三江平原湿地不同利用方式对土壤理化性质及团聚体组成的影响

张会慧[1] 王世标[2] 王均睿[1] 吴绪叶[1] 马松良[1] 伍一宁[3] 李金博[3] 许 楠[3*]
([1]东北农业大学资源与环境学院, 哈尔滨 150030; [2]赤峰市元宝山区环境保护监测站, 内蒙古赤峰 024076; [3]黑龙江省科学院自然与生态研究所, 哈尔滨 150040)

摘 要 选择三江平原湿地分别垦殖为旱田和水田以及人工林3种利用方式,调查土壤理化性质及团聚体组成的变化。结果表明:不同利用方式下土壤理化性质发生了明显变化。与湿地相比,不同利用方式下土壤水分含量显著降低,而土壤容重显著增加,并且除水田土壤速效磷含量较湿地土壤有所增加外,其他利用方式下全氮、全磷、碱解氮和速效磷含量均有不同程度的降低,特别是旱田和人工林利用方式下的降低幅度明显大于水田;不同利用方式下土壤脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性均明显低于湿地,水田利用方式下土壤脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性降低幅度明显小于旱田和人工林;除水田利用方式下土壤酸性磷酸酶活性较湿地有所降低外,旱田和人工林利用方式下土壤酸性磷酸酶活性较湿地无显著变化;不同利用方式下土壤总有机碳、微生物量碳、水溶性碳和易氧化碳含量均较湿地有不同程度的降低,除易氧化碳含量外,旱田和人工林利用方式下土壤总有机碳、微生物量碳和水溶性碳含量的降低幅度均显著大于水田;不同利用方式下土壤机械稳定性团聚体组成也发生了明显的变化,水田和旱田利用方式下土壤平均重量直径(MWD)较湿地均有所降低,特别是旱田土壤MWD降低幅度更为明显,但人工林土壤MWD却较湿地有所增加;不同利用方式会显著影响土壤理化性质及土壤团聚体组成,其中水田利用方式对土壤理化性质、有机碳稳定性和土壤团聚体破坏程度明显低于旱田和人工林;而人工林由于受人为扰动较小,对土壤理化性质及结构的影响程度明显小于旱田。

关键词 湿地; 土地利用方式; 理化性质; 团聚体

Effects of different land use types on soil physicochemical properties and aggregate composition in Sanjiang Plain wetland. ZHANG Hui-hui[1], WANG Shi-biao[2], WANG Jun-rui[1], WU Xu-ye[1], MA Song-liang[1], WU Yi-ning[3], LI Jin-bo[3], XU Nan[3*] ([1]*College of Resources and Environment, Northeast Agricultural University, Harbin* 150030, *China*; [2]*Enviromental Monitoring Station, Yuanbaoshan District, Chifeng* 024076, *Inner Mongolia, China*; [3]*Institute of Nature & Ecology, Heilongjiang Academy of Sciences, Harbin* 150040, *China*).

Abstract: The aim of this study to clarify the effects of three land use types reclaimed from wetlands in Sanjiang Plain (upland, paddy field and artificial forest) on soil physicochemical properties and aggregate composition. The results showed that soil physicochemical properties significantly differed among different land use types. Compared with wetland, the three land use types significantly decreased soil water content and increased soil bulk density. Compared with wetland soil, soil available P in paddy field increased, while total N, total P, alkali-hydrolyzable N and available P reduced in other land use types. There was a significantly higher reduction in upland and artificial forest than that in paddy field. The activities of soil urease, invertase and catalase under different land use types were significantly lower than those of wetland, with the reduction in paddy fields being significantly lower than that in upland and artificial forest. The activity of soil

东北农业大学青年才俊项目(18QC12)、国家自然科学基金项目(31500323)和黑龙江省科学院基本应用技术研究专项(ZNBZ2017ZR04)资助。
收稿日期: 2018-09-02 接受日期: 2019-03-07
*通讯作者 E-mail: xunan0451@126.com

acid phosphatase in upland and artificial forest showed no significant different with wetland soil, whereas that in paddy field was lower. In addition, the concentrations of total organic C (TOC), microbial biomass C (MBC), dissolved organic C (DOC) and readily oxidized C (ROC) in soil under different land use types was lower than that in wetland soil. The decrease in TOC, MBC, DOC and ROC content was significantly higher in upland and artificial forest than that in paddy field. The soil aggregate composition with mechanical stability changed obviously under different land use types. The mean weight diameter (MWD) of soil in paddy field and upland was lower than that in wetland, with a significant decrease in uplands. However, soil MWD of artificial forest significantly increased compared to wetland. Our results indicated that the different land use types reclaimed from wetland significantly changed the soil physicochemical properties and aggregate composition. The damages of soil physicochemical properties, organic C stability and soil aggregate in paddy field were significantly lower than those in upland and artificial forest. Moreover, the destruction of soil physicochemical properties and structure in artificial forest was significantly lower than that in upland due to limited disturbance.

Key words: wetland; land use; physicochemical property; aggregate.

湿地生态系统虽然仅占陆地面积的4%~6%,但其碳储量却占全球土壤有机碳总量的20%以上,土壤有机质是陆地生态系统最为重要的"碳库"或"碳汇"(Gorham *et al.*,1991;王丽丽等,2009;Andreetta *et al.*,2016)。三江平原湿地是由黑龙江、松花江、乌苏里江冲积而形成的低平原,是中国最大的沼泽湿地集中区,植物群落以小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)为主。三江平原湿地具有重要的生态价值,并于2002年被列入国际重要湿地名录(肖烨等,2015)。由于近几十年来的大规模过度开发,目前三江平原湿地面积已大量减少,水土流失日趋严重、生物多样性锐减、环境污染与日俱增(孔博等,2010;Wang *et al.*,2017)。

土地利用方式的改变不但会直接影响湿地水文变化,还会影响湿地植被的分布和生长(李亚娟等,2016),另外,湿地土壤理化性质、有机碳含量及土壤微生物结构也会受到不同利用方式的影响(Huang *et al.*,2010;Zhang *et al.*, 2018)。特别是土壤有机碳对不同利用方式较敏感,土壤有机碳既是土壤的重要组成部分,又是土壤养分的贮存库和土壤微生物活动的能量来源,对土壤团聚体的形成和维持团聚体的稳定具有重要作用(彭新华等,2003)。土壤团聚体作为土壤最基本的结构单元,其数量和质量决定着土壤肥力和土壤的性质,土壤团聚体不仅是土壤有机碳的载体,也对土壤有机碳产生物理和生物保护作用(Mrabet *et al.*,2002;谭秋锦等,2014;郭鑫炜等,2017),而土壤有机碳又会促进土壤团聚体的形成(Sonnleitner, *et al.*,2003;Puget *et al.*,2010)。土壤酶活性作为环境变化的"感应器",对土壤生物化学及生态过程的影响具有重要的意义,是物质循环和能量流动等生态系统过程中最为活跃的生物活性物质(Dari *et al.*,1995;杨万勤等,2004),其活性常与土壤微生物的代谢速率、养分的生物化学循环联系紧密(王冰冰等,2015)。湿地的退化及人为利用会极大程度地影响湿地土壤养分的循环转化、微生物多样性等。本研究在黑龙江省三江平原湿地保护区内选择典型湿地以及湿地的不同利用类型(水田、旱田以及人工林地)为对象,探讨了不同利用方式对湿地土壤理化性质、活性有机碳组分、土壤酶活性及机械稳定性团聚体的影响,以期为湿地保护提供一些基础数据。

1 研究地区与研究方法

1.1 试验区概况及采样方法

试验地选择在黑龙江省三江平原湿地——洪河保护区(47°45′39″N,133°37′04″E)进行,试验地属温带湿润半湿润季风气候,海拔55~65 m,年平均降雨量550~600 mm,并且主要集中在夏秋季,年平均气温1.9 ℃,无霜期125 d左右(Sui *et al.*,2015),湿地采样区域位于洪河保护区的核心湿地区域,湿地优势植物有小叶章(*Deyeuxia angustifolia*)和漂筏苔草(*Carex pseudo-curaic*a),伴有狭叶甜茅(*Glyceria spiculosa*)、毛果苔草(*Carex lasiocarpa*)、块根老鹳草(*Geranium dahuricum*)、芦苇(*Phragmites communis*)、毛水苏(*Stachys baicalensis*)和小白花地榆(*Sanguisorba tenuifolia* var. *alba*)等。为使湿地土壤采样具有代表性,于2018年7月,分别对典型的沼泽化湿地和草甸化湿地各设2个100 m×100 m的样

方,即共 4 个采样区,各样区随机设置,在每个样方内按“S 型”各取 5 个点进行混合,草甸化湿地采样深度 0~20 cm,沼泽化湿地采取水下 0~20 cm 土样。为保证土壤团聚体在采集和运输中不被破坏,采样时尽量保证土壤的原状态,取样后将原状土放入硬质塑料保鲜盒中带回实验室。湿地的不同利用类型样地均在湿地核心区域的边缘,其中水田和旱田开垦年限在 50 年以上,旱田的主要作物为玉米(*Zea mays*)和大豆(*Glycine max*),人工林地位于水田和旱田的边缘,种植的树种为白桦(*Betula platyphylla*),树龄在 30 年以上。水田和旱田规耕作方式和施肥量与当地常规农艺措施相同。每个不同利用类型处理随机设置 4 个采样区,其采样区和采样点的设置及采样方法与湿地相同。

1.2 测定项目与测定方法

土壤容重采用环刀法,土壤含水率含量的测定采用烘干法,土壤 pH 值的测定采用 pH 计法。土壤全氮含量测定采用浓 H_2SO_4 消煮-凯氏定氮法,碱解氮含量测定采用碱解扩散法,全磷含量测定采用 $HClO_4$ 和 H_2SO_4 消煮-钼锑抗比色法,速效磷含量测定采用 0.5 mol · L^{-1} $NaHCO_3$ 浸提-钼锑抗比色法(鲍士旦,2005)。土壤蔗糖酶活性采用 3,5-二硝基水杨酸比色法测定,以 37 ℃恒温培养 24 h 后每克土生成的葡萄糖的质量(mg)数表示(关松荫,1986),过氧化氢酶的活性采用高锰酸钾滴定法测定,以每克土消耗 0.1 mol · L^{-1} 高锰酸钾的毫升(mL)数表示。脲酶活性用苯酚-次氯酸钠比色法(严昶升,1988),以经 37 ℃恒温培养 24 h 后每克土中产生的 NH_3-N 的毫克数(mg)表示,磷酸酶活性测定参照经过赵兰坡等(1986)改进的磷酸苯二钠法,以在 37 ℃恒温条件下培养 24 h 后 1 g 土中酚的质量(mg)表示。

土壤总有机碳含量的测定采用重铬酸钾外加热法(鲍士旦,2005)。水溶性碳含量的测定:取 10 g 过 0.25 mm 筛放入 50 mL 离心管中,加入 25 mL 去离子水,180 r · min^{-1} 振荡 30 min 后,4000 r · min^{-1} 离心 10 min,上清液过 0.45 μm 滤膜后采用重铬酸钾外加热法测定滤液中的有机碳含量即为水溶性碳含量易氧化碳含量的测定采用 333 mmol · L^{-1} 高锰酸钾氧化法,称取约含 15 mg 碳的土壤样品于 100 mL 的离心管中,加入 333 mmol · L^{-1} 高猛酸钾溶液 25 mL,振荡 1 h,然后以 4000 r · min^{-1} 离心 5 min,取上清液用去离子水按 1∶250 稀释,将稀释液在 565 nm 波长处进行比色,根据高猛酸钾的消耗量,可计算出土壤易氧化有机碳含量(Wu *et al.*,2004)。微生物生物量碳含量的测定采用氯仿熏蒸-K_2SO_4 浸提,利用重铬酸钾外加热法测定浸提液碳浓度,计算微生物生物量碳 MBC,MBC = EC/0.38,式中 EC 熏蒸和未熏蒸样品浸提液测定的有机碳差值(林先贵,2010)。

土壤机械稳定性团聚体的测定采用干筛法,将不同处理的原状土用手轻轻掰小块,于 4 ℃下风干至土壤含水量约 20%左右,然后将土壤过 8 mm 筛,同时去除植物的根系等杂质,然后放入孔径自上而下分别为 5、2、1 和 0.25 mm 的套筛中进行筛分。每次筛分 200 g 左右的土样,每次筛分 5 min,将获得粒级为>5、5~2、2~1、1~0.25 和<0.25 mm 的团聚体分别称重,并按 van Bavel 等(1949)的方法计算团聚体平均重量直径 MWD:$MWD = \sum_{i=1}^{n} X_i W_i$,式中 X_i 为任一粒级范围内团聚体平均直径,W_i 为该级别团聚体的百分含量。

1.3 数据处理

运用 Excel 和 SPSS(22.0)软件对测定数据进行统计分析,并采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)比较不同数据组间的差异,分别以 $P<0.05$ 和 $P<0.01$ 表示处理间差异显著和极显著。

2 结果与分析

2.1 三江平原湿地不同利用方式下土壤含水率、容重及 pH 值变化

由图 1 可以看出,不同利用方式下土壤含水率较湿地均极显著降低,但水田土壤含水率降低幅度显著低于旱田和人工林,旱田和人工林间差异不显著。不同利用方式下土壤容重较湿地倍增,但 3 种利用方式间土壤容重差异不显著。湿地土壤 pH 值表现为明显的酸性,水田利用方式土壤 pH 值较湿地稍有降低,而旱田和人工林 2 种利用方式土壤 pH 值则较湿地土壤明显增加,但不同利用方式下土壤 pH 值与湿地土壤之间均未达显著差异水平。

2.2 三江平原湿地不同利用方式下土壤氮磷含量变化

由图 2 可以看出,不同利用方式明显改变了湿地土壤的养分含量,3 种利用方式土壤全氮、全磷、碱解氮含量均表现为显著降低,水田利用方式下

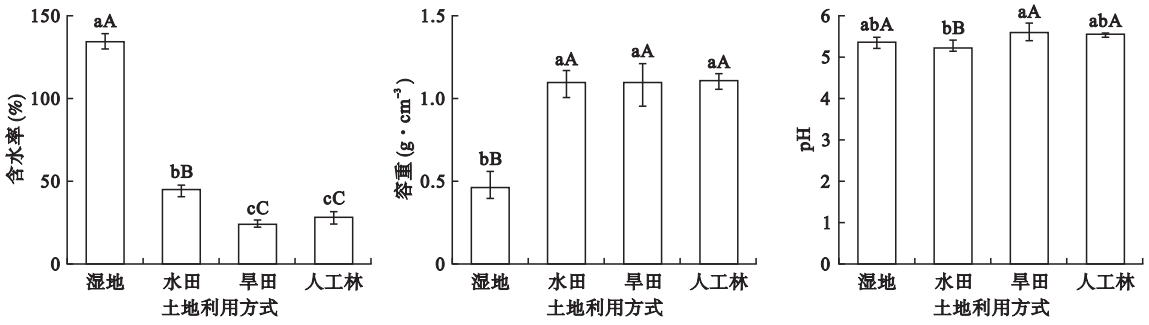


图 1 三江平原湿地不同利用方式下土壤含水率、容重及 pH 值变化

Fig.1 Soil moisture content, bulk density and pH value under different land uses in wetland of Sanjiang Plain

图中不同小写字母表示差异显著($P<0.05$),不同大写字母表示差异极显著($P<0.01$)。下同。

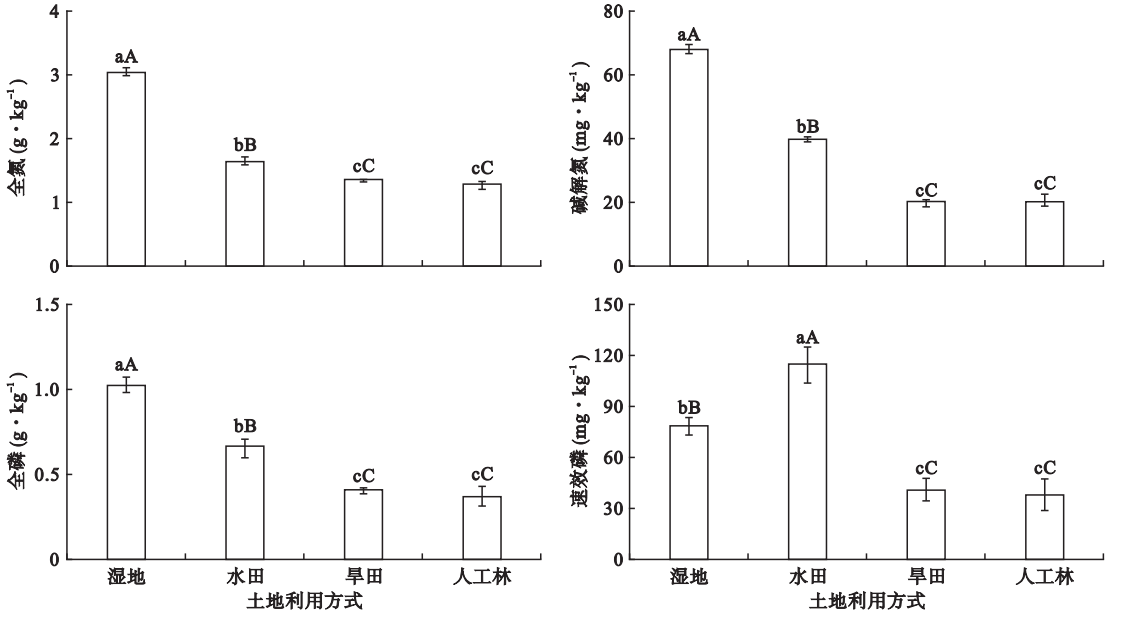


图 2 三江平原湿地不同利用方式下土壤氮磷含量变化

Fig.2 Soil nitrogen and phosphorus content under different land uses in wetland of Sanjiang Plain

2.3 三江湿地不同利用方式土壤酶活性变化

由图 3 可以看出,水田、旱田和人工林 3 种利用方式均极显著地降低了湿地土壤的脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶的活性,其中 3 种利用方式间脲酶活性差异较小,旱田和人工林 2 种利用方式下土壤的蔗糖酶和过氧化氢酶活性的降低幅度明显大于水田利用方式,特别是旱田利用方式下土壤蔗糖酶和过氧化氢酶活性降低幅度更大。与湿地土壤相比,水田利用方式下土壤酸性磷酸酶活性极显著降低,但旱田和人工林 2 种利用方式下土壤酸性磷酸酶活性与湿地土壤间均无显著差异。

2.4 三江平原湿地不同利用方式土壤总有机碳和活性有机碳含量变化

由图 4 可以看出,湿地 3 种利用方式下土壤总有机碳及水溶性有机碳、微生物生物量碳和易氧化碳等各活性有机碳组分的含量均明显降低。与湿地土壤相比,水田利用方式下土壤总有机碳和微生物生物量碳含量降低幅度明显小于旱田和人工林 2 种利用方式,并且旱田和人要林 2 种利用方式下土壤总有机碳和微生物生物量碳含量均无显著差异。不同利用方式下土壤水溶性碳和易氧化碳含量变化相似,其含量较湿地土壤均极显著降低,但水田、旱田和人工林 3 种利用方式下土壤水溶性碳和易氧化碳含量差异均不显著。

2.5 三江平原湿地不同利用方式下机械稳定性土壤团聚体组成

由图 5 可以看出,3 种利用方式均明显改变了湿地土壤机械稳定性团聚体组成,水田利用方式下土壤<0.25 mm 的小团聚体明显增加,而其他粒级团聚体的比例则变化较小;旱田利用方式下土壤相对

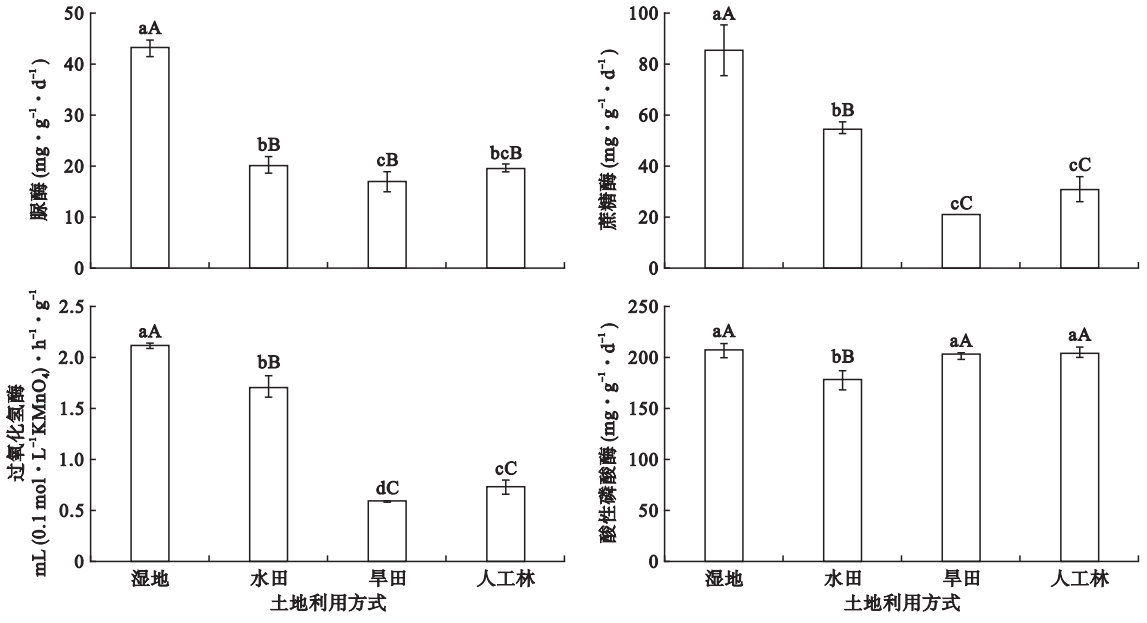


图 3　三江湿地不同利用方式下土壤酶活性变化

Fig.3　Soil enzyme activity under different land uses in wetland of Sanjiang Plain

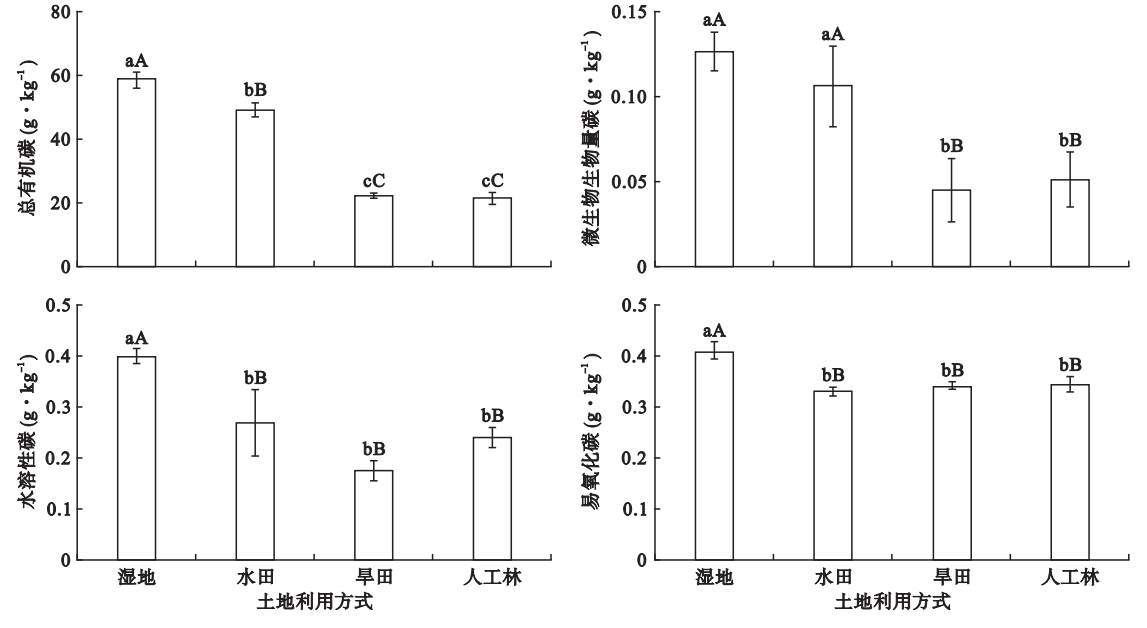


图 4　三江湿地不同利用方式下土壤总有机碳及活性有机碳变化

Fig.4　Soil total organic carbon and active carbon under different land uses in wetland of Sanjiang Plain

较大的团聚体较湿地土壤明显降低,其中>5 mm 和 5~2 mm 的团聚体分别较湿地降低了 3.28% 和 3.06%,而<2 mm 的各级团聚体则较湿地均有不同程度的增加;人工林利用方式下土壤>5 mm 和 5~2 mm 的团聚体较湿地土壤明显增加,并且其比例也明显高于水田和旱田,但其 1~0.25 mm 粒级的团聚体则较湿地降低。不同利用方式对湿地土壤的平均重量直径(MWD)影响不同,其中水田和旱田土壤 MWD 有所降低,特别是旱田土壤 MWD 较湿地土壤降低了 6.59%,但人工林土壤的 MWD 则较湿地稍有增加。

3　讨　论

湿地人为利用后,在土壤含水率降低的同时,不同利用方式均明显改变了土壤的理化性质,主要表现为土壤容重的增加,以及土壤养分含量的下降等。

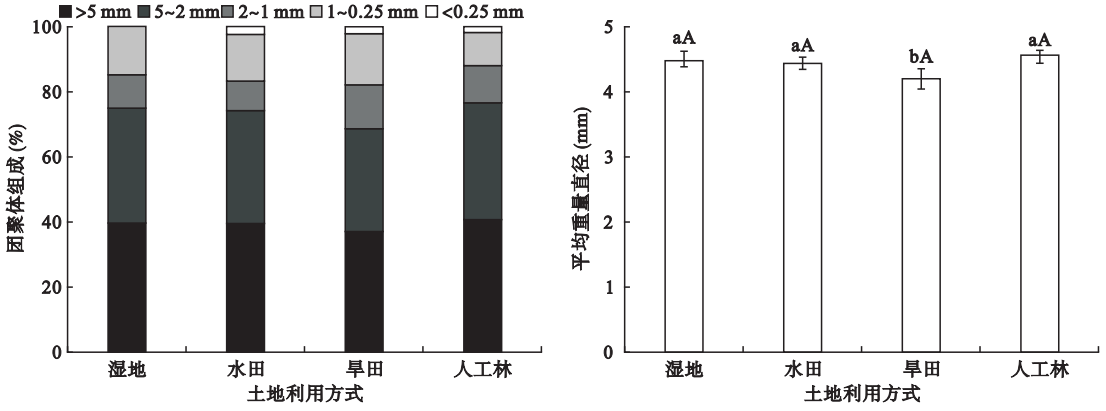


图 5 三江平原湿地不同利用方式下土壤团聚体组成及平均重量直径

Fig.5 Effects of composition of soil aggregates and MWD under different land uses in wetland of Sanjiang Plain

水分、容重等物理因素的变化,会影响到土壤微生物的活性及养分的循环转化过程,湿地由于含大量的有机质,其养分主要以有机形态存在,因此,易受到土壤水分及通气因素的影响。本试验中,除水田土壤速效磷含量较湿地土壤增加外,其他利用方式下土壤全氮、碱解氮、全磷等含量均显著降低,其原因可能与湿地土壤排水后好氧型微生物数量增加、活性增加,对有机质的分解利用能力增强有关。而水田土壤速效磷含量增加与常凤来等(2005)的研究结果一致,秦胜金(2007)等对三江平原不同土地利用方式下土壤磷形态的变化的研究中也发现,水田土壤磷含量较湿地有所增加,其原因可能与水田耕作过程中的干湿交替过程可能对土壤有机磷的矿化有一定的促进作用有关。土壤养分含量的变化还与土壤酶活性显著相关(曹瑞等,2016),土壤酶活性可以反映土壤中各种生物化学过程的强度和方向(陆梅等,2010),土壤酶活性主要与微生物数量、活性及植物根系有关(黄华乾等,2013)。本试验中,湿地土壤不同利用方式下土壤脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶的活性均明显降低,这主要是由于湿地小叶章等植物丰富,根系发达,根系分泌物和地表凋落物为微生物提供了大量的能源,使土壤酶活性较高,而利用方式改变后,水田土壤脲酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性降低幅度明显小于旱田和人工林,这可能与水田季节性淹水条件有利于土壤有机质的积累有关。王树起等(2007)的研究中发现,三江平原湿地不同利用方式下土壤转化酶、脲酶、和过氧化氢酶均较湿地土壤有不同程度的降低,与本试验结果相似。人工林土壤中上述 4 种土壤酶活性均稍高于旱田土壤,但人工林土壤中土壤全氮、全磷以及碱解氮和速效磷含量却与旱田基本相等,这可能与旱田土壤施肥等农艺措施有关,另外,还可能与人工林土壤中有机碳含量高于旱田有关(图 4)。虽然水田土壤速效磷含量较湿地土壤显著增加,并且也明显高于旱田和人工林,但水田土壤酸性磷酸酶的活性也表现为最低,土壤酸性磷酸酶是促进土壤有机磷水解转化为无机磷的主要动力,而造成本试验结果的原因可能是与当地水田的磷肥施用量较大有关,但这有待进一步研究。

土壤有机碳含量及其质量是反应土壤质量的重要指标,不仅影响土壤肥力和土壤生产力,而且会影响全球碳平衡(Dawit *et al.*,2010),土壤有机碳作为土壤团聚体的胶结剂,其含量还会影响团聚体的形成和稳定(Mrabet *et al.*,2002;Eynard *et al.*,2005)。本试验中,湿地不同利用方式下土壤总有机碳含量均显著降低,其原因可能与不同利用方式下土壤通气量增加,好氧型微生物活动频繁,加剧了对土壤中有机碳的利用强度有关。特别是旱田和人工林 2 种利用方式下土壤总有机碳含量降低幅度明显大于水田,其原因除了与水田长期淹水条件下好氧型微生物活性较弱,对有机碳的利用能力较低外,还可能与水田土壤本身活性机碳的稳定性更强有关(张耀方等,2015)。土壤中活性有机碳主要包括 DOC、MBC 和 ROC 等,活性有机碳由于具有转化周期短、易被分解利用等特征,因此活性有机碳可以作为土壤碳库动态变化的重要指标(Roy *et al.*,2003)。土壤 DOC 溶解性较强,可以作为土壤微生物利用的有机碳源(Guggenberger *et al.*,2003),也是主要来源于微生物的代谢产物(Kalbitz *et al.*,2000;Smolander *et al.*,2002),DOC 含量的高低可以在一定程度上体现

微生物的活性,因此 DOC 与 MBC 常表现正相关(Gunapala *et al.*,1998)。湿地由于植被丰富,土壤有机质来源充足,地上生物量和枯落物的输入以及根系分泌物的积累可以有效作为 DOC 的来源,湿地土壤利用方式改变后土壤 DOC 和 MBC 均明显降低,但水田的降低幅度明显小于旱田和人工林,这主要是由于水田季节性淹水,更有利于 DOC 的溶解析出有关(Wang *et al.*,1993)。由于人工林枯落物等有机物输入较多,导致人工林土壤中水溶性有机碳的来源较多(何冬梅等,2016),从而表现为人工林土壤 DOC 和 MBC 均稍高于旱田,农田由于农民在秋季收获后会移除秸秆,并且目前有机肥的施用量也较少,导致其人工林土壤中的 DOC 和 MBC 含量明显高于旱田。不同利用方式下虽然土壤 ROC 间差异不显著,但人工林土壤 ROC 却稍高于水田和旱田,其原因可能是水田和旱田由于长期耕作对土壤扰动较大,并且水田和旱田由于作物秸秆收获,而人工林由于树木根系较农作物根系发达并地表凋落物较丰富,有机碳的输入量较大,这与 Conteh 等(1997)的研究结果相似。

土壤团聚体的稳定性对土壤养分循环、水分运输、微生物群落等具有重要影响,土壤团聚体稳定性下降是土壤退化的重要表现之一,不同土地利用方式会明显影响土壤团聚体的形成及稳定性(Pinheiro *et al.*,2004;庄正等,2017)。本试验中,水田除了小于<0.25 mm 微团聚体较湿地增加外,其他粒级团聚体与湿地无明显变化,其原因可能是水田所处的环境与湿地较为相似,对土壤大团聚体的影响较小,但其微团聚体比例的明显增加可能与水田由于长期的耕作以及晒田等农艺措施对土壤机械振动频繁有关。旱田和人工林>5 mm 和 5~2 mm 的团聚体比例较湿地明显增加,特别是人工林大团聚体的比例增加更为明显,这与旱田和人工林由于长期干旱条件下更有利于团聚体的形成有关。土壤团聚体平均重量直径 MWD 作为土壤团聚体稳定性的重要指标,其值的大小与团聚体的稳定性呈正相关关系(Li *et al.*,2005;Pirmoradian *et al.*,2005)。本试验中,水田和旱田土壤 MWD 较湿地有所降低,特别是旱田土壤 MWD 降低幅度更为明显,其原因可能是湿地改变为耕地由于人为耕作、施肥等原因导致其土壤团聚体稳定性降低,并且水田相比旱田由于长期淹水更有利于有机质的积累,而旱田土壤通气较好,微生物活动频繁,土壤团聚体中的有机碳更易氧化,从而使其土壤团聚体破坏(赵京考等,2003)。张耀方等(2015)研究发现,水田相比旱田更有利于土壤稳定性有机碳官能力的积累,有机碳的化学稳定性更高,这也可能是导致水田相比旱田土壤团聚体更为稳定的原因之一。有机物输入的提高,是土壤大团聚体形成的重要原因(高会议等,2010),植物的根系可以作为暂时的土壤团聚体粘结介质,可以增加团聚体的形成,提高团聚体的稳定性(Tisdall *et al.*,1982)。不同利用方式下人工林土壤 MWD 最高,其原因可能是人工林土壤中根系较多,有机质输入量较大,并且人工林土壤人为扰动较少,所以相比旱田更有利于大团聚体的形成,这与韩新生等(2018)的研究结果一致。

4 结 论

湿地不同利用方式会显著地影响土壤的理化性质及土壤的团聚体组成,其中水田利用方式对土壤理化性质、有机碳稳定性和土壤团聚体破坏程度等明显低于旱田和人工林。而人工林受人为扰动较小,其土壤酶活性及土壤酶活性性明显高于旱田,特别是人工林土壤团聚体的稳定性较旱田显著增加。相比较而言,旱田利用方式是对湿地土壤理化性质及结构影响最严重的利用方式。

参考文献

鲍士旦. 2005. 土壤农化分析-第三版. 北京: 中国农业出版社.

曹 瑞, 吴福忠, 杨万勤, 等. 2016. 海拔对高山峡谷区土壤微生物生物量和酶活性的影响. 应用生态学报, **27**(4): 1257-1264

常凤来, 田 昆, 莫剑锋, 等. 2005. 不同利用方式对纳帕海高原湿地土壤质量的影响. 湿地科学, **3**(2): 132-135.

高会议, 郭胜利, 刘文兆, 等. 2010. 不同施肥处理对黑垆土各粒级团聚体中有机碳含量分布的影响. 土壤学报, **47**(5): 931-938.

关松荫. 1986. 土壤酶及其研究法. 北京: 农业出版社.

郭鑫炜, 李志远, 秦胜金, 等. 2017. 林农复合对沙地樟子松人工林土壤团聚体、有机碳及微生物生物量碳分配的影响. 生态学杂志, **28**(11):44-50.

韩新生, 马 璠, 郭永忠, 等. 2017. 土地利用方式对表层土壤水稳性团聚体的影响. 干旱区资源与环境, **32**(2): 114-120.

何冬梅, 王 磊, 冯育青, 等. 2016. 不同土地利用类型对土壤可溶性有机碳的影响. 南京林业大学学报, **40**(6): 15-19.

黄华乾, 王金叶, 凌大炯, 等. 2013. 不同土地利用方式下土壤过氧化氢酶活性与土壤化学性质的关系研究——以

雷州半岛为例. 西南农业学报, **26**(6): 2412-2416.
孔 博, 邓 伟, 陶和平, 等. 2010. 三江平原典型湿地的多尺度人为干扰格局研究. 北京林业大学学报, **32**(2): 100-105.
李亚娟, 曹广民, 龙瑞军, 等. 2016. 三江源区土地利用方式对草地植被生物量及土壤特性的影响. 草地学报, **24**(3): 524-529.
林先贵. 2010. 土壤微生物研究原理与方法. 北京: 高等教育出版社.
陆 梅, 田 昆, 张仕艳, 等. 2010. 不同干扰程度下高原湿地纳帕海土壤酶活性与微生物特征研究. 生态环境学报, **19**(12): 783-2788.
彭新华, 张 斌, 赵其国. 2003. 红壤侵蚀裸地植被恢复及土壤有机碳对团聚体稳定性的影响. 生态学报, **23**(2): 2176-2183.
秦胜金, 刘景双, 王国平, 等. 2007. 三江平原不同土地利用方式下土壤磷形态的变化. 环境科学, **28**(12): 2777-2782.
谭秋锦, 宋同清, 彭晚霞, 等. 2014. 峡谷型喀斯特不同生态系统土壤团聚体稳定性及有机碳特征. 应用生态学报, **25**(3): 671-678.
王冰冰, 曲来叶, 宋成军, 等. 2015. 岷江干旱河谷优势灌丛对土壤微生物群落组成的影响. 生态学报, **35**(8): 2481-2493.
王丽丽, 宋长春, 葛瑞娟, 等. 2009. 三江平原湿地不同土地利用方式下土壤有机碳储量研究. 中国环境科学, **29**(6): 656-660
王树起, 韩晓增, 乔云发, 等. 2007. 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. 水土保持学报, **21**(4): 150-153.
肖 烨, 黄志刚, 武海涛, 等. 2015. 三江平原不同湿地类型土壤活性有机碳组分及含量差异. 生态学报, **35**(23): 7625-7633.
严昶升. 1988. 土壤肥力研究法. 北京: 农业出版社.
杨万勤, 王开运. 2004. 森林土壤酶的研究进展. 林业科学, **40**(2): 152-159.
张耀方, 赵世伟, 李晓晓, 等. 2015. 利用方式对灌淤土团聚体稳定性及有机碳官能团特征的影响. 水土保持学报, **29**(1): 169-174.
赵京考, 刘作新, 韩永俊. 2003. 土壤团聚体的形成与分散及其在农业生产上的应用. 水土保持学报, **17**(6): 163-166.
赵兰坡, 姜 岩. 1986. 土壤磷酸酶活性测定方法的探讨. 土壤通报, **17**(3): 138-141.
庄 正, 张 芸, 张 颖, 等. 2017. 不同发育阶段杉木人工林土壤团聚体分布特征及其稳定性研究. 水土保持学报, **31**(6): 183-188.
Andreetta A, Huertas AD, Lotti M, *et al*. 2016. Land use changes affecting soil organic carbon storage along a mangrove swamp rice chronosequence in the Cacheu and Oio regions (northern Guinea-Bissau). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **216**: 314-321.
Conteh A. 1997. Dynamics of organic matter in soil as determined by variations in $^{13}C/^{12}C$ isotopic ratios and fractionation by ease of oxidation. *Soil Research*, **35**: 881-890.
Dari K, Béchet M, Blondeau R. 1995. Isolation of soil Streptomyces, strains capable of degrading humic acids and analysis of their peroxidase activity. *FEMS Microbiology Ecology*, **16**: 115-121.
Dawit S, Johannes L, James K, *et al*. 2010. Long-term impacts of anthropogenic perturbations on dynamics and speciation of organic carbon in tropical forest and subtropical grassland ecosystems. *Global Change Biology*, **13**: 511-530.
Eynard A, Schumacher TE, Lindstrom MJ, *et al*. 2005. Effects of agricultural management systems on soil organic carbon in aggregates of Ustolls and Usterts. *Soil & Tillage Research*, **81**: 253-263.
Gorham E. 1991. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climate warming. *Ecological Applications*, **1**: 182-195.
Guggenberger G, Kaiser K. 2003. Dissolved organic matter in soil: Challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma*, **113**: 293-310.
Gunapala N, Scow KM. 1998. Dynamics of soil microbial biomass and activity in conventional and organic farming systems. *Soil Biology & Biochemistry*, **30**: 805-816.
Huang JY, Song CC. 2010. Effects of land use on soil water soluble organic C and microbial biomass C concentrations in the Sanjiang Plain in northeast China. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil & Plant Science*, **60**: 182-188.
Kalbitz K, Solinger S, Park JH, *et al*. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Science*, **165**: 277-304.
Li ZX, Cai CF, Shi ZH, *et al*. 2005. Aggregate stability and its relationship with some chemical properties of red soils in subtropical China. *Pedosphere*, **15**: 129-136.
Mrabet R. 2002. Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa. *Soil & Tillage Research*, **66**: 119-128.
Pinheiro EFM, Pereira MG, Anjos LHC. 2004. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil. *Soil & Tillage Research*, **77**: 79-84.
Pirmoradian N, Sepaskhah AR, Hajabbasi MA. 2005. Application of fractal theory to quantify soil aggregate stability as influenced by tillage treatments. *Biosystems Engineering*, **90**: 227-234.
Puget P, Chenu C, Balesdent J. 2000. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *European Journal of Soil Science*, **51**: 595-605.
Roy A, Singh KP. 2003. Dynamics of microbial biomass and nitrogen supply during primary succession on blastfurnace slag dumps in dry tropics. *Soil Biology & Biochemistry*, **35**: 365-372.
Smolander A, Kitunen V. 2002. Soil microbial activities and characteristics of dissolved organic C and N in relation to

tree species. *Soil Biology & Biochemistry*, **34**: 651-660.

Sonnleitner R, Lorbeer E, Schinner F. 2003. Effects of straw, vegetable oil and whey on physical and microbiological properties of a chernozem. *Applied Soil Ecology*, **22**: 195-204

Sui X, Zhang RT, Yang LB, *et al*. 2015. Effects of long-term elevated CO_2 fumigation on microbial communities in a wetland soil. *Journal of Residuals Science & Technology*, **12**: 93-96.

Tisdall JM, Oades JM. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, **33**: 141-163.

van Bavel CHM. 1949. Mean weight-diameter of soil aggregates as a statistical index of aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, **14**: 20-23.

Wang FL, Bettany JR. 1993. Influence of freeze-thaw and flooding on the loss of soluble organic carbon and carbon dioxide from soil. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 709-714.

Wang JF, Sui X, Zhang RT, *et al*. 2017. Effects of different land use on soil bacterial functional diversity in Sanjiang Plain, Northeast China. *Journal of Residuals Science & Technology*, **14**: 91-98.

Wu JG, Zhang XQ, Xu DY. 2004. Changes in soil labile organic carbon under different land use in the Liupan Mountain forest zone. *Acta Phytoecologica Sinica*, **28**: 657-664.

Zhang HH, Zhang SY, Meng XXY, *et al*. 2018. The composition variations of soil fungal communities from natural wetlands to forestland and farmland in Sanjiang Plain, northeast China. *Biotechnology and Biotechnological Equipment*, **32**: 951-960.

作者简介 张会慧,男,1986 年生,博士,讲师,主要从事土壤学和植物生理生态学研究。E-mail: xtwfwf@ 126.com

责任编辑 李凤芹