

硫酸铝对新开垦苏打盐碱水田的快速改良和培肥效果

马玉涛, 苑佰飞, 张鹏, 王永, 李翠兰, 张晋京

(吉林农业大学资源与环境学院, 吉林省商品粮基地土壤资源可持续利用重点实验室, 长春 130118)

摘要: 通过田间试验, 研究了硫酸铝(0, 300, 500, 900, 1 400 kg/hm²)施用对新开垦苏打盐碱水田的快速改良和培肥效果。结果表明: 与不施用硫酸铝的对照处理相比, 施用硫酸铝后土壤 pH、全盐量、交换性钠、阳离子交换量和碱化度降低; 可溶盐组成中, CO₃²⁻、Ca²⁺、K⁺、Na⁺ 含量通常降低, SO₄²⁻ 含量增加, 而 HCO₃⁻、Cl⁻ 和 Mg²⁺ 含量没有显著的变化, 从而使得 (CO₃²⁻ + HCO₃⁻)/(Cl⁻ + SO₄²⁻) 比值下降; 土壤有机碳、胡敏酸碳、富里酸碳、胡敏素碳及各粒径水稳性团聚体有机碳含量均显著增加, 而水溶性有机碳含量则显著降低; 土壤有机碳组成中, 烷基碳和烷氧碳的比例增加, 而芳香碳和羰基碳的比例降低, 导致烷基碳/烷氧碳和疏水碳/亲水碳比值降低而脂族碳/芳香碳比值增加; 此外, 土壤中 >2 mm 水稳性团聚体和 <0.053 mm 粉黏粒组分的比例降低, 而 2~0.25、0.25~0.053 mm 水稳性团聚体的比例增加, 导致水稳性团聚体的平均重量直径降低; 随硫酸铝施用量的增加, 上述规律性通常表现得更为明显, 但 900, 1 400 kg/hm² 硫酸铝用量间通常没有明显的差异。说明硫酸铝施用能降低土壤碱性和盐分含量, 同时有助于提高土壤有机碳含量并改善其品质, 是快速改良和培肥苏打盐碱土的有效方式; 但值得注意的是, 硫酸铝单独施用不利于土壤结构性的改善, 还需要与其他改良措施配合使用。

关键词: 硫酸铝; 土壤改良; 土壤有机碳; 土壤团聚体; 苏打盐碱土

中图分类号: S156.4

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2020)02-0325-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2020.02.046

Effects of Aluminium Sulphate on Rapid Amelioration and Fertility Improvement of Newly Reclaimed Soda Saline-alkali Paddy Field

MA Yutao, YUAN Baifei, ZHANG Peng, WANG Yong, LI Cuilan, ZHANG Jinjing

(Key Laboratory of Soil Resource Sustainable Utilization for Commodity Grain Bases of Jilin Province, College of Resource and Environmental Science, Jilin Agricultural University, Changchun 130118)

Abstract: The effects of aluminium sulphate (0, 300, 500, 900 and 1 400 kg/hm²) application on the rapid amelioration and fertility improvement of newly reclaimed soda saline-alkali paddy field were studied through a field experiment. Compared with the control treatment without aluminium sulphate, the pH value, total salt content, exchangeable sodium, cation exchange capacity, alkalinity, CO₃²⁻, Ca²⁺, K⁺, Na⁺, water soluble organic carbon (C), aromatic C, carbonyl C, ratios of alkyl carbon/O-alkyl C and hydrophobic C/hydrophilic C, proportions of >2 mm water-stable aggregates and <0.053 mm silt plus clay fractions, and mean weight diameter of water-stable aggregates in soil generally declined, while SO₄²⁻, (CO₃²⁻ + HCO₃⁻)/(Cl⁻ + SO₄²⁻) ratio, total organic C, humic acid C, fulvic acid C, humin C, organic C associated with various water-stable aggregate size fractions, alkyl C, O-alkyl C, aliphatic C/aromatic C ratio, proportions of 2~0.25 mm and 0.25~0.053 mm water-stable aggregates increased after the application of aluminium sulphate. The above effects were generally more obvious with the increase of aluminium sulphate application rates, but the differences between 900 and 1 400 kg/hm² application rates were generally not statistically significant. The above results suggested that the application of aluminium sulfate could decline soil alkalinity and salinity, increase soil organic C contents and improve its quality, which was thus an effective way for the rapid amelioration and fertility improvement of soda saline-alkali soil. However, it is noteworthy that the

收稿日期: 2019-08-09

资助项目: 国家重点研发计划项目(2017YFD0300608)

第一作者: 马玉涛(1995—), 女, 硕士研究生, 主要从事土壤改良研究。E-mail: 1600963970@qq.com

通信作者: 张晋京(1972—), 男, 博士, 教授, 主要从事土壤化学研究。E-mail: zhangjinjing@126.com

application of aluminium sulfate alone is not beneficial to the improvement of soil structure, and it is necessary to combine aluminium sulfate with other amelioration measures.

Keywords: aluminium sulphate; soil amelioration; soil organic carbon; soil aggregates; soda saline-alkali soil

随着我国城镇化和工业化进程的加快,合理开发和利用耕地后备资源已成为提升耕地数量和质量的重要措施^[1]。作为主要的耕地后备资源,盐碱土的开发和利用已受到了国内外学者^[2-3]的广泛关注。东北地区是我国重要的商品粮生产基地,其中松嫩平原西部又是世界三大苏打盐碱土集中分布区之一,总面积约 $3.42 \times 10^6 \text{ hm}^2$ ^[4]。在未来全球气候变暖日益加剧的情景下,土壤盐渍化问题还将日趋明显^[5]。因此,合理地开发和利用苏打盐碱土,对于保障国家粮食安全、保持耕地总量平衡以及促进农业可持续发展都具有重要意义。

不同于其他的滨海或内陆盐碱土,苏打盐碱土的盐分以碳酸钠和碳酸氢钠为主,表现为土壤的碱性强、理化性质恶劣、肥力低下^[6-7],从而限制了其在农业生产上的利用。大量的实践^[8-9]证明,种植水稻是改良苏打盐碱土最为有效的方式。但单一种稻(即不配合其它改良措施)的改良效果较慢,短时间内难以形成稳产水田,通常需要 5 年以上的时间才能达到当地常规稻田的产量,严重制约了农民开发盐碱地种稻的积极性^[10]。近年来的研究^[8,11]发现,化学改良剂硫酸铝可以通过快速改善土壤理化性质为水稻生长创造良好的环境条件(即“淡化表层”),因此,两者的配合使用有望成为吉林省西部苏打盐碱地开发利用的主要措施之一。然而,目前关于硫酸铝施用对苏打盐碱水田改良和培肥效果的研究,多采用人为控制的室内培养或温室盆栽试验^[12-14],难以准确反映机械化条件下的大田实际生产情况。

本研究通过田间试验,以表征土壤盐碱化程度的 pH、全盐量、可溶盐组成、碱化度以及表征土壤肥力的有机碳含量与化学组成、团聚体稳定性、腐殖质组成等作为指标,探讨施用硫酸铝对新开垦苏打盐碱水田的快速改良和培肥效果,为提高农民盐碱地种稻积极性,合理开发和利用盐碱地资源提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验地点位于吉林省白城市镇赉县东屏镇西力吐村,土壤类型为苏打盐碱土。选择基本无植被覆盖的地块作为田间试验区,在试验区范围内随机采集 10 个样点的表层(0—20 cm)土壤样品,测得其平均 pH、全盐量和有机碳含量分别为 (10.4 ± 0.19) , $(0.31 \pm 0.12)\%$ 和 $(4.43 \pm 0.81) \text{ g/kg}$ 。

田间试验开始于 2018 年 4 月,共设置硫酸铝施用量分别为 0, 300, 500, 900, 1 400 kg/hm^2 的 5 个处

理。为了便于水稻生产的全程机械化操作,本研究采用大区试验,每个大区面积为 600 m^2 ,随机排列,大区之间筑土埂隔离,同时挖排水沟以利于排水,试验期间的排灌条件均保持一致。化肥采用市售的复合肥(N:P₂O₅:K₂O 为 26:11:11)、硫酸铵和硫酸钾,施用量为 N 肥 274 kg/hm^2 ,P 肥 24 kg/hm^2 和 K 肥 65 kg/hm^2 ,其中复合肥均作为底肥施用;硫酸铵的 75% 作为底肥施用,其余 25% 作为追肥施用;而硫酸钾全部作为追肥施用。

9 月下旬水稻成熟后,在每个大区内随机选取 5 个样点,每个样点收获 1 m^2 的水稻植株样品,脱粒后称重,并折算成含水量 14% 的产量;同时,为了进行统计分析,将每个大区划分成面积大致相等的 3 个小区,在每个小区内按对角线法采集 5 个样点的土样,混合后作为 1 个样品,采样深度为表层 0—20 cm。将风干至可塑状态的土样,用手沿着自然裂隙轻轻掰开并通过 10 mm 筛,待土样完全风干后分成两部分:一部分用于团聚体分析;另一部分继续过 2, 0.25 mm 筛,用于其他土壤性质分析。

1.2 测定方法

土壤的 pH、全盐量、交换性钠、阳离子交换量、可溶盐组成和有机碳含量均采用常规方法^[15]测定,其中 pH 采用电位法测定,全盐量采用电导法测定,交换性钠采用乙酸铵—氢氧化铵交换—火焰光度法,阳离子交换量采用乙酸钠—火焰光度法测定,可溶盐组成采用中的 CO_3^{2-} 和 HCO_3^- 离子采用电位滴定法、 Cl^- 离子采用硝酸银滴定法、 SO_4^{2-} 离子采用 EDTA 间接滴定法、 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 离子采用 EDTA 络合滴定法、 K^+ 和 Na^+ 离子采用火焰光度法测定,有机碳含量采用高温外热重铬酸钾氧化—容量法测定;腐殖质组成采用腐殖质组成修改法^[16]测定;水稳性团聚体的分离采用湿筛法^[17],分离出 $> 2 \text{ mm}$ 大团聚体、 $2 \sim 0.25 \text{ mm}$ 大团聚体、 $0.25 \sim 0.053 \text{ mm}$ 微团聚体和 $< 0.053 \text{ mm}$ 粉黏粒组分共 4 个粒级;有机碳的化学组成采用固态碳—¹³C 交叉极化磨角自旋核磁共振(¹³C CPMAS NMR)波谱法测定,所用仪器为瑞士 Bruker AVANCE III 400 WB 型固体超导核磁共振波谱仪^[18]。

1.3 统计分析

数据统计分析采用 DPS 7.05 软件。利用单因素方差分析比较各处理平均值间的差异显著性, LSD 法进行多重比较,显著性水平为 $P < 0.05$ 。

2 结果与分析

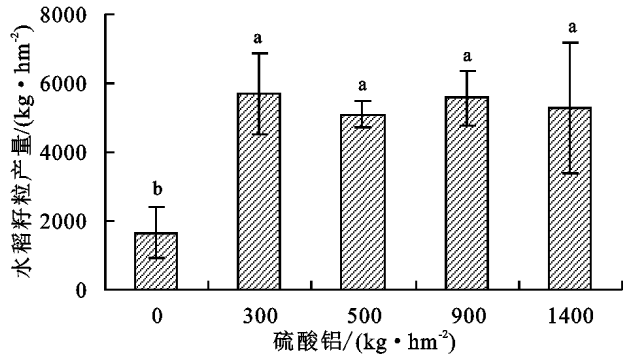
2.1 硫酸铝对水稻产量的影响

由图 1 可知,与未施用硫酸铝的对照处理相比,施用硫酸铝后水稻籽粒产量显著增加,但不同用量硫酸铝之间则没有表现出显著的差异。

2.2 硫酸铝对苏打盐碱土的改良效果

由表 1 可知,与未施用硫酸铝的对照处理相比,施用硫酸铝后土壤的 pH、全盐量、交换性钠、阳离子交换量和碱化度均降低。随硫酸铝用量的提高,各指标进一步趋于降低。除 pH 和交换性钠,900,1 400 kg/hm²硫酸铝用量的全盐量、阳离子交换量和碱化

度均无显著差异。



注:不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同。

图 1 硫酸铝对水稻产量的影响

表 1 硫酸铝对苏打盐碱土 pH、全盐量、交换性钠、阳离子交换量和碱化度的影响

硫酸铝/ (kg·hm ⁻²)	pH	全盐量/ %	交换性钠/ (coml·kg ⁻¹)	阳离子交换量/ (coml·kg ⁻¹)	碱化度/ %
0	10.00±0.23a	0.30±0.04a	7.79±0.56a	15.0±0.42a	52.1±3.15a
300	9.77±0.35ab	0.17±0.05b	5.41±0.39c	14.4±0.85a	37.6±3.69c
500	9.83±0.14ab	0.16±0.01b	6.66±0.62b	14.9±0.28a	44.8±4.96b
900	9.57±0.11b	0.14±0.02b	4.88±0.30c	14.2±1.71a	34.5±2.55cd
1400	9.16±0.06c	0.13±0.01b	3.85±0.38d	13.3±0.61a	29.1±3.49d

注:同列不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05)。下同。

从表 2 可以看出,与未施用硫酸铝的对照相比,施用硫酸铝后 CO₃²⁻、Ca²⁺、K⁺、Na⁺ 离子含量通常降低,SO₄²⁻ 离子含量增加,而 HCO₃⁻、Cl⁻ 和 Mg²⁺ 离子含量则没有显著变化,从而使得(CO₃²⁻ + HCO₃⁻)/(Cl⁻ +

SO₄²⁻)比值降低。

随硫酸铝用量的提高,上述规律性通常表现得更为明显,但 900,1 400 kg/hm²硫酸铝用量间则没有表现出显著的差异。

表 2 硫酸铝对苏打盐碱土可溶盐组成的影响

硫酸铝/ (kg·hm ⁻²)	CO ₃ ²⁻ / (coml·kg ⁻¹)	HCO ₃ ⁻ / (coml·kg ⁻¹)	Cl ⁻ / (coml·kg ⁻¹)	SO ₄ ²⁻ / (coml·kg ⁻¹)	Ca ²⁺ / (coml·kg ⁻¹)	Mg ²⁺ / (coml·kg ⁻¹)	K ⁺ / (coml·kg ⁻¹)	Na ⁺ / (coml·kg ⁻¹)	(CO ₃ ²⁻ + HCO ₃ ⁻)/ (Cl ⁻ + SO ₄ ²⁻)
0	0.54a	0.68a	0.09a	0.48b	0.45ab	0.38a	1.01a	4.93a	2.21a
300	0.33b	0.70a	0.11a	0.51b	0.48a	0.25a	0.49b	1.67c	1.75ab
500	0.54a	0.60a	0.09a	0.54b	0.42abc	0.40a	0.50b	2.74b	1.87ab
900	0.30bc	0.71a	0.10a	0.60ab	0.37bc	0.36a	0.12c	1.89c	1.44bc
1400	0.19c	0.70a	0.09a	0.74a	0.33c	0.34a	0.02c	1.45c	1.09c

2.3 硫酸铝对苏打盐碱土的培肥效果

2.3.1 硫酸铝对苏打盐碱土有机碳及腐殖质碳含量的影响 由表 3 可知,与未施用硫酸铝的对照处理相比,施用硫酸铝后土壤有机碳、胡敏酸碳、富里酸碳和胡敏素碳含量均显著增加,而水溶性有机碳含量则显

著降低,胡敏酸碳/富里酸碳比值也显著增加。随硫酸铝用量的提高,上述规律性表现得更为明显,其中 900,1 400 kg/hm²硫酸铝用量的水溶性有机碳含量没有表现出显著的差异。

表 3 硫酸铝对苏打盐碱土有机碳及腐殖质碳含量的影响

硫酸铝/ (kg·hm ⁻²)	土壤有机碳/ (g·kg ⁻¹)	水溶性碳/ (g·kg ⁻¹)	胡敏酸碳/ (g·kg ⁻¹)	富里酸碳/ (g·kg ⁻¹)	胡敏素碳/ (g·kg ⁻¹)	胡敏酸碳/ 富里酸碳
0	6.40±0.13e	0.67±0.07a	0.38±0.03e	0.53±0.05e	4.82±0.18e	0.71±0.00c
300	9.40±0.17d	0.50±0.04b	1.21±0.04d	1.47±0.03d	6.22±0.13d	0.83±0.02b
500	11.20±0.55c	0.47±0.03bc	1.32±0.00c	1.58±0.02c	7.82±0.60c	0.83±0.01b
900	12.50±0.09b	0.41±0.02cd	1.47±0.03b	1.77±0.04b	8.90±0.17b	0.83±0.01b
1400	13.60±0.07a	0.35±0.02d	1.87±0.03a	1.91±0.04a	9.51±0.07a	0.98±0.02a

2.3.2 硫酸铝对苏打盐碱土水稳性团聚体组成的影响 由图 2 可知,不同粒级团聚体之间,除 1 400 kg/

hm²硫酸铝用量的处理外,其余各处理都是以>2 mm 大团聚体的比例最高。从其余 3 个粒级所占比

例来看,在未施用硫酸铝条件下以 2~0.25 mm 大团聚体的比例最低,其次为 0.25~0.053 mm 微团聚体,<0.053 mm 粉黏粒组分的比例最高;而施用硫酸铝后则呈现相反的变化规律,即 2~0.25 mm 大团聚体的比例最高,其次为 0.25~0.053 mm 微团聚体,<0.053 mm 粉黏粒组分的比例最低。

与未施用硫酸铝的对照处理相比,施用硫酸铝后>2 mm 大团聚体和<0.053 mm 粉黏粒组分的比例降

低,而 2~0.25 mm 大团聚体和 0.25~0.053 mm 微团聚体的比例增加,从而使得团聚体的平均重量直径降低。随硫酸铝用量的提高,>2 mm 大团聚体和<0.053 mm 粉黏粒组分的比例进一步趋于降低,而 2~0.25 mm 大团聚体和 0.25~0.053 mm 微团聚体的比例进一步趋于增加,这导致团聚体的平均重量直径也趋于降低。除 2~0.25 mm 大团聚体外,其余各粒级团聚体的比例在硫酸铝用量为 900,1 400 kg/hm²时均没有显著的差异。

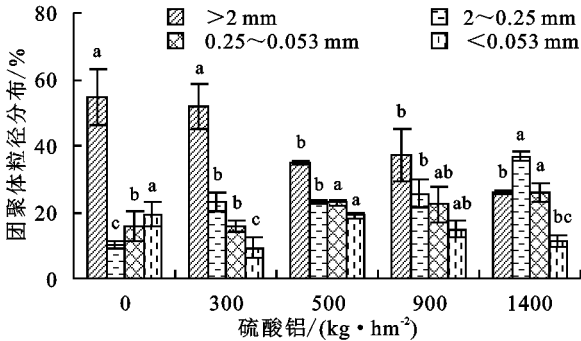
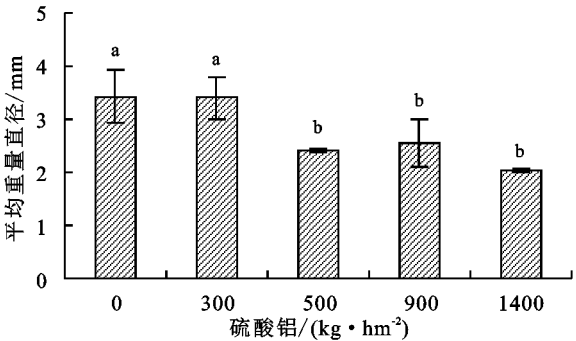


图 2 硫酸铝对苏打盐碱土水稳性团聚体粒径分布及平均重量直径的影响



2.3.3 硫酸铝对苏打盐碱土水稳性团聚体有机碳含量的影响 由图 3 可见,不同粒级团聚体之间,<0.053 mm 粉黏粒组分的有机碳含量最高,其次为 2~0.25,>2 mm 大团聚体的有机碳含量,而 0.25~0.053 mm 微团聚体的有机碳含量最低。

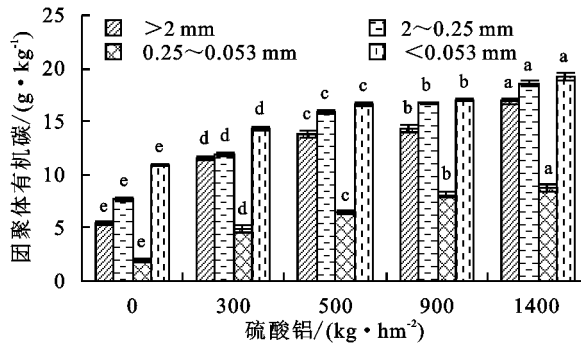
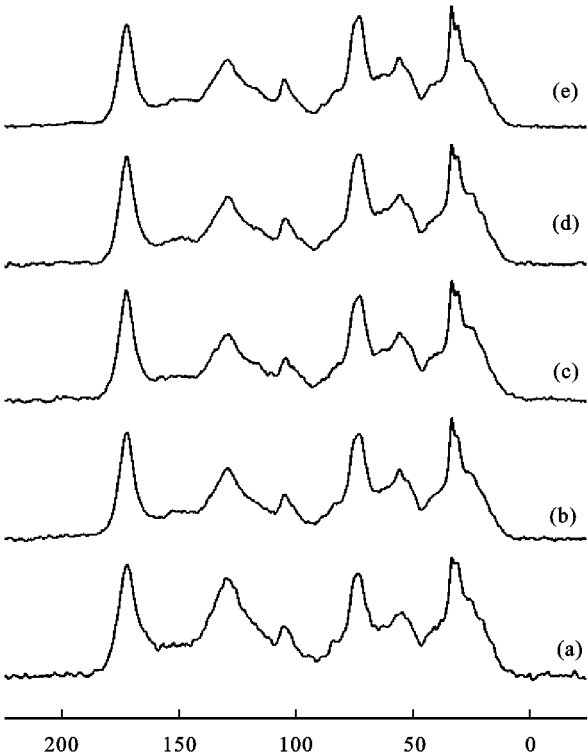


图 3 硫酸铝对苏打盐碱土水稳性团聚体有机碳含量的影响 与未施用硫酸铝的对照处理相比,施用硫酸铝后各粒级团聚体的有机碳含量均显著增加;随硫酸铝用量的提高,各粒级团聚体的有机碳含量进一步增加,并且各处理间差异均达到显著性水平。

2.3.4 硫酸铝对苏打盐碱土有机碳化学组成的影响 由图 4 可知,所有处理的固态¹³C NMR 波谱的谱形相似,说明其具有相似的官能团组成。这些有机官能团包括烷基碳(δ_c 0~50)、烷氧碳(δ_c 50~110)、芳香碳(δ_c 110~160)和羰基碳(δ_c 160~190),其中烷氧碳又可进一步细分为甲氧基碳(δ_c 50~60)、碳水化合物碳(δ_c 60~95)和双烷氧碳(δ_c 95~110),芳香碳又可进一步细分为芳基碳(δ_c 110~145)和酚基碳(δ_c 145~160)。

另一方面,不同处理有机碳官能团的相对比例有所不同。半定量分析结果(图 5)表明,各处理均以烷

氧碳的比例最高,而羰基碳的比例最低。与未施用硫酸铝的对照处理相比,施用硫酸铝后烷基碳和烷氧碳的比例增加,而芳香碳和羰基碳的比例降低,使得烷基碳/烷氧碳和疏水碳/亲水碳比值降低而脂族碳/芳香碳比值增加;随硫酸铝用量的提高,烷基碳和烷氧碳的比例趋于增加,而芳香碳和羰基碳的比例趋于降低,但烷基碳/烷氧碳、疏水碳/亲水碳和脂族碳/芳香碳比值的变化不明显。



注:(a)0 kg/hm²;(b)300 kg/hm²;(c)500 kg/hm²;(d)900 kg/hm²;(e)1 400 kg/hm²。

图 4 硫酸铝对苏打盐碱土固态¹³C NMR 波谱的影响

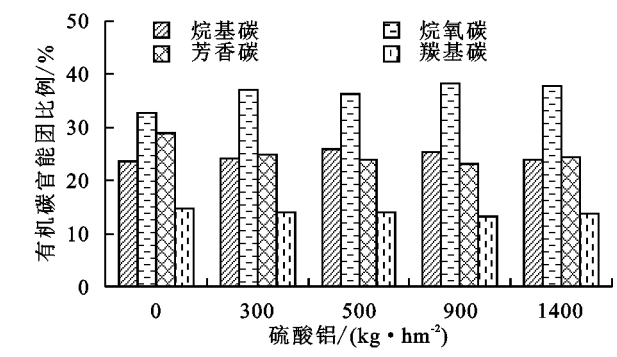
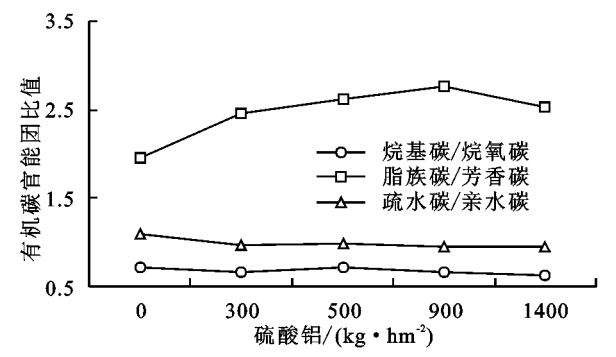


图 5 硫酸铝对苏打盐碱土有机碳化学组成的影响

3 讨论

本试验结果表明,施用硫酸铝降低了苏打盐碱土的盐碱化程度(表 1),同时还伴随着可溶盐组成类型由苏打型向硫酸盐型的转变(表 2),这些与以往的研究结果^[8,12]是一致的。其主要原因可归纳为:第一,当硫酸铝施入土壤后,Al³⁺ 经由水解作用生成大量的 H⁺ 离子,这些 H⁺ 离子可以中和土壤中的 OH⁻ 离子,使土壤的 pH 降低^[8];同时,这些 H⁺ 离子还能促进碳酸盐的溶解,经溶解后释放出 Ca²⁺、Mg²⁺ 离子可以将土壤胶体上吸附的 Na⁺ 离子交换至土壤溶液中,再通过排水作用将交换下来的 Na⁺ 离子以及其他盐分离子排出土体之外,从而降低土壤的碱性和盐分含量^[11];伴随着碳酸盐的溶解和 SO₄²⁻ 离子的加入,使得土壤溶液中盐分组成发生了由苏打型向硫酸盐型的转变。第二,施入硫酸铝后,土壤中水稳性大团聚体(2~0.25 mm)和微团聚体(0.25~0.053 mm)的比例增加(图 2),这些水稳性团聚体结构的形成在一定程度上有利于改善土壤的孔隙性质^[19],使得土壤溶液中的 Na⁺ 及其他盐分离子更容易随着渗透水流被排出土体之外,从而降低土壤的盐碱化程度。第三,施入硫酸铝后,土壤中腐殖酸(即胡敏酸和富里酸)的含量显著增加(表 3),腐殖酸分子中的羧基和酚羟基等酸性官能团经解离作用释放出 H⁺ 离子,不仅能够起到中和土壤中 OH⁻ 离子的作用^[20],而且可以与 Na⁺、K⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 等盐分离子发生交换反应,起到降低土壤盐碱化程度的作用;此外,腐殖酸能够与土壤中的阳离子结合,形成腐殖酸—腐殖酸盐缓冲体系,起到调节土壤酸碱度的作用^[21],硫酸铝低用量(300~500 kg/hm²)条件下 pH 差异不显著,这可能与土壤缓冲能力较强有关。以往的研究^[22]也发现,与老水田相比,新开垦苏打盐碱水田对酸具有更强的缓冲能力。

本研究结果表明,施用硫酸铝降低了苏打盐碱土水溶性有机碳的含量(表 3),这可能是由于部分有机碳组分的水溶性很强,容易通过排水措施或渗透水流被排出土体之外;另外,也可能由于硫酸铝施用降低



了土壤的盐碱化程度,使得土壤微生物数量^[12]和多样性增加^[23],从而提高易分解水溶性有机碳的降解速率。与水溶性有机碳含量的变化规律不同,施用硫酸铝后增加了苏打盐碱土腐殖质组分的含碳量(表 3),这主要是由于硫酸铝经水解形成的羟基铝离子、溶胶氢氧化铝、无定性氢氧化铝等产物可以与蒙脱石形成复合物,并通过阳离子键桥、氢键合、氢氧化物键桥的等机制对腐殖酸进行吸附的缘故^[24]。一般来说,土壤腐殖质通常占土壤有机质的 90% 以上。因此,腐殖质含碳量的增加也导致土壤总有机碳含量的增加。此外,与以往室内培养试验的研究结果^[14]一致,本研究也发现,施用硫酸铝后土壤的胡敏酸/富里酸比值显著增加(表 3),说明施用硫酸铝更有利于胡敏酸组分的形成,其原因可能是由于富里酸比胡敏酸具有更强的水溶性,富里酸更容易随水流被排出土体之外或者被微生物所分解;也可能是由于蒙脱石—羟基铝复合物对胡敏酸比对富里酸具有更强的固定能力的缘故。

本研究中,施用硫酸铝降低土壤中粉黏粒组分(<0.053 mm)的比例,粉黏粒组分通过腐殖酸、根系分泌物等的胶结作用^[18]团聚化形成粒径更大的大团聚体(2~0.25 mm)和微团聚体(0.25~0.053 mm),使得这些团聚体的比例增加(图 2);但同时也发现,单施硫酸铝并不利于更大粒径(即>2 mm)的水稳性大团聚体的形成,导致最终降低土壤水稳性团聚体的平均重量直径(图 2)。一般认为,平均重量直径是评价土壤团聚体稳定性的重要指标^[18,25],硫酸铝单独施用对于土壤结构性的改善是不利的。以往的研究^[26]指出,施用有机物料(如牲畜粪肥、作物秸秆等)有利于稻田土壤大粒径团聚体的形成和团聚体稳定性的提高。因此,建议在生产实践中,将硫酸铝与其他有机物料配合使用,进一步改善土壤结构性,这将更有利于苏打盐碱土的改良和肥力提升。

土壤有机质是土壤肥力的基础,土壤肥力的高低不仅取决于土壤有机碳的数量,而且还取决于其质量(即化学组成特征)。目前,关于硫酸铝施用对苏打盐碱土有机碳化学组成的影响尚未见报道。本研究结

果指出,施用硫酸铝后苏打盐碱土的烷基碳/烷氧碳和疏水碳/亲水碳比值降低,而脂族碳/芳香碳比值增加(图 5)。一般认为,烷基碳/烷氧碳、疏水碳/亲水碳和脂族碳/芳香碳比值分别表征土壤的烷基化、疏水性和脂族化程度,上述比值越高,说明土壤的烷基化、疏水性和脂族化程度也越高^[18]。因此,施用硫酸铝后土壤的烷基化和疏水性程度降低,而脂族化程度提高。一方面,烷基化程度能够作为表征土壤质量的指标,烷基化程度降低表明土壤质量得到提升^[25];另一方面,土壤疏水性程度与团聚体稳定性密切相关,疏水化程度降低不利于团聚体稳定性的提高^[27],这也解释了前述施用硫酸铝导致团聚体平均重量直径降低的内在原因。以上有机碳化学组成的结果,从分子水平上进一步揭示了硫酸铝对苏打盐碱土的改良和培肥机理。

值得注意的是,本研究只探讨施用硫酸铝对新开垦苏打盐碱水田的快速改良和培肥效果,所得结果还需要通过长期实践和更多试验的进一步验证。

4 结论

(1)施入硫酸铝后,土壤的 pH、全盐量、交换性钠、碱化度、 CO_3^{2-} 、 Ca^{2+} 、 K^{+} 和 Na^{+} 离子含量降低, SO_4^{2-} 离子含量增加,而 HCO_3^{-} 、 Cl^{-} 、 Mg^{2+} 离子含量则没有显著的变化,使得 $(\text{CO}_3^{2-} + \text{HCO}_3^{-})/(\text{Cl}^{-} + \text{SO}_4^{2-})$ 比值下降。

(2)施入硫酸铝后,土壤有机碳、胡敏酸碳、富里酸碳、胡敏素碳及各粒径水稳性团聚体有机碳含量均显著增加,而水溶性有机碳含量则显著降低;土壤中 $>2\text{ mm}$ 水稳性团聚体和 $<0.053\text{ mm}$ 粉黏粒组分比例降低,而 $2\sim0.25,0.25\sim0.053\text{ mm}$ 水稳性团聚体的比例增加,使水稳性团聚体的平均重量直径降低。

(3)施入硫酸铝后,土壤的烷基化和疏水性程度降低,而脂族化程度提高,使土壤有机质的质量得到了提升。

(4)施用硫酸铝能够在短期内降低苏打盐碱土的盐碱化程度,可溶盐组成类型由苏打型向硫酸盐型转变,同时还能够提高土壤有机碳的含量以及改善土壤有机碳的品质。

(5)在今后的生产实践中,建议将硫酸铝与其他有机物料配合施用,以利于土壤结构性的改善。

参考文献:

[1] 张小丹,张俊梅,吴克宁,等.河北怀来县耕地后备资源质量评价及宜开发时序研究[J].土壤通报,2018,49(5): 1041-1047.

[2] Pretty J, Sutherland W J, Ashby J, et al. The top 100 questions of importance to the future of global agricul-

ture[J]. International Journal of Agricultural Sustainability, 2010, 8: 219-236.

[3] “10000 个科学难题”农业科学编委会. 10000 个科学难题[M]. 北京: 科学出版社, 2011.

[4] 张唤, 黄立华, 李洋洋, 等. 东北苏打盐碱地种稻研究与实践[J]. 土壤与作物, 2016, 5(3): 191-197.

[5] 李建国, 濮励杰, 朱明, 等. 土壤盐渍化研究现状及未来研究热点[J]. 地理学报, 2012, 67(9): 1233-1245.

[6] 张璐, 黄立华. 淹水在苏打盐碱土形成过程中的作用: 苏打盐碱土形成原因的探讨[J]. 土壤与作物, 2018, 7(4): 365-373.

[7] Ren J H, Li X J, Zhao K, et al. Quantitative research on the relationship between salinity and crack length of soda saline-alkali soil [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2019, 28(2): 823-832.

[8] 赵兰坡, 王宇, 冯君, 等. 松嫩平原盐碱地改良利用: 理论与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2013.

[9] 苑佰飞, 马玉涛, 包岩, 等. 水稻种植对吉林省西部苏打盐碱土改良培肥效果[J]. 水土保持学报, 2019, 33(3): 320-326.

[10] 张梅. 吉林省西部苏打盐碱土种稻改良机理与生产关键技术研究[D]. 长春: 吉林农业大学, 2015.

[11] 赵兰坡, 冯君, 王宇, 等. 松嫩平原盐碱地种稻开发的理论与技术问题[J]. 吉林农业大学学报, 2012, 34(3): 237-241.

[12] 马巍. 苏打盐碱地水田施肥模型及硫酸铝适宜施用量的研究[D]. 长春: 吉林农业大学, 2011.

[13] 朱孟龙. 稻草及硫酸铝添加对苏打盐碱土有机质含量及其组成的影响[D]. 长春: 吉林农业大学, 2015.

[14] Zhao X M, Zhu M L, Guo X X, et al. Organic carbon content and humus composition after application aluminum sulfate and rice straw to soda saline-alkaline soil [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26: 13746-13754.

[15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[16] Zhang J, Wang L B, Li C L. Humus characteristics after maize residues degradation in soil amended with different copper concentrations[J]. Plant, Soil and Environment, 2010, 56: 120-124.

[17] Cambardella C A, Elliott E T. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57: 1071-1076.

[18] Zhang J J, Wei Y X, Liu J Z, et al. Effects of maize straw and its biochar application on organic and humic carbon in water-stable aggregates of a Mollisol in Northeast China: A five-year field experiment[J]. Soil and Tillage Research, 2019, 190: 1-9.

ty guidelines for freshwater ecosystems[J].Archives of Environmental Contamination and Toxicology,2000,39(1):20-31.

[16] 鄢明才,迟清华,顾铁新,等.中国各类沉积物化学元素平均含量[J].物探与化探,1995,19(6):468-472.

[17] 中华人民共和国生态环境部.GB 15618—2018 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准[S].北京:中国环境科学出版社,2018.

[18] Müller G. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine river[J].GeoJournal,1969,2(3):108-118.

[19] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach [J]. Water Research,1980,14(8):975-1001.

[20] 徐争启,倪师军,庾先国,等.潜在生态危害指数法评价中重金属毒性系数计算[J].环境科学与技术,2008,31(2):112-115.

[21] 曾维特,杨永鹏,张东强,等.海南岛北部海湾沉积物重金属来源、分布主控因素及生态风险评价[J].环境科学,2018,39(3):1085-1094.

[22] 田莉萍,孙志高,王传远,等.调水调沙工程黄河口近岸沉积物重金属和砷含量的空间分布及其生态风险评估[J].生态学报,2018,38(15):5529-5540.

[23] Liu Z F, Liu Q S, Torrent J, et al. Testing the magnetic proxy XFD/HIRM for quantifying paleoprecipitation in modern soil profiles from Shaanxi Province, China[J].Global and Planetary Change,2013,110:368-378.

[24] Rachwał M, Kardel K, Magiera T, et al. Application of magnetic susceptibility in assessment of heavy metal contamination of Saxonian soil (Germany) caused by industrial dust deposition[J].Geoderma,2017,295:10-21.

[25] Ji H B, Ding H J, Tang L, et al. Chemical composition and transportation characteristic of trace metals in suspended particulate matter collected upstream of a metropolitan drinking water source, Beijing[J].Journal of Geochemical Exploration,2016,169:123-136.

[26] 杨超,杨振东,聂玉伦,等.北运河表层沉积物对重金属 Cu、Pb、Zn 的吸附[J].环境工程学报,2012,6(10):3438-3442.

[27] Sun Z G, Mou X J, Tong C, et al. Spatial variations and bioaccumulation of heavy metals in intertidal zone of the Yellow River estuary, China[J].Catena,2015,126:43-52.

[28] 黎静,孙志高,田莉萍,等.黄河尾间河道及河口区水体与悬浮颗粒物重金属和砷沿程分布及生态风险[J].生态学报,2019,39(15):5494-5507.

[29] Abubakar U S, Zulkifli S Z, Ismail A. Heavy metals bioavailability and pollution indices evaluation in the mangrove surface sediment of Sungai Puloh, Malaysia [J].Environmental Earth Sciences,2018,77: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7399-1>.

[30] 马振东,张德存,闭向阳,等.武汉沿长江、汉江 Cd 高值带成因初探[J].地质通报,2005,24(8):740-743.

[31] Chen W F, Zhang J H, Zhang X M, et al. Investigation of heavy metal (Cu, Pb, Cd, and Cr) stabilization in river sediment by nano-zero-valent iron/activated carbon composite[J].Environmental Science and Pollution Research,2016,23(2):1460-1470.

[32] 杨艳芳,李井海,杨天宇,等.芜湖市龙窝湖湿地土壤重金属污染特征及潜在生态风险评价[J].城市环境与城市生态,2013,26(2):10-13.

[33] 杨淑英,刘晓红,张增强,等.杨凌城市生活垃圾中重金属元素的污染特性分析[J].农业环境科学学报,2005,24(1):148-153.

[34] 王荔娟,于瑞莲,胡恭任,等.晋江感潮河段表层沉积物重金属污染特征[J].华侨大学学报(自然科学版),2008,29(1):148-151.

[35] 林承奇,胡恭任,于瑞莲,等.九龙江近岸表层沉积物重金属污染评价及来源解析[J].中国环境科学,2016,36(4):1218-1225.

(上接第 330 页)

[19] Sun F F, Lu S G. Biochars improve aggregate stability, water retention, and pore-space properties of clayey soil[J].Journal of Plant Nutrition and Soil Science,2014,177:26-33.

[20] Motojima H, Yamada P, Irie M, et al. Amelioration effect of humic acid extracted from solubilized excess sludge on saline-alkali soil[J].Journal of Material Cycles and Waste Management,2012,14:169-180.

[21] 王倩姿,王玉,孙志梅,等.腐植酸类物质的施用对盐碱地的改良效果[J].应用生态学报,2019,30(4):1227-1234.

[22] 杨宁,姜亦梅,赵兰坡.吉林省西部不同利用方式苏打盐碱土的缓冲性能研究[J].中国农学通报,2010,26(18):196-200.

[23] 汪顺义,冯浩杰,王克英,等.盐碱地土壤微生物生态特性研究进展[J].土壤通报,2019,50(10):233-239.

[24] 胡宁.蒙脱石-羟基铝复合物对腐殖酸的吸附特征研究[D].长春:吉林农业大学,2014.

[25] Zhang J J, Cao Z Y, Feng G Z, et al. Effects of integrated soil-crop system management on soil organic carbon characteristics in a Primosol in Northeast China [J].Pedosphere,2017,27(5):957-967.

[26] Mitran T, Mani P K, Bandyopadhyay P K, et al. Effects of organic amendments on soil physical attributes and aggregate-associated phosphorus under long-term rice-wheat cropping[J].Pedosphere,2018,28:823-832.

[27] Vogelmann E S, Reichert J M, Prevedello J, et al. Can occurrence of soil hydrophobicity promote the increase of aggregates stability? [J].Catena,2013,10:24-31.