

干旱区土壤剖面无机碳分布及其与盐碱性的关系

雒琼^{1,2,3}, 王玉刚^{1,2}, 邓彩云^{1,2,3}, 马健^{1,2}

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所, 荒漠与绿洲生态国家重点实验室, 乌鲁木齐 830011;

2. 中国科学院阜康荒漠生态系统国家野外科学观测站, 新疆 阜康 831505; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 土壤无机碳作为干旱区土壤碳库的主要存在形式, 其数量分布影响着区域内土壤剖面碳聚积和存储的格局。以往由于缺乏深层土壤剖面数据, 无法准确量化土壤剖面碳分布与碳存储特征, 使得土壤无机碳的数量存在很大的不确定性。以三工河流域典型的农田和相邻荒地土壤作为研究对象, 共6个剖面190个采样点, 挖掘取样深度至潜层地下水位, 分析了剖面土壤无机碳(SIC)和可溶性盐离子的分布特征, 并且通过冗余分析探究无机碳与土壤盐碱性之间的相互关系。结果表明: (1) 农田的SIC含量显著大于荒地的SIC含量($p < 0.05$), 相比于荒地, 农田的SIC含量增加了27.9%, 变化范围增大了3.66倍; 荒地和农田的SIC含量在剖面上分别表现为“S”形和“M”形分布。(2) 在整个剖面上, 同层次的农田土壤中的可溶性离子含量显著小于荒地中的含量($p < 0.05$), 并且在剖面上分布荒地表现为增加—减少趋势, 而农田为逐渐减小趋势, 表明农业活动显著改变了可溶性离子的数量和分布特征。(3) 所有剖面土壤无机碳储量为0—100 cm土层<100—300 cm土层<300 cm以下土层($p < 0.05$), 虽然层次间其数值差异较大, 但在相同层次, 农田和荒地的土壤无机碳储量所占比例却基本相同, 为10%, 35%, 55% ($p < 0.05$)。 (4) 通过冗余分析得到土壤盐碱性因素对SIC的贡献作用排序, 正相关性, $\text{pH} > \text{ESP} > \text{SAR} > \text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^-$; 负相关性, $\text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{盐分} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+$ 。

关键词: 土地利用; 土壤无机碳; 碳储量; 土壤盐分; 土壤可溶性盐离子; 冗余分析

中图分类号: S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2017)05-0240-07

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2017.05.37

Distribution of Inorganic Carbon in Soil Profile and Its Relationship with Soil Saline-alkali Property in Arid Area

LUO Qiong^{1,2,3}, WANG Yugang^{1,2}, DENG Caiyun^{1,2,3}, MA Jian^{1,2}

(1. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011; 2. National Fukang Desert Ecosystem Field Science Observation and Research Station, Chinese Academy of Sciences, Fukang, Xinjiang 831505; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049)

Abstract: Soil inorganic carbon is the main carbon form in arid area. Its distribution can affect the pattern of carbon accumulation and storage in the soil profile. Due to the lack of soil profile data in deep soil layer, the carbon distribution and carbon storage characteristics of soil profiles are hard to accurately quantify, so the amount of inorganic carbon in soil is uncertain. This research was conducted on two typical kinds of land (farmland and uncultivated land) in the Sangong River watershed of Xinjiang, China. Soil profiles were sampled from topsoil to deep soil until to near shallow groundwater, and a total of 190 samples were obtained in six soil profiles. The distribution characteristics of soil inorganic carbon (SIC) and soluble salt ion in the sampled soils were analyzed, and the relationship between inorganic carbon and soil salinity was studied by redundancy analysis. The results revealed the following: (1) the SIC content of farmland was significantly higher than that of the uncultivated land ($p < 0.05$), and the SIC content of farmland increased by 27.9%, the range of change increased by 3.66 times compared with uncultivated land. Besides, the SIC contents of profiles in the uncultivated land and farmland were exhibited a distribution of "S" type and "M" type, respectively. (2) The soluble salt ions content of the farmland was significantly lower than that of the uncultivated

收稿日期: 2017-04-20

资助项目: 新疆维吾尔自治区杰出青年科技创新人才培养项目(2014711009); 国家自然科学基金项目(41371200, 41671114); 中科院西部之光项目(2015-XBQN-A-06)

第一作者: 雒琼(1992—), 女, 硕士研究生, 主要从事干旱区土壤碳循环研究。E-mail: luojiong15@mails.ucas.ac.cn

通信作者: 王玉刚(1976—), 男, 博士, 副研究员, 主要从事干旱区物质循环研究。E-mail: wangyg@ms.xjb.ac.cn

land in the same soil layer ($p < 0.05$), and the distribution of soluble salt ions content in soil profile showed an increase-decrease trend in the uncultivated land, while a decrease trend in the farmland, and which indicated that the quantity and distribution characteristics of soluble salt ion content in soil profile were significantly changed by agricultural activities. (3) The reverse of soil inorganic carbon of all soil profiles followed the order of 0—100 cm soil layer $<$ 100—300 cm soil layer $<$ below 300 cm soil layer, and the values were significantly different among three soil layers, however, at same soil layer the proportions of soil inorganic carbon reverse were basically the same in uncultivated land and farmland, the values of three soil layers were 10%, 35% and 55%, respectively ($p < 0.05$). (4) The order of the contribution of soil salinization factors to SIC was get through the redundancy analysis, and positive correlation was listed in the order of $\text{pH} > \text{ESP} > \text{SAR} > \text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^-$, negative correlation was listed in the order of $\text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Salt} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+$.

Keywords: land use; soil inorganic carbon; carbon storage; soil salinity; soil soluble salt ion; redundancy analysis

土壤碳库由土壤无机碳库和有机碳库组成,作为陆地生态系统最大的碳库,同时也是与人类生活联系最紧密的碳库,国内外学者进行了大量不同土地利用方式下的土壤碳库特征以及影响因素的研究^[1-3],其中主要侧重于更新时间较短的有机碳库,而对于更新时间达上万年^[4]的无机碳库研究却相对较少^[5]。约占全球 40% 面积的干旱区,其无机碳库占到全球无机碳库的 92%^[6]。因此,干旱区土壤无机碳库是全球碳循环研究中重要的组成部分,其分布特征等相关研究是评价不同陆地生态系统碳循环的基础^[7]。

随着社会经济的发展,干旱区土地开发利用成为了显著事实^[8]。研究表明,在土地开发利用进程中,土壤中的碳释放和吸收固定都将发生相应的改变,这一改变会影响土壤碳库数量,最终显著改变陆地生态系统碳循环过程^[9-10]。在以往大部分的研究中通常使用 1 m 作为无机碳储量的估算深度,有些甚至不足 1 m^[3],但由于干旱区特有的气候特点,受蒸发作用影响的深度已超过 1 m^[11],因此以往的研究明显低估了区域土壤剖面的碳存储量^[12-13]。研究发现,干旱区灌溉过程中伴随的无机碳汇数量在全球可达每年 0.2 Pg C^[14],这在全球碳循环中具有重要作用。而灌溉作为干旱区防治次生盐渍化的主要手段,在不断改变土壤盐碱性的同时,也在逐步影响土壤无机碳的分布和存储。因此,探究无机碳和土壤盐碱性之间的相互关系有助于更好的认识盐碱土碳循环过程及其影响机制^[15]。三工河流域位于天山北麓中段,准噶尔盆地南缘,随着区域水土资源开发强度的增大,近年来该流域内一定数量的荒漠逐步转变为农业土地^[16],而伴随着土地利用类型转变而来的灌溉、耕作和施肥等农业措施逐渐改变土壤剖面无机碳和可溶性盐离子的分布,进一步改变了土壤碳吸收和固定的能力,从而最终影响盐碱土碳循环过程。本文通过研究三工河流域不同土地利用方式下的荒地及其对应位置的农田土壤剖面无机碳的分布特征,结合冗余分析手段探讨无机碳与土壤盐碱性的相互关系,不仅能

够深刻认识土壤盐分和碱度之间的作用机制,也望能够为精确估算区域碳储量提供可靠依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

新疆三工河流域位于准噶尔盆地南缘,新疆博格达峰北麓,地理坐标为 87°45′—88°20′ E, 43°20′—45°30′ N, 流域面积约为 942 km²。该区域气候属于典型的欧亚大陆干旱半干旱荒漠气候,夏季炎热冬季严寒,降水量少蒸发量大,日照时间长,昼夜温差大。流域内年平均气温为 6.6 °C,最高为 42.3 °C,最低为 -41.5 °C,多年平均降水约为 163 mm,多年平均潜在水面蒸发量约为 1 800 mm。地貌景观由南至北依次为山地、平原和荒漠区,属于典型的“山地—绿洲—荒漠”景观类型。流域绿洲由冲洪积扇老绿洲和冲、洪积平原新绿洲组成。老绿洲行政区划隶属阜康市,农业土地利用历史悠久、土壤相对肥沃。而新绿洲主要为六运湖农场和阜北农场,为 20 世纪 50—60 年代新垦区域。由于邻近古尔班通古特沙漠南缘,该区域土壤相对贫瘠并且盐渍化程度较重,其中中国科学院阜康荒漠生态系统国家野外实验站坐落于阜北农场。流域内主要土地利用类型包括耕地、草地、林地、盐碱地、建设用地等。土壤类型主要有潮土、灌淤土、灌溉灰漠土和盐土。农业主要集中在中部平原区,主要农作物有小麦、玉米、葡萄、打瓜等。作物的主要灌溉方式分为滴灌和漫灌。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集 为揭示荒地转变为农田后的土壤剖面无机碳的垂直分布规律和与盐分相互关系,结合研究区土地利用方式与灌溉方式的分布特征,在剖面点的位置选择上,选取流域内灌溉方式相同的农田以及相邻位置的荒地为一组,以不同地下水埋深为分组依据,共 3 组(TP1 和 TP2, TP3 和 TP4, TP5 和 TP6)样点,具体情况如表 1 所示。研究区土壤剖面主要位于三工河流域的冲积平原区位置,该区域主要为流域农业绿洲分布的

区域。该冲积平原是一个沉降区,主要为第四纪的沉积物,所采剖面均为同一地貌单元,土壤由亚黏土及局部亚黏土构成。通过调查,灌溉农田的灌溉历史较短,均小于 10 年,其滴灌利用时间发生在近 5 年,早期为漫灌。采样于 2015 年 10 月开始进行,采用挖土机进行土壤剖面的挖取,每个剖面长约 3~5 m、宽 2 m,剖面深度至潜水位为止。在土壤剖面上获取一个完整的垂直剖面,并自潜水位处开始自下而上,分别进行剖面取样,以 20 cm 为间隔,挖取一个横向的断面采集土样,共采集样品 190 个。

表 1 各剖面特征及采样分布

剖面 编号	土地利用 类型	种植 时间	灌溉 方式	采样 数量	水位 埋深/m
TP1	荒地	—	—	37	7.3
TP2	农田	5—9 月	抽地下水滴灌	35	7.0
TP3	荒地	—	—	29	5.8
TP4	农田	5—9 月	抽地下水滴灌	32	6.4
TP5	荒地	—	—	28	5.6
TP6	农田	5—9 月	抽地下水滴灌	29	5.7

1.2.2 分析方法 将采集的土样放在通风室内自然风干,充分研磨、过 2 mm 土样筛后备用。根据《土壤农业化学分析方法》^[17]测试方法,采用常规分析法(水土质量比 5:1)确定土壤各离子组成,CO₃²⁻和 HCO₃⁻含量采用双指示剂中和法测定,Cl⁻含量采用 AgNO₃ 滴定法测定,SO₄²⁻含量采用间接滴定法测定,Ca²⁺和 Mg²⁺含量采用 EDTA 络合滴定法测定,Na⁺和 K⁺含量采用火焰光度法测定;土壤无机碳含量采用气量法测定;土壤中可溶性无机碳(DIC)含量为 5:1 水土质量比的浸提液中 CO₃²⁻和 HCO₃⁻的中碳含量总和。用 pH 计和电导仪分别测定 5:1 水土质量比的浸提液的 pH 和电导率(EC),根据公式换算确定土壤盐分含量^[18];交换性钠离子含量采用乙酸钠—氢氧化钠交换—火焰光度法测定;阳离子交换量采用乙酸钠—火焰光度法测定;土壤容重测定采用环刀法测定。

1.2.3 数据分析 无机碳储量(SICD)、钠吸附比(SAR)和钠碱化度(ESP)分别参照公式(1)~公式(3)进行计算^[19-20]:

$$\text{SICD} = \sum_{i=1}^n \text{SIC}_i \times D_i \times H_i / 100 \quad (1)$$

$$\text{SAR} = \frac{C_{\text{Na}^+}}{\sqrt{(C_{\text{Ca}^{2+}} + C_{\text{Mg}^{2+}})/2}} \quad (2)$$

$$\text{ESP} = \frac{\text{交换性钠离子含量}}{\text{阳离子交换量}} \times 100 \quad (3)$$

式中:SIC_i为第*i*层土壤无机碳含量(g/kg);D_i为第*i*层土壤容重(g/cm³);H_i为第*i*层土层厚度(cm);C_{Na⁺}为土壤溶液中钠离子浓度(mmol/L);C_{Ca²⁺}为土壤溶液中钙离子浓度(mmol/L);C_{Mg²⁺}为土壤溶液中

镁离子浓度(mmol/L)。

采用 Excel 进行数据整理,SPSS 19.0 软件和 Origin Pro 2016 软件进行数据分析和图形绘制。无机碳与土壤盐碱性的关系通过 CANOCO 4.5 进行分析,首先利用去趋势分析(DCA)查看排序轴梯度长度(LGA),判断土壤无机碳和可溶性无机碳的 LGA 值小于 3,判定采用冗余分析(Redundancy Analysis,RDA)方法,通过判断环境因子在土壤无机碳上的投影长度来进行环境因子的排序。

2 结果与分析

2.1 土壤剖面无机碳分布特征

由图 1 可知,荒地和农田中,土壤剖面 SIC 含量的变化范围分别为 0.85~23.59 g/kg 和 3.12~26.31 g/kg,其均值分别为 8.33 g/kg 和 10.65 g/kg,农田明显高于荒地(T-test, $p < 0.05$)。荒地剖面 SIC 含量最小值出现在 100 cm 深度,最大值在 180 cm 深度,而农田中最小值和最大值分别在 260 cm 和 200 cm 深度。在荒地中,SIC 含量呈“S”形分布,极值均出现在剖面 0—200 cm 即受地上活动影响明显的范围内,波动较大;但在剖面 200 cm 至地下水位 160 cm 以上的剖面中间范围,SIC 含量波动减小趋于稳定,在地下水位以上 160 cm 即受地下水波动影响明显的范围内普遍波动较大,SIC 含量的变化量在 2.13~17.14 g/kg。在农田中,SIC 含量大体呈现“M”形分布,在 0—120 cm 即受地上活动影响明显的范围内 SIC 含量变化范围较小,均值为 7.87 g/kg;而在 120 cm 至地下水位 160 cm 以上的中间范围内,出现剖面上 SIC 含量的极值,表现出变化范围增大的趋势,这与荒地相同层次上的变化趋势相反;在地下水位以上 160 cm 即受地下水波动影响明显的范围内,SIC 含量相对上一层次又趋于稳定,变化范围为 5.38~17.56 g/kg,均值为 10.15 g/kg。由此可见,荒地土地转变为农田后,农业作用不仅改变了 SIC 的含量和值域范围,同时也改变了剖面上的分布特征。

2.2 土壤剖面可溶性盐离子分布特征

由于剖面数据量大,因此根据常见剖面分层依据将可溶性离子分为 7 个层次,即表层 0—20 cm、深耕层 20—60 cm、作物蒸散发影响层 60—100 cm、潜水影响层 100—200 cm、中层 200—300 cm、深层 300—500 cm 以及受地下水影响层的大于 500 cm,以此来探讨农田与相邻荒地的土壤剖面盐离子分布特征(图 2)。在 0—100 cm 土层中,随土层深度增加,荒地中盐离子含量增大,其中 Na⁺含量由 1.01 g/kg 增加到 3.18 g/kg,Ca²⁺含量由 0.16 g/kg 到 1.22 g/kg。然而,农田则与荒地趋势相反(除 Na⁺),随着剖面深度

的增加,盐离子含量减小, Ca^{2+} 由含量 1.12 g/kg 减小到 0.41 g/kg。在土层 100 cm 以下,荒地和农田中离子(除 Na^+)含量均随深度增加而减小,并且同层次的农田土壤中的含量明显小于荒地中的含量($p < 0.05$),但在 500 cm 以下,大部分离子有小范围的增加趋势。在土壤剖面各阳离子中,其含量大小为: $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$,主要以 Na^+ 为主。在荒地和农田剖面, Na^+ 含量分别为 1.61 g/kg 和 0.95

g/kg,相对于荒地,农田 Na^+ 含量低了 41%。另外, Mg^{2+} 和 K^+ 含量范围分别为 0.02~0.17 g/kg 和 0.02~0.11 g/kg,含量相对较低。在土壤剖面各阴离子中,其含量大小为: $\text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-}$,主要以 SO_4^{2-} 为主,其含量在荒地和农田中分别为 3.79 g/kg 和 1.72 g/kg。与荒地相比,农田 SO_4^{2-} 含量降低了 55%,而 CO_3^{2-} 由于含量较低,无明显变化。

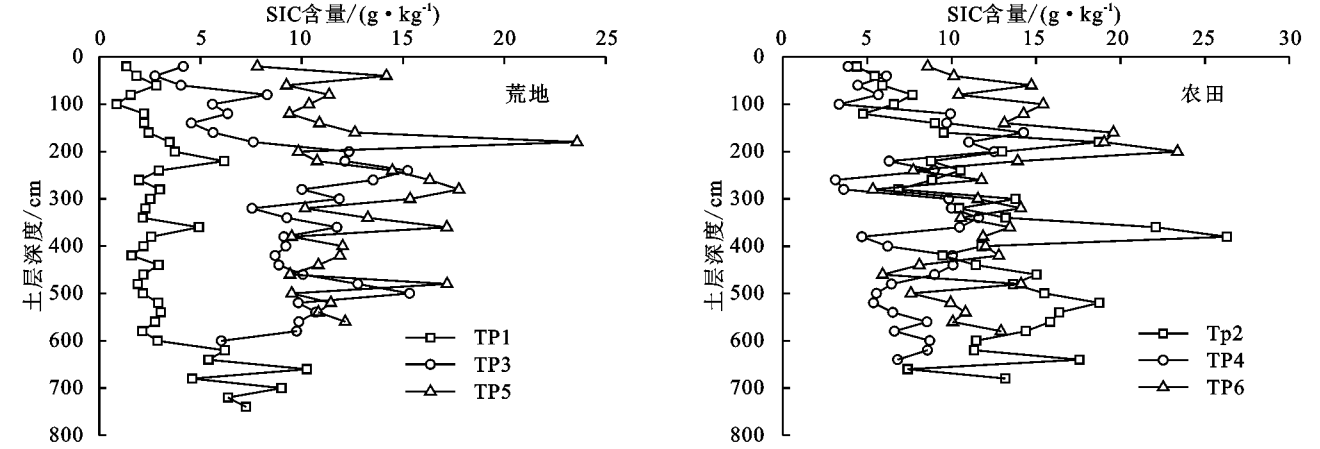


图 1 不同土地利用类型土壤剖面无机碳分布

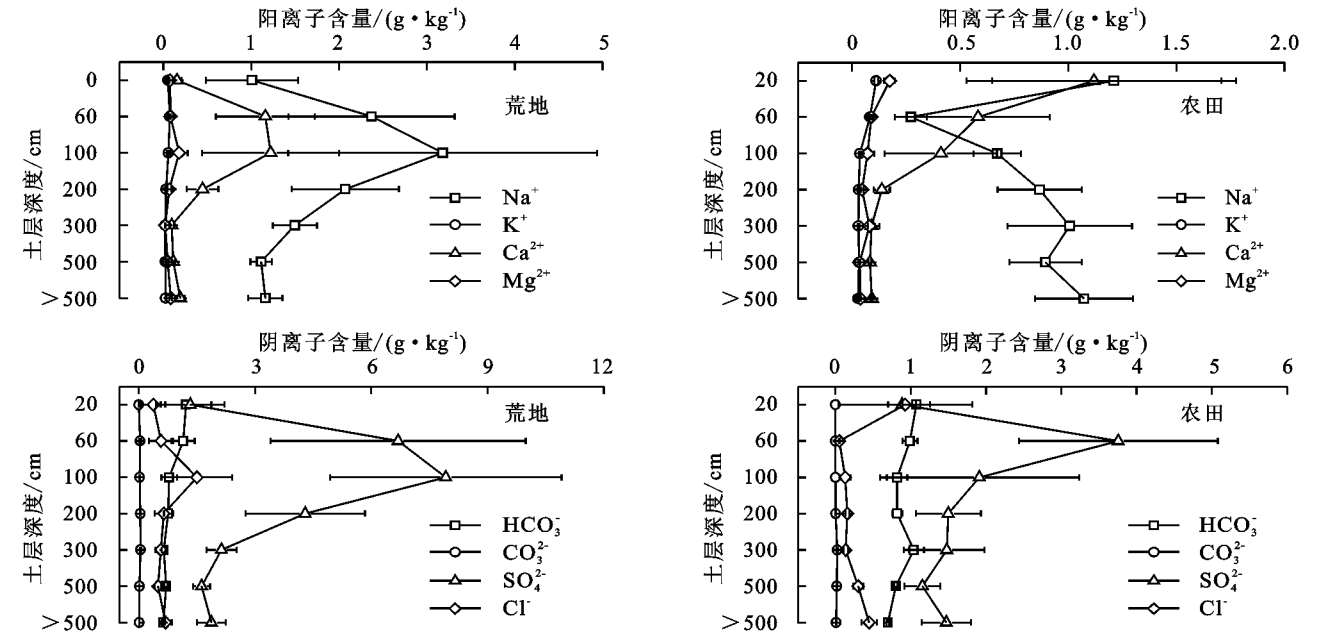


图 2 不同土地利用类型土壤剖面可溶性盐离子分布

2.3 土壤剖面无机碳储量特征

鉴于各剖面地下水位埋深各不相同,且考虑到数据的可比性,将土壤剖面分成 0—100,100—300,300 cm 以下 3 个层次来量化土壤剖面无机碳的储量。由图 3 可知,各土层土壤无机碳储量大小为 0—100 cm 土层<100—300 cm 土层<300 cm 以下土层($p < 0.05$)。在荒地中,整个剖面以及各层次上无机碳储量为 $\text{TP5} > \text{TP3} > \text{TP1}$,而在对应的相邻农田中,虽然在整体剖面为 $\text{TP2} > \text{TP6} > \text{TP4}$,但在层次上明显不同。即在 0—300 cm,TP6 的无机碳储量高于 TP2

(TP6 为 69.25 kg/m²;TP2 为 40.17 kg/m²),但在 300 cm 以下,TP2 的数值则为 TP6 的 1.74 倍(TP2 为 100.86 kg/m²;TP6 为 57.97 kg/m²)。虽然各剖面无机碳储量数值差异很大,但在同一组内各层次无机碳储量所占的比例却差异不大。如在数值上,TP2 (农田)是 TP1(荒地)的 3.44 倍,但在 0—100,100—300,300 cm 以下的 3 个层次中,相同层所占比例无明显差异,分别为 6%,26%,68%($p < 0.05$)。从整个土层剖面来看,在各层次上农田的土壤无机碳储量均大于高于荒地,并且随着深度增加,差值增大,从

0—100 cm 的差值为 3.52 kg/m^2 到 300 cm 以下的 22.51 kg/m^2 , 增加 6.39 倍, 但在整个剖面上, 相同层次农田和荒地的土壤无机碳储量所占比例也基本相同, 分别为 10%, 35%, 55% ($p < 0.05$)。

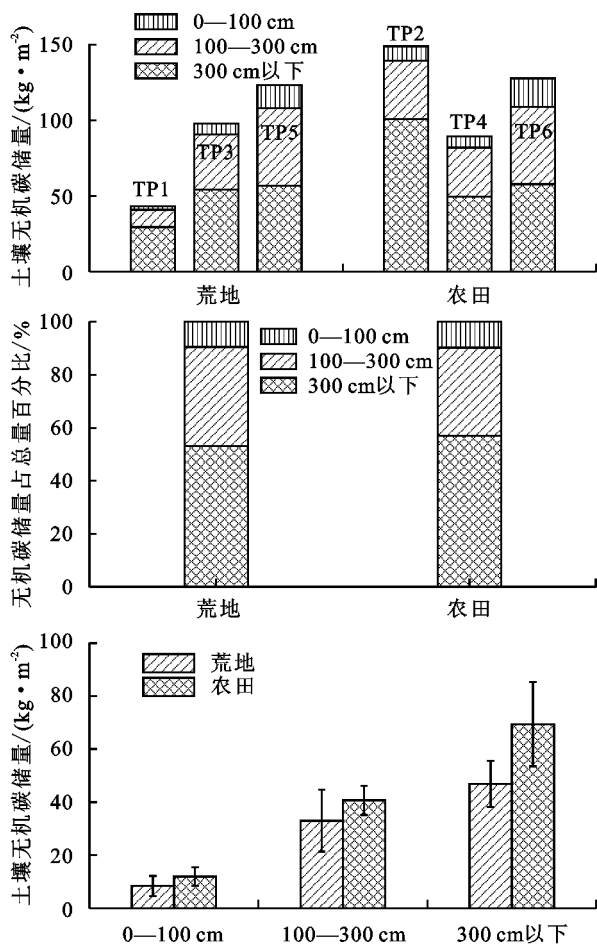


图 3 土壤剖面无机碳储量分丰

2.4 土壤无机碳与盐碱性之间的关系

对剖面土壤无机碳特征与相应的盐碱性要素进行冗余分析。由图 4 可知, SIC 和 DIC 通过前两轴(轴 1 和轴 2)可以解释的量分别为 87.5% 和 12.5%, 累积已达到 100%, 因此前两轴可以充分解释土壤无机碳与土壤盐碱性各要素之间的相关关系。SIC 和 DIC 作为响应变量, 其余因素作为解释变量。由图 4 可知, HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 、pH、ESP 以及 SAR 与 SIC 夹角小于 90° , 呈现正相关的关系, 与 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和盐分之间夹角大于 90° , 为负相关关系; HCO_3^- 、 CO_3^{2-} 、pH 与 DIC 夹角为锐角, 为正相关关系, Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 和盐分与 DIC 之间为钝角, 属于负相关关系, K^+ 、SAR 和 ESP 与 DIC 夹角接近直角, 无明显相关性。通过各要素在响应变量上的投影长度可以判断出该因素对响应变量的贡献率大小, 由此可以得到图 4 中对 SIC 的正相关性: $\text{pH} > \text{ESP} > \text{SAR} > \text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^-$; 负相关性: $\text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{盐分} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+$ 。

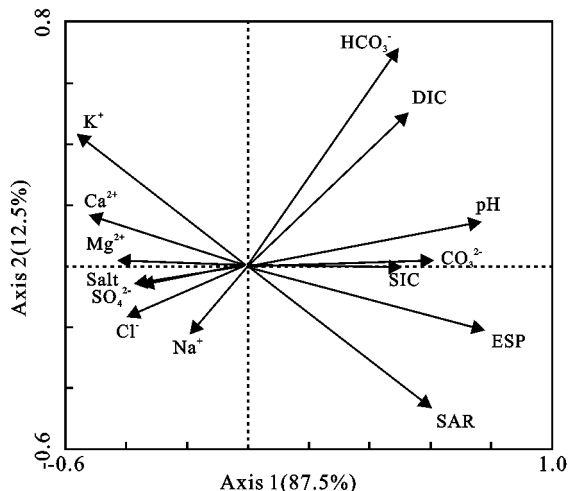


图 4 土壤无机碳、可溶性无机碳与盐分的 RDA 分析

3 讨论

新疆是我国最大的干旱区, 由于降水量小而蒸发量大, 区域内植被稀疏, 土壤有机碳含量较低, 主要以土壤无机碳为主^[21]。

在剖面上, SIC 含量为 9.49 g/kg (图 1), 而在 0—100 cm 土层为 6.63 g/kg , 表明在 100 cm 以下的土层中, 仍然存储有大量的无机碳, 这与张蓓蓓等^[5]关于青藏高原 3 m 无机碳分布的研究结论相同。在 SIC 储量方面, 0—100, 100—300, 300 cm 以下 3 个层次的碳储量分别为 10.09 , 36.82 , 58.17 kg/m^2 (图 3)。其中, 0—100 cm 以及 0—300 cm 为常见的估算深度, 相比较 Wu 等^[22]估算得出的西北干旱区 0—100 cm 深度碳储量为 13.6 kg/m^2 而言, 碳储量相差不大, 却明显高于通过第二次全国土壤普查数据估算得出的全国农田土壤 0—100 cm 无机碳储量 6.41 kg/m^2 ^[23]。张蓓蓓等^[5]通过估算得出青藏高原草地 0—300 cm 的碳储量为 47.46 kg/m^2 , 与文中结果基本相符。Mi 等^[23]对全国土壤无机碳储量进行估算, 得到了 0—50 cm 的无机碳约占总无机碳的 50%, 但文中通过计算得出 0—300 cm 的无机碳储量占到剖面无机碳储量的 45% ($p < 0.05$), 二者结果差异较大, 因此估算碳储需要充分考虑深度作用。深层土壤的无机碳储量对于生态系统的固碳功能具有深刻意义^[3], 在 Baker 等^[24]的研究中这一观点也得到了认同。另外, 在文中还发现荒地转变为农田后土壤剖面虽然碳储量数量差异较大, 但在剖面层次上的比例却接近相似, 即 0—100, 100—300, 300 cm 以下的比例分别为 10%, 35%, 55% ($p < 0.5$), 这一结论在各组对比剖面中也得到印证, 这一结论说明不同土地利用类型下土壤层次间的碳储数量虽然发生变化, 但在层次上的无机碳贡献相对变化却很小。Wang 等^[13]通过对干旱区自然植被下土壤剖面无机碳分布的研究表明, 分布在 1 m 以下的无机碳有近 80%, 而分布在

3 m 以下的无机碳占近 50%,这在数值上与文中结果基本符合。当前没有研究表明荒漠转变为农田后,剖面层次无机碳所占比例相似($p < 0.05$),产生这种格局可能由于两个方面因素引起。一方面,土地灌溉带动了无机碳的传输与聚积,当灌溉量达到一定数量时,灌溉水可以到达并进入地下水,这时影响不同土地利用类型无机碳迁移的差异主要体现在灌溉量的不同,伴随着灌溉水进入各层次的无机碳只在数量上产生一定变化,但在数量上聚积作用还不足以改变荒漠转变为农田后剖面层次的贡献比例,因此在比例上无明显差别。另一方面,可能与选择对比的剖面深度有关,从土壤无机碳含量分布上看,尽管剖面层次间无机碳含量与储量存在不同(图 1,图 3),但对比的是层次上的贡献比例,是一个总体特征,掩盖了内部层次间的数量差异,所以反应出来的这种贡献比例差异就不显著了(图 3),由此出现剖面比例相似的特征。

土地利用通过改变物质的汇集过程使生态系统的结构和功能发生了变化,由此也改变了生态系统的碳循环过程,因此土壤剖面的碳含量和储量发生改变^[25]。通过荒地和农田的对比分析(图 1,图 3)结果显示,荒地和农田的剖面无机碳含量分别为 8.33, 10.65 g/kg,无机碳储量分别为 88.22, 121.94 kg/m²,很明显农业活动加速了无机碳的聚集速率。Pan 等^[26]通过对江苏省 0—1 m 的土壤碳储研究表明,农业耕作改变了土壤结构和功能,碳储在 1950—1970 年明显下降,属于农业碳源,这是由于自然生态系统(森林、草地和湿地等)开垦为农田后破坏了生态系统的结构,微生物活动降低,使土壤有机碳含量下降并且以气体形式释放到大气中^[27]。相比而言,由于干旱区自然环境恶劣,生物作用较少,初始荒漠生态系统的碳含量较低^[12],因此农业耕作使得初级生产力得到提高,增加了土壤碳的含量和储量,属于农田碳汇过程。与此同时,土地利用也改变了盐分的分布,通过对比可溶性盐离子在荒地和农田剖面上的分布(图 2),同层次的农田土壤中的可溶性盐离子含量显著小于荒地中的含量(图 2, $p < 0.05$),由此表明在农业耕作过程中,可溶性盐离子含量降低,这是由于农业过程中的灌溉作用使土壤中的可溶性离子不断溶解在灌溉水中并且随重力不断向深层运动,最后进入地下水^[28]。

在干旱区,盐碱性是土壤的基本属性特征。通过冗余分析表明土壤无机碳和盐碱性的相关关系密切(图 4),pH 与 SIC 表现出明显的正相关性($p < 0.05$),这与祖元刚等^[29]的对东北土壤碳的研究结果相同,这一结论目前还没有明确的解释,但是在墨西哥、美国和中国相继发现荒漠化、盐碱化过程中出现了无机碳的累积现象,这说明土壤可能通过非生物作用固定了大部分

碳^[30-32],这一结论在塔里木盆地南缘土壤碳的研究^[33]中也得到了证实。另外,结果显示盐分与 SIC 呈现负相关的关系,这与邓彩云等^[34]和 Zhao 等^[35]的研究结果相同,这可能是由于盐分的增加对 SIC 中的碳酸钙形成过程产生抑制作用,另外,增加的盐分将对土壤生物产生毒害作用,使得土壤生物的活性降低,从而使有机物质的分解速率减小^[14],因此当盐分升高时,SIC 含量降低,呈现负相关关系。

4 结论

(1)农田的 SIC 含量显著大于荒地的 SIC 含量($p < 0.05$),均值分别为 10.65, 8.33 g/kg,相比与荒地,农田的 SIC 含量增加了 27.9%,变化范围增大了 3.66 倍。荒地和农田的 SIC 含量在剖面上分别表现为“S”形和“M”形分布,农业作用增大了剖面土壤无机碳的含量和变化范围。

(2)在整个剖面上,同层次的农田土壤中的可溶性盐离子含量显著小于荒地中的含量($p < 0.05$),以 100 cm 为界限,荒地和农田分别表现为增加—减少和逐渐减少的趋势,表明农业活动显著改变了可溶性盐离子的数量和分布特征。

(3)所有剖面土壤无机碳储量均为 0—100 cm 土层 < 100—300 cm 土层 < 300 cm 以下土层($p < 0.05$),虽然各剖面其数值差异很大,但在同一组内(荒地、农田)相同层次所占比例却差异不大,即在整个剖面上,相同层次农田和荒地的无机碳储量所占比例也基本相同,分别为 10%, 35%, 55% ($p < 0.05$)。

(4)通过冗余分析(RDA)得到盐碱性因素对 SIC 的贡献排序,正相关性: $\text{pH} > \text{ESP} > \text{SAR} > \text{CO}_3^{2-} > \text{HCO}_3^-$;负相关性: $\text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{盐分} > \text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{Na}^+$ 。

参考文献:

- [1] Tan W F, Zhang R, Cao H, et al. Soil inorganic carbon stock under different soil types and land uses on the Loess Plateau region of China[J]. Catena, 2014, 121 (7): 22-30.
- [2] 叶春,蒲玉琳,张世熔,等. 湿地退化条件下土壤碳氮磷储量与生态化学计量变化特征[J]. 水土保持学报, 2016, 30(6): 181-187.
- [3] Bughio M A, Wang P, Meng F, et al. Neoformation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil[J]. Geoderma, 2016, 262(1): 12-19.
- [4] 李彦,王玉刚,唐立松. 重新被“激活”的土壤无机碳研究[J]. 土壤学报, 2016, 53(4): 845-849.
- [5] 张蓓蓓,刘芳,丁金枝,等. 青藏高原高寒草地 3 m 深度土壤无机碳库及分布特征[J]. 植物生态学报, 2016, 40

- (2):93-101.
- [6] Lal R, Griffin M, Apt J, et al. Managing soil carbon [J]. *Science*, 2004, 304(5669):393-393.
- [7] Zamanian K, Pustovoytov K, Kuzyakov Y, et al. Pedogenic carbonates: Forms and formation processes [J]. *Earth-Science Reviews*, 2016, 157(6):1-17.
- [8] Wang Y, Li Y. Land exploitation resulting in soil salinization in a desert-oasis ecotone [J]. *Catena*, 2013, 100(1):50-56.
- [9] Bughio M A, Wang P, Meng F, et al. Neoformation of pedogenic carbonates by irrigation and fertilization and their contribution to carbon sequestration in soil [J]. *Geoderma*, 2016, 262(1):12-19.
- [10] Deng Q, Cheng X, Yang Y, et al. Carbon-nitrogen interactions during afforestation in central China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 69(1):119-122.
- [11] 孙芳强, 尹立河, 马洪云, 等. 新疆三工河流域土壤水 δD 和 $\delta^{18}O$ 特征及其补给来源 [J]. *干旱区地理*, 2016, 39(6):1298-1304.
- [12] Wang Y, Li Y, Ye X, et al. Profile storage of organic/inorganic carbon in soil: From forest to desert [J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(8):1925.
- [13] Wang Y, Wang Z, Li Y. Storage/turnover rate of inorganic carbon and its dissolvable part in the profile of saline/alkaline soils [J]. *PLoS One*, 2013, 8(11): e82029.
- [14] Li Y, Wang Y, Houghton R A, et al. Hidden carbon sink beneath desert [J]. *Geophysical Research Letters*, 2015, 42(14):5880-5887.
- [15] Setia R, Marschner P, Baldock J, et al. Salinity effects on carbon mineralization in soils of varying texture [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9):1908-1916.
- [16] 陆晴, 刘丽娟, 王玉刚, 等. 新疆三工河流域农业绿洲近 30 年景观格局变化及其驱动力 [J]. *生态学杂志*, 2013, 32(3):748-754.
- [17] 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.
- [18] 王玉刚, 肖笃宁, 李彦. 流域尺度绿洲土壤盐分的空间异质性 [J]. *生态学报*, 2007, 27(12):5262-5270.
- [19] Wang Y H, Zhou G S, Jia B R. Modeling SOC and NPP responses of meadow steppe to different grazing intensities in Northeast China [J]. *Ecological Modelling*, 2008, 217(1/2):72-78.
- [20] 李法虎. 土壤物理化学 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2006.
- [21] Monger H C, Kraimer R A, Khresat S, et al. Sequestration of inorganic carbon in soil and groundwater [J]. *Geology*, 2015, 43(5):375-378.
- [22] Wu H, Guo Z, Gao Q, et al. Distribution of soil inorganic carbon storage and its changes due to agricultural land use activity in China [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2009, 129(4):413-421.
- [23] Mi N S, Liu J, Yu G, et al. Soil inorganic carbon storage pattern in China [J]. *Global Change Biology*, 2008, 14(10):2380-2387.
- [24] Baker J M, Ochsner T E, Venterea R T, et al. Tillage and soil carbon sequestration: What do we really know? [J]. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 2007, 118(1/4):1-5.
- [25] Shevliakova E, Pacala S W, Malyshev S, et al. Carbon cycling under 300 years of land use change: Importance of the secondary vegetation sink [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(2):91-100.
- [26] Pan G X, Li L, Qi Z, et al. Organic carbon stock in topsoil of Jiangsu Province, China, and the recent trend of carbon sequestration [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2005, 17(1):1-7.
- [27] Wang Z P, Han X G, Chang S X, et al. Soil organic and inorganic carbon contents under various land uses across a transect of continental steppes in Inner Mongolia [J]. *Catena*, 2013, 109(10):110-117.
- [28] 谢怀亮, 王玉刚, 李彦, 等. 灌溉淋溶对土壤有机碳和无机碳及其理化性质的影响 [J]. *水土保持学报*, 2014, 28(4):188-193.
- [29] 祖元刚, 李冉, 王文杰, 等. 我国东北土壤有机碳、无机碳含量与土壤理化性质的相关性 [J]. *生态学报*, 2011, 31(18):5207-5216.
- [30] Stone R. Have desert researchers discovered a hidden loop in the carbon cycle? [J] *Science*, 2008, 320(5882):1409-1410.
- [31] Schlesinger W H. An evaluation of abiotic carbon sinks in deserts [J]. *Global Change Biology*, 2016, 23(1):25-27.
- [32] Ma J, Liu R, Tang L S, et al. A downward CO_2 flux seems to have nowhere to go [J]. *Biogeosciences*, 2014, 11(7):6251-6262.
- [33] 贡璐, 朱美玲, 刘曾媛, 等. 塔里木盆地南缘典型绿洲土壤有机碳、无机碳与环境因子的相关性 [J]. *环境科学*, 2016, 37(4):1516-1522.
- [34] 邓彩云, 王玉刚, 牛子儒, 等. 开垦年限对干旱区土壤理化性质及剖面无机碳的影响 [J]. *水土保持学报*, 2017, 31(1):254-259.
- [35] Zhao Q, Bai J, Lu Q, et al. Effects of salinity on dynamics of soil carbon in degraded coastal wetlands: Implications on wetland restoration [J]. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/b/c*, 2016, 97(2):12-18.