed on Denitrifying Phosphorus and Nitrate Removal in a Modification of the Two Sludge A ² /O-BAF System	NAN Yan-bin, PENG Yong-zhen, ZENG Li-yun, <i>et al.</i> (1704)
Achieving Partial Nitrification in a Continuous-flow Aerobic Granular Sludge Reactor at Different Temperatures Through Ratio Control	LIANG Dong-bo, BIAN Wei, KAN Rui-zhe, <i>et al.</i> (1713)
Mechanism of Action of Activated Sludge Properties in Nitrogen Removal by Endogenous Denitrification Through an Intelligent Aeration-controlled A/O Process	XU Min-yang, HU Zhan-bo, ZHANG Sui-sheng, <i>et al.</i> (1720)
Effect of Temperature on the Performance and Microbial Community Structure in an Integrated Anaerobic Fluidized-bed Membrane Bioreactor Treating Benzothiazole Wastewater	LI Yue, HU Qi, GAO Da-wen (1731)
Removal of Antibiotics During In-situ Sludge Ozone-reduction Process	WANG Lu, BEN Wei-wei, LI Yan-gang, <i>et al.</i> (1739)
Effect of Zero Valent Iron on the Horizontal Gene Transfer of Tetracycline Resistance Genes During Anaerobic Sludge Digestion Process	YANG Fan, XU Wen-li, QIAN Ya-jie, <i>et al.</i> (1748)
Effects of Environmental Factors on the Synergy of Functional Bacteria in Completely Autotrophic Granular Sludge	CHEN Xi, QIAN Fei-yue, WANG Jian-fang, <i>et al.</i> (1756)
Microbiological Characteristics of a Post Solid-Phase Denitrification Biofilter Process	ZHANG Qian, JI Fang-ying, XU Xuan (1763)
Aerobic Denitrification and Microbial Community Shift in SBR Bioaugmented with Strains YH01 and YH02	CHEN Hai-sheng, CAO Gang, ZHANG Di, <i>et al.</i> (1773)
Performance, Sludge Characteristics, and the Microbial Community Dynamics of Bulking Sludge Under Different Nitrogen and Phosphorus Imbalances	HE Xue-meng, DING Li-li, ZHANG Lu-lu, <i>et al.</i> (1782)
Degradation Characteristics and Metabolic Pathway of a Pyrene-Degrading <i>Pseudomonas aeruginosa</i> Strain	LI Xiang, ZHANG Xue-ying, ZHOU Jun, <i>et al.</i> (1794)
Driving Factors of the Dynamics of Microbial Community in a Dam of Copper Mine Tailings	LI Cui, JING Ju-hui, LIU Jin-xian, <i>et al.</i> (1804)
Effects of Reclamation on Soil Nutrients and Microbial Activities in the Huixian Karst Wetland in Guilin	HUANG Ke-chao, SHEN Yu-yi, XU Guang-ping, <i>et al.</i> (1813)
Effects of the Farmland-to-Forest/Grassland Conversion Program on the Soil Bacterial Community in the Loess Hilly Region	CHEN Meng-li, ZENG Quan-chao, HUANG Yi-mei, <i>et al.</i> (1824)
Insight into the Mechanism of Feammox in the Surface Soils of a Riparian Zone	DING Bang-jing, LI Zheng-kui, ZHU Hong-jie, <i>et al.</i> (1833)
Soil Degradation-Associated Microbial Community Structure Changes in an Alpine Meadow Under Tibetan Pig Herding	ZHAN Peng-fei, XIAO De-rong, YAN Peng-fei, <i>et al.</i> (1840)
Characteristics of Iron Plaque and Its Heavy Metal Enrichment in Typical Mangrove Plants in Shenzhen Bay, China	SHEN Xiao-xue, LI Rui-li, CHAI Min-wei, <i>et al.</i> (1851)
Spatial Distribution of DDTs and PCBs in Wild Fish from Hong Kong Coastal Areas and Potential Human Health Risk Assessment	SU Yang, BAO Lian-jun, ZENG Eddy Y (1861)
Pollution Characteristics of PAHs in Soil from a Remote Mountain Wetland-Dajihu Lake, Shengnongjia	HU Tian-peng, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1872)
Migration and Transformation of Mercury in Unsubmerged Soil and Sediment at One Typical Forest Reservoir in Southwest China	SUN Tao, MA Ming, WANG Yong-min, <i>et al.</i> (1880)
Accumulation of Cd and Its Risks in the Soils of the Xijiang River Drainage Basin in Guangxi	SONG Bo, YANG Zi-jie, ZHANG Yun-xia, <i>et al.</i> (1888)
Effects of Long-term Fertilization Regimes on As Accumulation in Upland Red Earth and the Crops Growing on It	ZHANG Rong, YU Guang-hui, LI Ya-qing (1901)
Effects of a Tribasic Amendment on Cadmium and Arsenic Accumulation and Translocation in Rice in a Field Experiment	GU Jiao-feng, ZHOU Hang, JIA Run-yu, <i>et al.</i> (1910)
Quantitative Relationship Between Paddy Soil Properties and Cadmium Content in Rice Grains	WANG Meng-meng, HE Meng-yuan, SU De-chun (1918)
Effect of Ca-bentonite on Cu and Zn Forms in Compost and Soil, and Their Absorption by Chinese Cabbage	ZHAO Jun-chao, WANG Quan, REN Xiu-na, <i>et al.</i> (1926)
Effects of Short-term Exogenous Nitrogen and Carbon Input on Soil Respiration Under Changing Precipitation Pattern	HE Yun-long, QI Yu-chun, PENG Qin, <i>et al.</i> (1934)
Effects of Simulated Precipitation Reduction on Soil Respiration in a Soybean-Winter Wheat Rotation Cropland	WANG Zhao-hui, CHEN Shu-tao, SUN Lu, <i>et al.</i> (1943)
Seasonal Variation in Nitric Oxide Emission from an Agricultural Headwater Ditch in the Hilly Purple Soil Area and the Factors Influencing Emission	TIAN Lin-lin, REN Guang-qian, ZHU Bo (1952)
Effects of Seasonal Asymmetric Warming on Soil CO ₂ Release in Karst Region	TANG Guo-yong, ZHANG Chun-hua, LIU Fang-yan, <i>et al.</i> (1962)