

极端干旱区咸水灌溉人工防护林土壤可溶性碳的垂直分布及其影响因素

孟天歌¹, 吴路遥¹, 张少磊¹, 徐燕莹¹, 李雄¹, 张建国^{1, 2*}

(1. 西北农林科技大学资源环境学院, 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 杨凌 712100; 2. 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 杨凌 712100)

摘要: 可溶性碳(DC)是土壤中最活跃的碳组分, 植被恢复与重建加速了干旱荒漠区的碳循环过程. 研究咸水灌溉下沙漠人工防护林地土壤剖面DC的分布, 可为干旱荒漠区人工林的管理和开发利用提供理论支撑和决策依据. 本研究选取塔克拉玛干沙漠公路沿线5个不同矿化度咸水滴灌林地作为研究样地, 流沙地为对照(CK), 分析并讨论了0~1 m剖面土壤可溶性有机碳(SDOC)和可溶性无机碳(SDIC)的垂直分布特征及其与各因子间的相关关系. 结果表明, CK与 $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 矿化度滴灌处理SDOC、SDIC呈“*I*”型分布, 其分布满足线性函数关系, 其他各样地SDOC和SDIC均呈“*T*”型分布, 分布满足幂函数关系; 所有处理表层SDOC、SDIC波动能力及贡献度均高于下层土壤, 且SDOC波动及贡献度均大于SDIC, $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 之外的各林地SDOC平均含量是SDIC的2~4倍; $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地SDOC平均含量低于CK, 其他各样地SDOC是CK的3~5倍, 各样地SDIC含量较CK增加了15.0%~57.9%; 矿化度高于 $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的样地0~5 cm土层SDOC含量随灌溉水矿化度的增加而增加, 各样地SDIC含量随矿化度的升高呈先增加后降低趋势, $4.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地达到最大. SDOC和SDIC与灌溉水矿化度、EC、SOC、SIC及土壤含水量均呈正相关关系, 其中与土壤含水量表现出弱正相关, SDOC和SDIC与土层深度呈负相关关系; SDOC和SDIC与pH分别呈微弱的负相关和微弱的正相关. 总之, 灌溉水矿化度对SDOC和SDIC的垂直分布具有重要影响, 同时与土壤含水量、土层深度、EC、SOC和SIC等因素紧密相关, 这对极端干旱区人工林建设及管护具有重要意义.

关键词: 土壤可溶性有机碳(SDOC); 土壤可溶性无机碳(SDIC); 土壤可溶性碳(SDC); 咸水灌溉; 沙漠公路防护林

中图分类号: X144 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)04-1950-10 DOI: 10.13227/j.hjkk.201909003

Vertical Distribution of Soil Dissolved Carbon and Its Influencing Factors in the Artificial Shelterbelt Irrigated with Saline Water in an Extreme Drought Desert

MENG Tian-ge¹, WU Lu-yao¹, ZHANG Shao-lei¹, XU Yan-ying¹, LI Xiong¹, ZHANG Jian-guo^{1, 2*}

(1. Ministry of Agriculture Key Laboratory of Plant Nutrition and the Agro-environment in Northwest China, College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China; 2. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Yangling 712100, China)

Abstract: Dissolved carbon (DC) is the most active carbon fraction in soils. Vegetation restoration and reconstruction accelerate the carbon cycle in arid desert regions. Studying the DC distribution in soil profiles of artificial shelterbelt under saline irrigation can provide theoretical support and decision-making basis for artificial shelterbelt management, development, and utilization in arid desert areas. In this study, we took the artificial shelterbelts drip-irrigated with five different mineralization and one shifting sandy land (CK) along the Taklimakan Desert Highway as sampling plots, analyzed and discussed the vertical distribution characteristics of soil dissolved organic carbon (SDOC) and dissolved inorganic carbon (SDIC) in the 0-1 m profiles, and further analyzed their relationships among different factors. The results showed that SDOC and SDIC of CK and shelterbelts under $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ irrigation showed an “*I*” type distribution with a linear function relationship. The SDOC and SDIC of four other treatments showed a “*T*” type distribution with power function relationships. The fluctuation ability and contribution degree of SDOC and SDIC of different treatments in the surface layer were higher than those in the lower layers, and the fluctuation and contribution intensity of SDOC were higher than those of SDIC. Except for $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ treatment, the average SDOC contents of other treatments were 2-4 times those of SDIC. The average SDOC content of $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ treatment was lower than CK; other treatments were 3-5 times that of CK; and the average SDIC content of all treatments increased 15.0%~57.9% than CK. For the 0-5 cm layer, SDOC content increased with the irrigation water mineralization except the $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ treatment, but SDIC content firstly increased and then decreased with increasing mineralization, and that for the $4.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ treatment was highest. The SDOC and SDIC were positively correlated with EC, SOC, irrigation water mineralization, SIC, and soil moisture, for which they both showed a weak positive correlation with soil moisture; they were negatively correlated with soil depth. The SDOC and SDIC showed a weak negative correlation and a weak positive correlation with pH, respectively. In summary, the mineralization of irrigation water has an important impact on the vertical distribution of SDOC and SDIC, and their distribution also has close relationships with EC, SOC, SIC, soil moisture, and soil depth, which is of great significance for plantations in extremely

收稿日期: 2019-09-01; 修订日期: 2019-11-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(41877541, 41471222); 西北农林科技大学大学生科创项目(X201910712141)

作者简介: 孟天歌(1994~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤溶质运移, E-mail: 1270509212@qq.com

* 通信作者, E-mail: zhangjianguo21@nwfau.edu.cn

drought deserts.

Key words: soil dissolved organic carbon (SDOC); soil dissolved inorganic carbon (SDIC); soil dissolved carbon (SDC); saline irrigation; desert highway shelterbelt

土壤碳库是陆地生态系统中最大的碳库,作为连接无机环境和有机生物之间物质循环的关键环节,其微小的变化即可能影响到陆地碳循环以及全球气候变化^[1]. 早期研究发现受限于钙离子供给,碳酸盐或钙积层的形成是一个十分缓慢的过程[无机碳累积速率 $< 1 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$],因此干旱荒漠区的无机碳库研究较其他地区来讲是很有限的,对现代碳循环的贡献几乎可以忽略不计^[2]. 21 世纪初期,Bray 等^[3]的研究发现内陆水中的碳的传输是景观单元内陆地生态系统碳平衡的关键因素,土壤有机碳(SOC)和无机碳(SIC)的淋溶在陆地生态系统碳动态平衡中占有重要地位^[4-5]. 陆地生态系统中,约有 $7 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 碳随着降水或灌溉水进入地下水及河流^[6]. 水循环过程中碳的聚积是当前乃至今后寻求迷失碳汇的一个重点方向^[7-9]. 而干旱荒漠区高达 20% 的 DIC 非常活跃^[10],这部分土壤可溶性碳(SDC)是解释陆地生态系统碳收支不平衡的一个重要方向^[11,12]. SDC 对环境变化异常敏感,不仅可以影响大气 CO_2 浓度,还能反映土壤碳的循环与平衡,对研究全球碳循环具有积极意义^[7,13]. 干旱半干旱荒漠区在全球碳循环中的重要作用也逐渐被认知^[14,15]. 全球荒漠化面积约占陆地总面积的 1/4,荒漠化地区植被的恢复与重建对于延缓全球气候变化发挥着重要作用^[16],而深入了解干旱荒漠区最活跃的碳组分,可为陆地生态系统碳平衡研究提供理论支撑.

塔克拉玛干沙漠公路防护林生态工程南北横贯我国第一大沙漠,是目前世界上穿越流动沙漠最长的防护林工程. 前人的研究已经对干旱区荒漠绿洲灌溉农田可溶性碳组分的淋溶流失有所了解^[17,18],但对沙漠地区咸水灌溉林地的研究鲜见报道. 沙漠公路防护林工程自建成以来,长期的咸水滴灌已使得防护林生态系统融于大气-植被-土壤-地下咸水碳循环过程. 本研究通过阐明不同矿化度咸水灌溉下塔克拉玛干沙漠公路防护林 SDOC 和 SDIC 的垂直分布特征及其影响因素,以期 为干旱荒漠区人工

林的建设和可持续利用提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究样地位于塔克拉玛干沙漠公路沿线,属于暖温带大陆性极端干旱气候. 自然植被及地表水资源极度匮乏,地表景观以流动沙丘为主,土壤类型主要是流动风沙土. 该区年均气温 12.4°C ,其中 7 月均温 28.2°C ,极端高温 $> 40^\circ\text{C}$,沙面最高温度超过 70°C ,1 月极端低温 $< -20^\circ\text{C}$,最大温差达到 60°C 以上. 降水主要集中在 5~9 月,多年平均 23.7 mm ,而年蒸发量高达 $3\,638.6 \text{ mm}$ ^[19]. 防护林树种多以柽柳属(*Tamarix* L.)、梭梭(*Haloxylon ammodendron*)和沙拐枣属(*Calligonum* L.)等抗逆性极强的优良防风固沙灌木为主,采用株行距为 $1 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ 行间混交,通过抽取区域地下咸水进行滴灌,每个滴头对应一棵植株,灌溉水矿化度为 $2.82 \sim 30 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,3~5 月与 9~10 月灌溉周期为每 15 d 一次,6~8 月每 10 d 一次,11 月至次年 2 月免灌,年灌水定额约 $600 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$,单次灌溉量为 $30 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2}$ ^[20].

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集

选择定植于 2004 年的沙漠公路防护林,灌溉水矿化度分别为 2.82、4.82、10.00、18.36 和 $28.41 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 5 段防护林地,样地均由柽柳、沙拐枣和梭梭这 3 种人工植被组成且林地已完全郁闭,同时选取流沙地为对照(CK);取样点位于行间相邻 4 株植物中间点位置. 采样时间为 2018 年 7 月,距上一次灌溉后第 5 d,分层采集 0~5、5~10、10~20、20~30、30~40、40~60、60~80 和 80~100 cm 土壤样品,重复 3 次. 同时采集防护林灌溉水水样并测定其理化性质及可溶性碳含量,试验区灌溉水水质状况如表 1. 以 $30 \text{ cm} \times 30 \text{ cm}$ 样方采集地表及地下 30 cm 深的全部凋落物,烘干后称其质量,重复 3 次,各林地地下凋落物含量如表 2.

表 1 试验区灌溉水水质状况

Table 1 Water quality of irrigation water in the study area

矿化度 $/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$	pH	EC $/\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$	DOC $/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	DIC $/\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$	离子组成 $/\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$					
					HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{K}^+ + \text{Na}^+$
2.82	8.04	4.32	0	16.5	0.06	1.08	0.62	0.06	0.11	0.89
4.82	8.18	8.38	21.44	18.48	0.07	1.80	1.07	0.10	0.25	1.52
10.00	7.33	55.76	26.97	16.77	0.09	4.37	2.14	0.24	0.31	2.84
18.36	7.30	48.32	11.18	8.20	0.18	6.69	5.19	0.41	0.62	5.14
28.41	7.46	62.16	16.08	12.38	0.28	10.33	8.01	0.64	0.90	8.24

表 2 不同矿化度灌溉林地地下凋落物含量

Table 2 Underground litter content in the forests irrigated with different salinity water

项目	矿化度/ $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$				
	2.82	4.82	10.00	18.36	28.41
凋落物量/ $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$	$1.06 \pm 0.53\text{a}^{1)}$	$1.30 \pm 0.45\text{a}$	$1.67 \pm 0.74\text{a}$	$1.99 \pm 0.99\text{a}$	$1.43 \pm 0.49\text{a}$
变异系数/%	49.99	34.61	44.12	49.98	34.17

1) “a”表示不同矿化度样地间差异显著 $P < 0.05$

1.2.2 分析测定方法

对采集的新鲜土样进行含水量与 SDOC、SDIC 含量的测定. 含水量采用烘干法进行测定; SDOC 和 SDIC 含量用水土比为 5:1 的浸提液(200 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 振荡 4 h, 3 500 $\text{r}\cdot\text{min}^{-1}$ 离心 20 min) 于日本岛津公司生产的 TOC-LCPH 仪上进行测定^[21]. 剩余土样经风干过 1 mm 筛后备用. SOC 含量采用重铬酸钾容量法测定; SIC 含量采用气量法测定^[21]; pH(水:土 = 2.5:1) 和 EC(水:土 = 5:1) 采用 ExStik® II pH/电导率仪测定.

土壤可溶性碳波动能力 [SDCF, $\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{cm})^{-1}$] 是揭示 SDC 变化剧烈程度的一个重要参数, 是不同深度 SDC 含量之差与土层深度 (h cm) 之差间的比值, 表示单位 h 变化时单位质量 SDC 的含量, 能表征 SDC 随 h 变化的稳定性. 在 SDC 分布曲线上, 同样的深度差值对应的 SDC 差值不会相同, 这就表明了相同深度不同处理下的 SDC 稳定情况不同, 0 值表示无波动, 数值愈大离稳定点愈远波动能力愈强. 计算公式如下:

$$\text{SDCF} = \frac{|f(a) - f(b)|}{|h_a - h_b|} \quad (1)$$

式中 $f(a)$ 和 $f(b)$ 是以相对应的 h 为自变量和 SDC 为因变量的分布函数取值; h_a 和 h_b 为相对应的深度 (cm); 另, 土壤可溶性有机碳波动能力 (SDOCF、SDICF) 的计算同理.

土壤可溶性有、无机碳贡献度 (SDOCC 和 SDICC) 是相应深度 SDOC 及 SDIC 含量与整个土层 SDC 总量之间的比值, 表示单位深度 SDOC 和 SDIC 含量占整个土层 SDC 总量的比例, 能清晰反映不同土层深度 SDC 对 SDC 总量的贡献大小以及不同类型 SDC 对 SDC 总量的贡献强度. 一般而言, SDOC 与 SDIC 含量愈高, 相应的贡献度也愈大. 计算公式如下:

$$\text{SDOCC}_i = \frac{\sum_{i=1}^n \text{SDOC}_i}{\sum \text{SDC}} \quad (2)$$

式中, SDOC_i 为第 i 层土壤可溶性有机碳含量 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; i 为对应土层 ($i \in N^*$); n 为土壤总层数 ($n \in N^*$ 且 $n \geq i$); N^* 为正整数; SDIC 计算公式同理.

应用 Excel 进行数据整理, SPSS 19.0 软件进行方差分析. 为进一步了解影响 SDOC 和 SDIC 含量及其分布的主要作用因子以及各指标与其之间的相关性, 并为从各系列指标中找到相似的一类同时了解各指标的类型, 应用 Origin Pro 2018 软件进行主成分、冗余、聚类分析(为使数据的计量标准保持一致, 3 种分析 SOC、SDC、SDOC、SDIC 和 SDC 的单位均采用 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, h 单位 cm, EC 单位 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, 矿化度单位 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) 和图形的绘制.

2 结果与分析

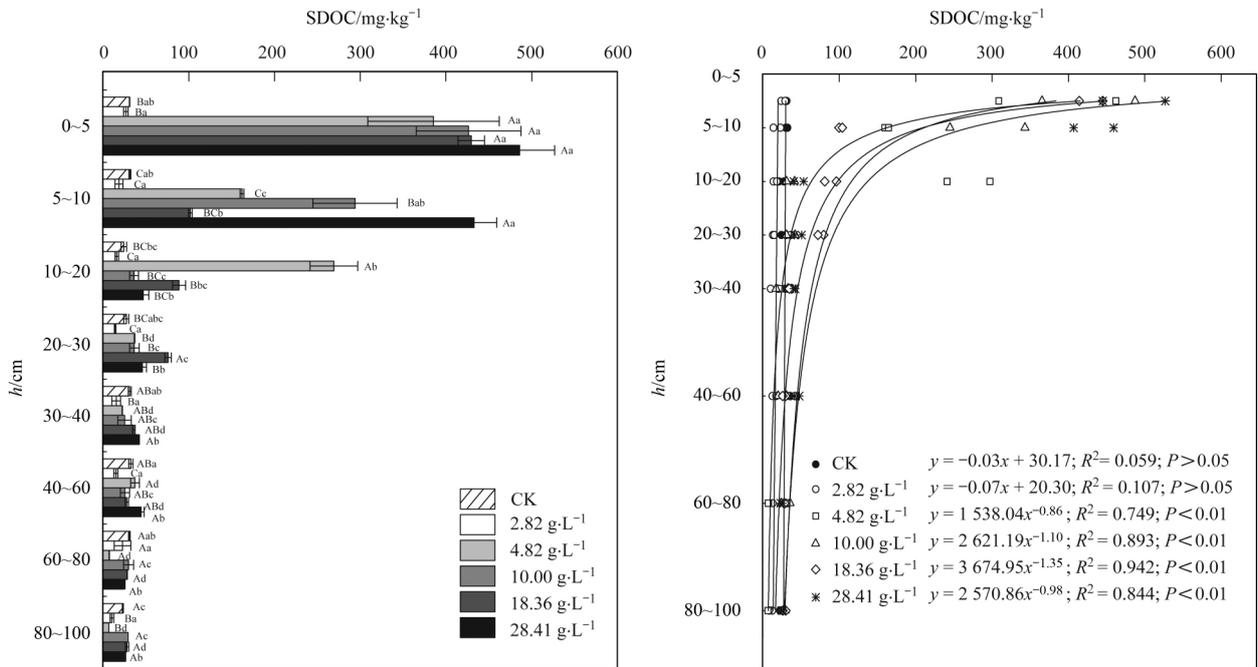
2.1 土壤可溶性碳的垂直分布特征及贡献度

2.1.1 土壤可溶性有机碳

由图 1 可知, SDOC 含量随土层深度的增大而降低, 各矿化度水灌溉林地 SDOC 最大值均出现在表层(0~5 cm), 最小值则出现在 80 cm 以下土层; CK 与 2.82 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地 SDOC 含量呈“U”形分布, 满足线性函数关系, 其他各样地 SDOC 含量均呈“T”形分布, 满足幂函数关系. CK 与 2.82 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地 SDOC 含量的变化范围分别为 22.96 ~ 32.41 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 10.38 ~ 26.63 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其均值分别为 28.91 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 17.38 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 其他样地(矿化度由低到高) SDOC 含量的变化范围依次为 6.77 ~ 385.55、25.16 ~ 426.38、27.83 ~ 429.60 和 24.50 ~ 485.92 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其均值分别为 115.96、112.85、102.02 和 143.47 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. 4.82 ~ 28.41 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 各样地 SDOC 显著高于 CK 和 2.82 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地. 2.82 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地各土层之间 SDOC 含量无显著性差异, 其他各样地表层与深层之间 SDOC 含量差异性显著. 矿化度高于 2.82 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地 SDOC 含量与 CK 在 0~5 cm 土层上有显著性差异, 在 30 cm 深度以下差异不显著.

2.1.2 土壤可溶性无机碳

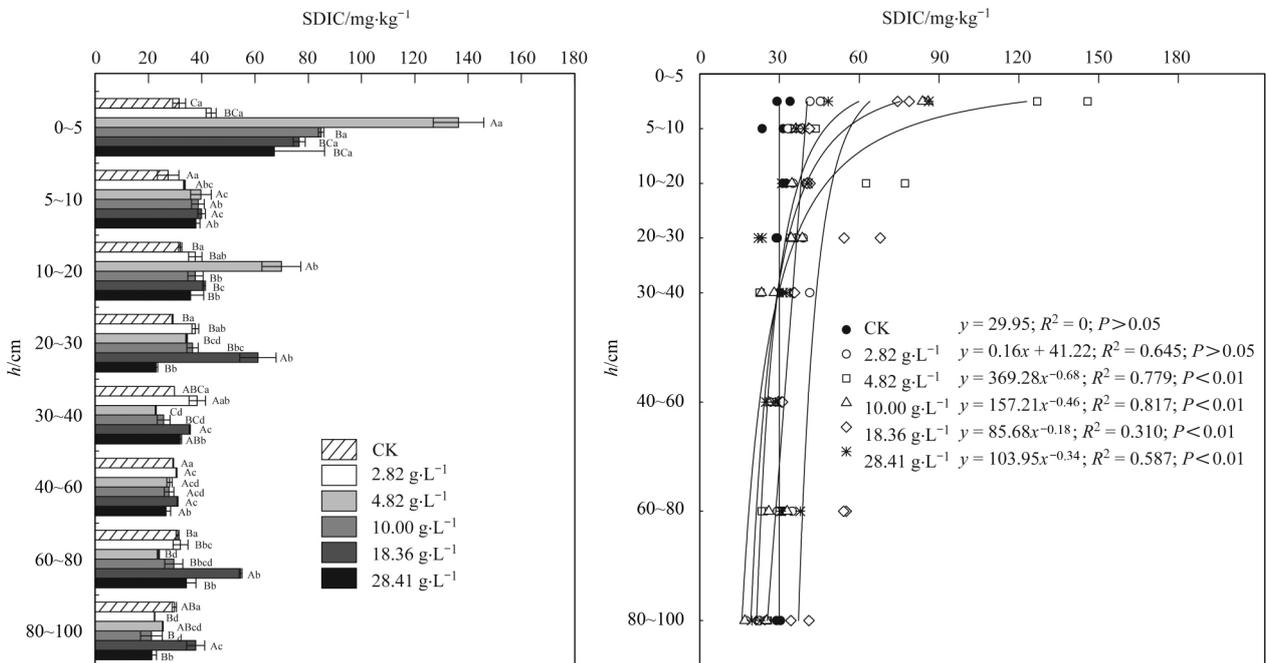
由图 2 可知, SDIC 含量随土层深度的增加表现出“降-增-降”的变化趋势, 各样地 SDIC 均在表层(0~5 cm) 最大, 在较深土层出现一个含量较高的土层, 然后再随土层深度的增加不断减低; CK 与 2.82 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地 SDIC 含量呈“U”形分布, 满足线性函数关系; 其他样地呈“M”型变化, 总体上均呈“T”



大写字母代表同一土层不同矿化度之间差异显著 ($P < 0.05$) ; 小写字母代表同一矿化度不同土层之间差异显著 ($P < 0.05$)

图 1 不同矿化度水灌溉下沙漠公路防护林 SDOC 含量及垂直分布特征

Fig. 1 SDOC content and vertical distribution of the desert highway shelterbelt irrigated with different salinity water



大写字母代表同一土层不同矿化度之间差异显著 ($P < 0.05$) ; 小写字母代表同一矿化度不同土层之间差异显著 ($P < 0.05$)

图 2 不同矿化度水灌溉下沙漠公路防护林 SDIC 含量及垂直分布特征

Fig. 2 SDIC content and vertical distribution of the desert highway shelterbelt irrigated with different salinity water

形分布, 满足幂函数关系. 不同矿化度咸水灌溉各样地 SDIC 含量均值依次为 34.42、47.52、37.67、47.17 和 34.69 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 明显高于 CK ($29.92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). CK 各土层间 SDIC 含量均无显著性差异, 各样地 0~5 cm 土层与其他各土层间 SDIC 含量差异显著. 0~5 cm 土层各样地 SDIC 含量与 CK 之间均有显著性差异, 其他土层表现为 SDIC 含量在

某单一样地上与 CK 差异显著, 剩余样地 SDIC 含量与 CK 差异均不显著.

2.1.3 土壤可溶性有、无机碳的波动能力和贡献度

表 3 表明, 各矿化度水灌溉样地, 在不同土层 SDOCF 和 SDICF 均高于 CK, CK 与 $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 样地 SDOCF 与 SDICF 均无明显变化; 0~20 cm 土层 SDOCF 随灌溉水矿化的增加而增大, 波动性增强,

20 cm 以下土层 SDOCF 明显低于表层,波动性较小;SDICF 均随灌溉水矿化度的增加先增后降,4.82 g·L⁻¹ 样地中达到峰值;浅层 (< 20 cm) SDOCF 和 SDICF 均高于 20 cm 以下土层,2.82 g·L⁻¹ 处理在不同深度上 SDOCF 小于 SDICF,其他各处理在不同深度上 SDOCF 均高于 SDICF.

表层土壤 SDOCC 与 SDICC 均高于下层,其中,

CK 各层 SDOCC 和 SDICC 变化稳定,SDOC 和 SDIC 累积贡献度各占 SDC 的 50%;2.82 g·L⁻¹ 样地各土层 SDICC 大于 SDOCC,SDIC 累积贡献度是 SDOC 累积贡献度的 2 倍;随着灌溉水矿化度的增加,其他各处理表层土壤 SDOCC 明显高于 CK 与 2.82 g·L⁻¹ 处理,而 SDICC 变化不明显,整个土层中 SDOC 累积贡献度也远高于 SDIC.

表 3 不同土层 SDOC、SDIC 波动能力和贡献度

Table 3 Volatility and contribution of SDOC and SDIC in different soil layers

项目	深度 <i>h</i> /cm	CK		2.82 g·L ⁻¹		4.82 g·L ⁻¹		10.00 g·L ⁻¹		18.36 g·L ⁻¹		28.41 g·L ⁻¹	
		DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC	DOC	DIC
波动能力 /mg·(kg·cm) ⁻¹	0~5	0.03	0	0.07	0.16	77.07	24.72	89.26	15.00	83.69	12.83	106.20	12.03
	5~10	0.03	0	0.07	0.16	34.61	9.29	47.62	4.09	50.86	1.50	52.36	2.53
	10~20	0.03	0	0.07	0.16	9.53	2.90	11.11	1.49	9.98	0.66	13.27	1.00
	20~30	0.03	0	0.07	0.16	3.44	1.16	3.50	0.67	2.71	0.35	4.48	0.48
	30~40	0.03	0	0.07	0.16	1.81	0.65	1.69	0.41	1.20	0.23	2.25	0.30
	40~60	0.03	0	0.07	0.16	0.95	0.36	0.82	0.25	0.53	0.16	1.13	0.19
	60~80	0.03	0	0.07	0.16	0.50	0.20	0.39	0.15	0.24	0.10	0.57	0.12
	80~100	0.03	0	0.07	0.16	0.31	0.13	0.23	0.10	0.13	0.08	0.34	0.09
贡献度	0~5	0.07	0.07	0.06	0.10	0.29	0.10	0.35	0.07	0.36	0.06	0.34	0.05
	5~10	0.07	0.06	0.04	0.08	0.12	0.03	0.24	0.03	0.09	0.03	0.30	0.03
	10~20	0.05	0.07	0.04	0.09	0.21	0.05	0.03	0.03	0.07	0.03	0.03	0.03
	20~30	0.06	0.06	0.03	0.09	0.03	0.03	0.03	0.03	0.06	0.05	0.03	0.02
	30~40	0.07	0.06	0.04	0.09	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.03	0.02
	40~60	0.07	0.06	0.04	0.07	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02
	60~80	0.07	0.07	0.06	0.08	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.05	0.02	0.02
	80~100	0.05	0.06	0.03	0.05	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02	0.01
	贡献度总和	0.49	0.51	0.34	0.66	0.71	0.29	0.75	0.25	0.68	0.32	0.81	0.19

2.2 土壤可溶性有、无机碳与各因素之间的关系

由图 3 知,通过主成分分析与冗余分析,提取到的 3 个成分可以反映并解释全部信息的 78.2%,提取较为完全,说明这 3 个主成分可以替代原始的 10 个指标信息,同时,78.2% 的累积量也能够解释 SDOC、SDIC 与各要素之间的相关关系.

各因素按成分矩阵值由大至小排列,提取的第

一主成分主要为 SDC > SDOC > SDIC > EC > SOC > *h*; 第二主成分主要为灌溉水矿化度 > pH,第三主成分主要为含水量 > SIC. 由图 4(a) 主成分分析可知,CK 与各矿化度处理可以被清晰区分开来,随着矿化度的升高,各处理的点距 CK 也愈远,说明其与 CK 间存在差异;10.00、18.36 和 28.41 g·L⁻¹ 这 3 个高矿化度水灌溉处理与 2.82 g·L⁻¹ 和 4.82 g·L⁻¹ 这 2 个低矿化度灌溉处理亦可被区分开来,点之间相距较远,高矿化度与地矿化度样地之间存在差异. 通过第一、二主成分内容可知,随着灌溉水矿化度的升高,SDC(SDOC 和 SDIC) 的含量也相应地增加. 在图 4(b) 中,2.82 g·L⁻¹ 矿化度灌溉处理与 CK 镜像相似且与其他处理之间可被清晰区分,由一、三主成分内容可知,2.82 g·L⁻¹ 样地 SDC(SDOC 和 SDIC) 分布较其他处理有所不同,其他矿化度水灌溉处理点交错较多,区分不明显,其中 18.36 g·L⁻¹ 和 28.41 g·L⁻¹ 样地的点在第三成分上分布多,含水量高于其他处理.

以 SDOC 和 SDIC 作为响应变量,其余因素作为解释变量. 由图 4 可知,灌溉水矿化度、EC、SOC、SIC 与 SDOC 和 SDIC 夹角都小于 90°,呈正相关关系;pH 和 *h* 与 SDOC 和 SDIC 之间夹角为钝角,属于负

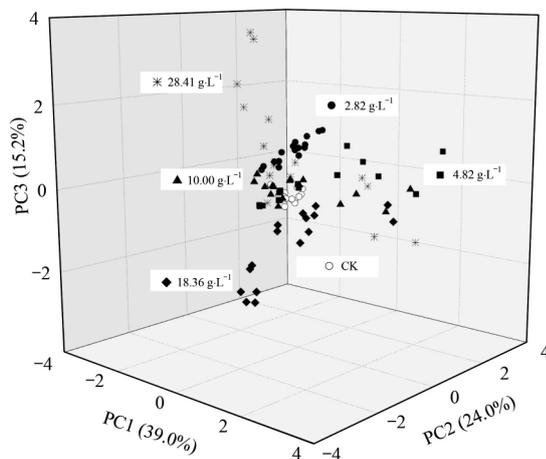


图 3 沙漠公路防护林土壤各因子主成分分析

Fig. 3 Principal component analysis of the soil factors in the desert highway shelterbelt

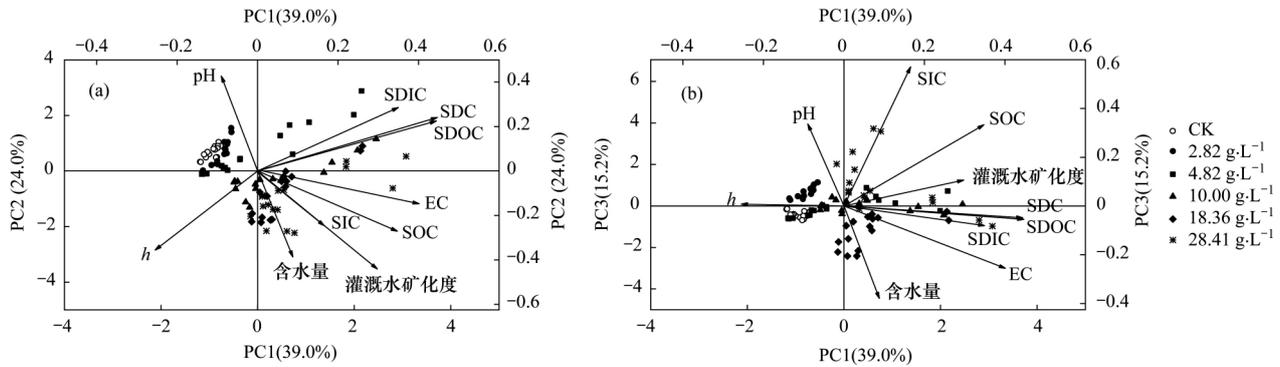


图 4 沙漠公路防护林土壤各因子主成分投影及冗余分析

Fig. 4 Principal component projection and redundancy analysis of soil factors in the desert highway shelterbelt

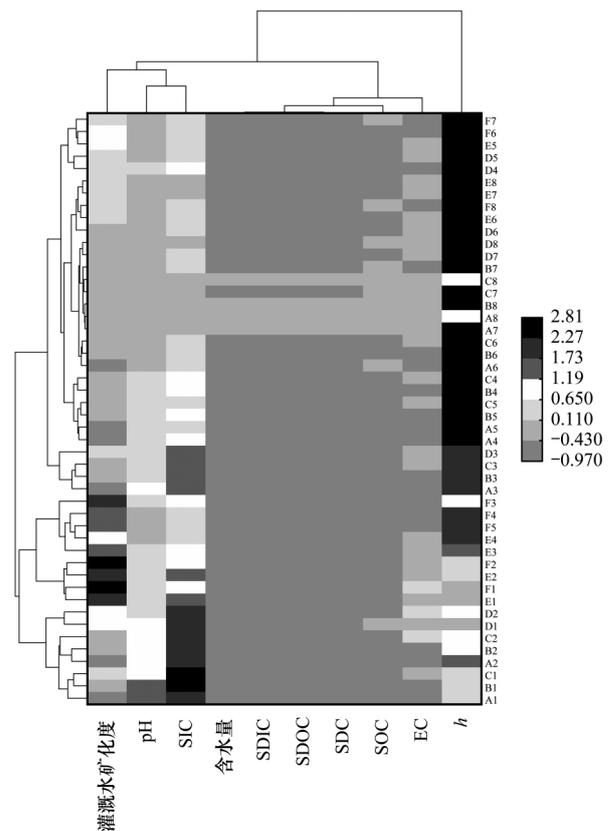
相关关系. 通过图 4 中各要素在响应变量上的投影长度可以判断出该因素对响应变量的贡献率大小, 由此可以得到各因素对 SDOC、SDIC 的正相关性大小: $EC > SOC > \text{灌溉水矿化度} > SIC > \text{含水量}$, 其中含水量表现出弱的正相关; SDOC、SDIC 与 h 呈负相关关系, SDOC 与 pH 呈微弱的负相关关系, SDIC 与 pH 呈微弱的正相关关系.

3 讨论

塔克拉玛干沙漠公路防护林建成以后, SOC 和 SIC 会在各层土壤积累^[20], 但 50 cm 以下深度土壤的微生物活性极其微弱^[22] 植物根系生物量也明显低于浅层土壤^[23], 因此, 在无其他外源碳输入的情况下, SOC 与 SIC 在深层土壤中的累积主要受长期灌溉的影响, 主要是表层 SOC 和 SIC 随灌溉水被淋洗到深层土壤所致. 而土壤所有碳组分中最容易随水分移动的是 SDC, 在极端干旱的环境条件下, 多重因素会对 SDOC 和 SDIC 的积累与移动产生影响, 明确各因素对 SDOC 和 SDIC 分布的影响是解释防护林土壤碳淋溶的重要依据.

在图 5 中, 每一行表示不同样地土层在各指标中的具体情况, 每一列表示同一指标在不同样地土层中的具体情况. 由热图的行位置可知, CK 各土层指标的颜色分布基本相同, 无明显区别; 各林地处理同一土层性质之间颜色分布相似但不同. 从热图的列位置可知, 灌溉水矿化度、SIC、EC 和 h 这 4 个指标之间颜色分布不同, 说明这 4 个指标对应的不同样地土层数据存在较大区别, 其他指标颜色分布相同, 所对应的数据之间无明显差异.

在最细的指标分类中, SDOC、SDIC、SDC 及含水量被分为一类, 说明了分类的科学性. 同时, 可溶性碳之间还表现出极强的正相关关系(图 4), 因此笔者推测咸水灌溉林地土壤中存在一个 SDOC- CO_2 -SDIC 的微碳循环, 使两种 SDC 之间可以互相转化, 作为微生物可以直接利用的碳组分, 自养型微生物



大写字母表示各处理, A: CK ; B: $2.48 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; C: $4.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; D: $10.00 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; E: $18.36 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; F: $28.41 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; 数字表示不同深度, 1: $0 \sim 5 \text{ cm}$; 2: $5 \sim 10 \text{ cm}$; 3: $10 \sim 20 \text{ cm}$; 4: $20 \sim 30 \text{ cm}$; 5: $30 \sim 40 \text{ cm}$; 6: $40 \sim 60 \text{ cm}$; 7: $60 \sim 80 \text{ cm}$; 8: $80 \sim 100 \text{ cm}$

图 5 沙漠公路防护林土壤各指标聚类热图

Fig. 5 Cluster heat map of various soil indicators of the desert highway shelterbelt

可以利用土壤中 CO_2 作为碳源进行生长繁衍, 其代谢和死亡会补充部分 SDOC, 而异养型微生物以 SDOC 作为碳源, 经呼吸和矿化会增加一部分 SDIC 含量. 在沙漠公路防护林中, 土壤微生物多以细菌为主, 放线菌次之, 真菌含量最少^[22], 微生物多为异养型, SDOC 的转化可能会因此加速, 但是两种类型微生物在不同样地土壤中对两种 SDC 的具体转化量尚未明确, 有待进一步研究.

因此 根据热图可将 SDC(SDOC 和 SDIC) 在外的其他指标分为三大类,第一类为 h ; 第二类为 SOC、EC 和含水量; 第三类为灌溉水矿化度、pH 和 SIC.

3.1 土层深度对土壤可溶性有、无机碳分布的影响

本研究发现,不同矿化度咸水灌溉下沙漠公路防护林地 SDOC 含量存在较大差异,不同土层 SDOC 波动较大. 流沙地各层 SDOC 分布比较均匀,平均含量为 $28.91 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,远高于荣井荣等^[24]在干旱区撂荒灰漠土的测定结果($13.50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),但与 $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 灌溉处理的平均含量($17.38 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)较为接近. 这是因为 $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 矿化度水灌溉处理中植被长势更好且微生物活性更高^[25],会造成微生物活动消耗土壤中最易吸收利用的可溶性碳,使得 SDOC 含量低于 CK.

本研究结果还表明,各样地 SDOC 含量随深度增加而降低,但 $0\sim 20 \text{ cm}$ 土层 SDOCF 和 SDICF 较 CK 剧烈, 30 cm 以上土层 SDOCC 和 SDICC 较 CK 也有明显提升,波动能力与贡献度均具有明显的分层现象. 土层深度对 SDOC 含量及分布的影响应该与微生物和植物根系在土壤剖面上的分布紧密有关,已有研究表明沙漠公路防护林土壤微生物最活跃范围在 $0\sim 30 \text{ cm}$ 土层深度^[22,26,27],而且植被根系也主要分布于 30 cm 以上土层,随深度的增加而降低^[23]. 植被及微生物是影响 SDOC 的关键性因子^[28]. 灌溉水矿化度高的样地其地下凋落物含量也较高(表 2),凋落物及根系分泌物等含量决定着 SDOC 的输入情况,从源头上控制着 SDOC 的含量. 不仅如此,土壤微生物也会对 SDOC 起到补充和调节作用,高矿化度咸水灌溉不利于微生物生存^[25],灌溉水高矿化度会造成土壤渗透势增加,使微生物细胞中的水分流失,通过质壁分离杀死微生物,这也是土壤微生物作为 SDOC 来源的部分补充,相同的方式对植物根系同样适用. 而未死亡的微生物及植物根系组织会利用 SDOC 作为自身能量和营养来对抗逆境环境,这些生物的调节作用表现在随灌溉水矿化度的增加 SDOC 并不是单纯的线性增加,因为在 $18.36 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 灌溉处理中 SDOC 平均含量低于除 $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 在外的其他矿化度灌溉处理(图 1).

流沙地 SDIC 分布均匀,平均含量为 $29.92 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,远低于刘丽娟等^[29]在干旱区沙地与盐碱地上的测量结果($50\sim 55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),这是因为本研究区域极端干旱,流沙地水分输入极少,生命活动微弱,SDIC 的输入基本处于停滞状态. 而在防护林地内,SDIC 的平均含量是 CK 的 $1\sim 1.5$ 倍,这主要是由于生物及水分的增加所致. 不同矿化度水灌溉林

地 SDIC 的含量均在 $0\sim 5 \text{ cm}$ 土层出现最高值,各处理 SDIC 含量无明显差异,SDIC 在土壤剖面上呈“M”型变化,SDICF 较小,SDICC 会在 $0\sim 5 \text{ cm}$ 外的部分土层中出现最高值. SDIC 含量总体上随 h 的增加而减小,王玉刚等^[30]在盐碱性土壤中也发现了类似结果. 这是因为 SDIC 极易随水分移动,极端干旱区高温少雨,地表蒸发作用极强,灌溉后土壤表面水分蒸发使得深层水分向上运动,其携带的一部分 DIC 就会在 $0\sim 5 \text{ cm}$ 土层聚集. 同时在灌溉过程中,表层土壤空隙会被水分填满,土壤液相 CO_2 分压较土壤空气饱和度高,而较深土层水分受环境影响较小,SDIC 虽有微小波动,但含量远低于表层.

3.2 土壤含水量、SOC 和 EC 对土壤可溶性有、无机碳的影响

冗余分析结果表明水分是影响 SDOC 和 SDIC 的重要因素,沙漠公路防护林土壤水分状况受气候影响波动极大,不仅要明确 SDOC 和 SDIC 在空间上的分布还需了解其时间动态,所以对整个灌溉周期 SDOC、SDIC 及含水量的时空分布和动态变化过程有待进一步详细研究,才能更好地明确土壤含水量与 SDOC 和 SDIC 的关系.

SOC 易溶于水的组分越多,SDOC 含量也就越高;对于 SDIC 而言,微生物会消耗利用 SOC 而产生 CO_2 ,这部分 CO_2 溶解于土壤水使得 SDIC 含量有所增加,呈弱的正相关关系,但目前就微生物对 SOC 的利用所产生的具体 CO_2 含量还未有明确的定量,有待进一步研究.

EC 是土壤水溶性盐的一个指标,EC 越高,土壤所含可溶性离子浓度越高,如图 6 所示, $2.82 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理 EC 与 CK 基本一致,而这两个处理的 SDIC 含量也较为接近,其他矿化度处理表明,EC 也具有表聚性,且 EC 随土壤深度的增加而减小,这与 SDOC 和 SDIC 的分布结果基本一致,能很好解释 EC 与 SDOC 及 SDIC 的正相关关系.

3.3 灌溉水矿化度、SIC 和 pH 对土壤可溶性有、无机碳的影响

pH 与 SDOC 间呈微弱的负相关关系. Andersson 等^[31]研究发现,pH 升高会增加腐殖质胶体带负电荷的基团数量,使其溶解度增加,SDOC 含量增加,但其 pH 研究范围在 $4.0\sim 6.0$ 之间,为酸性环境. 黄黎英等^[32]的研究表明,高 pH 条件下 SDOC 中酸性部分易与其他钙镁化合物等发生中和反应,使 SDOC 含量减少,这一结果与本文冗余分析显示的弱负相关性一致. 本文各样地土壤 pH 均呈强碱性(>8.5 ,图 6)综合二者研究可知,pH 在过高情况下会降低 SDOC 含量,在较低或中性范围会使 SDOC

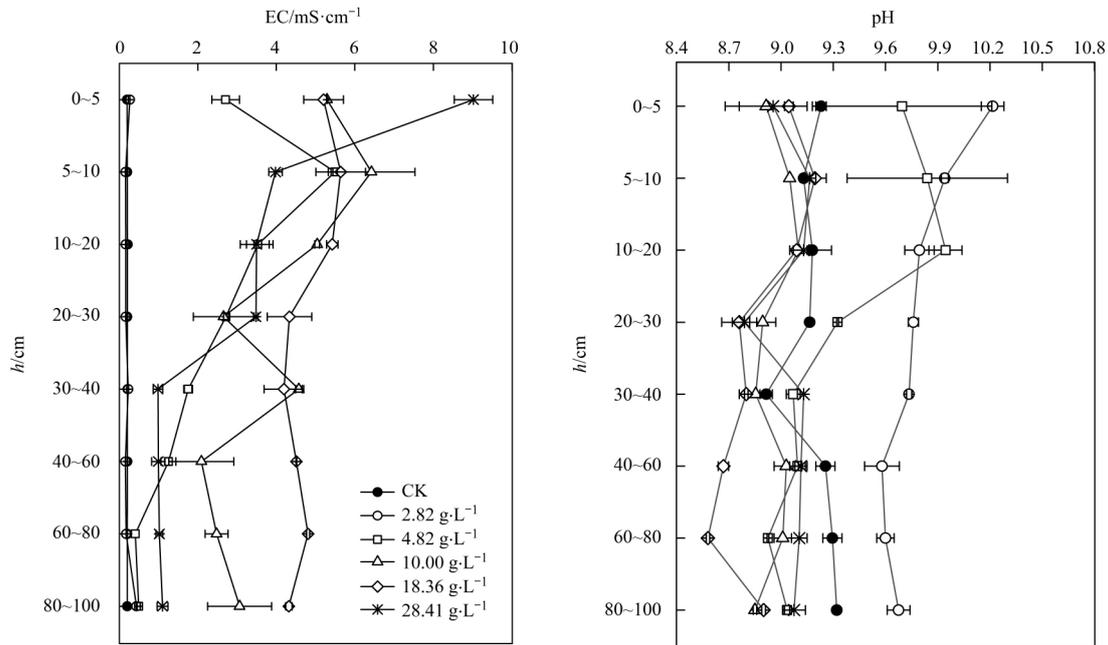


图6 沙漠公路防护林各样地土壤 EC 与 pH 分布

Fig. 6 Soil EC and pH distribution in various desert highway shelterbelts

含量增加,可以解释本文中 $> 5 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的矿化度水灌溉林地 pH 较其他处理低,SDOC 含量却高于其他处理. pH 与 SDIC 间呈微弱的正相关关系,表明土壤 pH 的增加会影响土壤可溶性碳酸盐的积累,同时,灌溉水中的 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 离子作为无机碳钙镁源会固定土壤中的 CO_3^{2-} 和 HCO_3^- ,使 H^+ 释放,从而导致 pH 下降,这也很好地解释了较高矿化度水滴灌样地 pH 较低的原因.但由于 pH 变化较 SDOC 及 SDIC 较小且稳定,因此本研究 pH 与 SDOC 和 SDIC 含量之间的相关性很微弱.

SIC 含量越高,SDIC 组分所占比例可能就越多,但 SDIC 是来源于土壤呼吸和土壤空气中的 CO_2 与水反应生成的富含 H_2CO_3 和 HCO_3^- 的溶液,并不是简单的可溶性碳酸盐^[12],因此 SIC 对 SDIC 的影响并不全是简单地溶解作用;SIC 对 SDOC 的影响可能是 SIC 向 SOC 的转化中增加 SDOC 的含量,但 SOC 与 SIC 间的转化非常复杂且还存在着许多不确定性,尚存诸多科学问题有待进一步研究.

作为沙漠公路防护林最大的环境胁迫因子,灌溉水矿化度直接或间接影响 SDOC 和 SDIC 的变化.不同矿化度灌溉水中均含有一定量的 DOC 及 DIC,随着灌溉过程进入土壤,可直接增加土壤中 SDOC 与 SDIC 的含量,至于水中 SDC 的来源,笔者推测一部分来自于水源地土壤碳的淋溶损失,另一部分来源于地下水水文路径^[12, 33].Steele 等^[34]的研究表明,当灌溉水钠吸附比 > 5 时,DOC 含量增加 2~3 倍,与本研究的发现基本一致.这可能是因为 SDOC 是由低分子量的游离氨基酸、碳水化合物、有机酸和

大分子量的酶、氨基糖、多酚和腐殖质等组成^[35],这些复杂的成分含有多种官能团,能与灌溉水中带有正电荷的离子形成 R-SDOC 配合物^[36],增加 SDOC 的含量.在土壤中存在着一个 $\text{CO}_2(\text{g}) - \text{CO}_2(\text{aq}) - \text{HCO}_3^-(\text{aq}) - \text{CaCO}_3(\text{s})$ 无机碳平衡过程^[37],平衡的移动方向决定着 SDIC 的含量,只有在 $\text{pH} > 8.5$ 的土壤中,土壤溶液 CO_3^{2-} 才会从 0 开始增加^[38],因此,各样地土壤溶液中含有的 CO_3^{2-} 含量有限,同时,防护林地盐分表聚严重,而盐碱土壤溶液对 CO_2 的溶解度较高^[39],随着 CO_2 及含有 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 的灌溉水进入,土壤中少量 CO_3^{2-} 被迅速固定, $\text{CO}_2(\text{g}) - \text{CO}_2(\text{aq}) - \text{HCO}_3^-(\text{aq})$ 移动加快,促进平衡向右移动,形成更多的 SDIC.

4 结论

(1) 灌溉水矿化度对沙漠公路防护林 SDOC 和 SDIC 的垂直分布具有重要影响. CK 和 $2.82 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 样地 SDOC 含量随深度的增加变化较慢,其他林地 SDOC 含量变化均表现为 0~20 cm 快于 20 cm 以下土层.在含量变化最快的 0~20 cm 土层中, $18.36 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 样地 SDOC 含量落差最大, $4.82 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 样地 SDIC 含量落差最大, $10.00 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 样地 SDOC 和 SDIC 含量落差均次之.各灌溉样地 SDC 平均含量随灌溉水矿化度的增加呈增降增的变化,在 $10.00 \sim 18.36 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 高矿化度水范围内对土壤灌溉也具有一定的淋洗效果.

(2) SDOC 和 SDIC 的垂直分布受多重因素影响,其中主导因素是灌溉水矿化度、土层深度、SOC

和 EC. 灌溉水矿化度、SOC 和 EC 与 SDOC 和 SDIC 均呈正相关关系; 土层深度与 SDOC 和 SDIC 呈负相关关系.

(3) SDOC 是影响沙漠公路防护林地 SDC 含量及垂直分布的主要碳类型. SDOC 的波动能力以及其对 SDC 的贡献度均高于 SDIC; $2.82 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理低于 CK, 其他各处理 SDOC 含量比 CK 增加了 252.9% ~ 396.3%, 而各样地 SDIC 含量增加了 15.0% ~ 58.8%.

参考文献:

- [1] Schlesinger W H, Andrews J A. Soil respiration and the global carbon cycle[J]. *Biogeochemistry*, 2000, **48**(1): 7-20.
- [2] Schlesinger W H. The formation of caliche in soils of the Mojave Desert, California [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1985, **49**(1): 57-66.
- [3] Brye K R, Norman J M, Bundy L G, et al. Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, **30**(1): 58-70.
- [4] Siemens J, Haas M, Kaupenjohann M. Dissolved organic matter induced denitrification in subsoils and aquifers? [J]. *Geoderma*, 2003, **113**(3-4): 253-271.
- [5] Walmsley D C, Siemens J, Kindler R, et al. Dissolved carbon leaching from an Irish cropland soil is increased by reduced tillage and cover cropping [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, **142**(3-4): 393-402.
- [6] Schulze E D, Luysaert S, Ciais P, et al. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance [J]. *Nature Geoscience*, 2009, **2**(12): 842-850.
- [7] Kindler R, Siemens J, Kaiser K, et al. Dissolved carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem carbon balance [J]. *Global Change Biology*, 2011, **17**(2): 1167-1185.
- [8] Jackson R B, Jobbágy E G, Avissar R, et al. Trading water for carbon with biological carbon sequestration [J]. *Science*, 2005, **310**(5756): 1944-1947.
- [9] Liu Z H, Dreybrodt W, Wang H J. A possible important CO₂ sink by the global water cycle [J]. *Chinese Science Bulletin*, 2008, **53**(3): 402-407.
- [10] Wang Y G, Wang Z Y, 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.
- [11] Siemens J. The European carbon budget: a gap [J]. *Science*, 2003, **302**(5651): 1681.
- [12] Li Y, Wang Y G, Houghton R A, et al. Hidden carbon sink beneath desert [J]. *Geophysical Research Letters*, 2015, **42**(14): 5880-5887.
- [13] 柳敏, 宇万太, 姜子绍, 等. 土壤溶解性有机碳(DOC)的影响因子及生态效应[J]. *土壤通报*, 2007, **38**(4): 758-764. Liu M, Yu W T, Jiang Z S, et al. Influencing factors and ecological effects of dissolved organic carbon in soil[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2007, **38**(4): 758-764.
- [14] Feng Q, Endo K N, Cheng G D. Soil carbon in desertified land in relation to site characteristics [J]. *Geoderma*, 2002, **106**(1-2): 21-43.
- [15] Xie J X, Yan L, Zhai C X, et al. CO₂ absorption by alkaline soils and its implication to the global carbon cycle [J]. *Environmental Geology*, 2009, **56**(5): 953-961.
- [16] Huang J P, Yu H P, Guang X D, et al. Accelerated dryland expansion under climate change [J]. *Nature Climate Change*, 2016, **6**(2): 166-171.
- [17] 陆晴, 王玉刚, 李彦, 等. 干旱区不同土壤和作物灌溉量的无机碳淋溶特征实验研究[J]. *干旱区地理*, 2013, **36**(3): 450-456. Lu Q, Wang Y G, Li Y, et al. A leaching experiment on inorganic carbon characteristics in the different soil salinity and irrigation in arid area [J]. *Arid Land Geography*, 2013, **36**(3): 450-456.
- [18] 解怀亮, 王玉刚, 李彦. 干旱区灌溉过程中碳淋溶试验研究 [J]. *干旱区研究*, 2015, **32**(5): 903-909. Jie H L, Wang Y G, Li Y. Experimental study on carbon leaching during Irrigation in arid areas [J]. *Arid Zone Research*, 2015, **32**(5): 903-909.
- [19] 周雪英, 贾健, 刘国强, 等. 1997—2017 年塔克拉玛干沙漠腹地降水特征 [J]. *中国沙漠*, 2019, **39**(1): 187-194. Zhou X Y, Jia J, Liu G Q, et al. Characteristics of precipitation at hinterland of Taklimakan Desert, China [J]. *Journal of Desert Research*, 2019, **39**(1): 187-194.
- [20] 张谦, 张建国, 王丽梅, 等. 塔克拉玛干沙漠公路防护林不同咸水滴灌下土壤有机碳与无机碳垂直分布特征 [J]. *西北林学院学报*, 2019, **34**(4): 1-7. Zhang Q, Zhang J G, Wang L M, et al. Vertical distribution of soil organic and inorganic carbon in the Taklimakan Desert highway shelterbelt drip-irrigated with different mineralization water [J]. *Journal of Northwest Forestry University*, 2019, **34**(4): 1-7.
- [21] 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.
- [22] 周智彬, 李培军. 塔克拉玛干沙漠腹地人工绿地土壤中微生物的生态分布及其与土壤因子间的关系 [J]. *应用生态学报*, 2003, **14**(8): 1246-1250. Zhou Z B, Li P J. Ecological distribution of soil microorganisms in artificial greenbelt in hinterland of Taklimakan Desert and their relations with soil factors [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14**(8): 1246-1250.
- [23] 单立山, 张希明, 花永辉, 等. 塔克拉玛干沙漠腹地梭梭幼苗根系分布特征对不同灌溉量的响应 [J]. *植物生态学报*, 2007, **31**(5): 769-776. Shan L S, Zhang X M, Hua Y H, et al. Response of root distribution of *Haloxylon ammodendron* seedlings to irrigation amounts in the Taklimakan Desert, China [J]. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 2007, **31**(5): 769-776.
- [24] 荣井荣, 钟文昭, 刘燕, 等. 干旱区长期施肥对土壤活性碳组分及团聚体的影响 [J]. *生态学杂志*, 2013, **32**(10): 2559-2566. Rong J R, Zhong W Z, Liu Y, et al. Effects of long-term fertilization on soil labile carbon fractions and aggregates in an arid area [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, **32**(10): 2559-2566.
- [25] 靳正忠, 雷加强, 徐新文, 等. 沙漠腹地咸水滴灌林地土壤养分、微生物量和酶活性的典型相关关系 [J]. *土壤学报*, 2008, **45**(6): 1119-1127. Jin Z Z, Lei J Q, Xu X W, et al. Canonical correlations of soil nutrients, microbial biomass and enzyme activity of forest land drip-irrigated with saline water in the hinterland of Taklimakan Desert [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, **45**(6): 1119-1127.
- [26] 单娜娜, 潘伯荣, 文启凯, 等. 塔克拉玛干沙漠腹地人工绿地土壤微生物生态学特性研究 [J]. *干旱区研究*, 2001, **18**(4): 52-56.

- Shan N N, Pan B R, Wen Q K, *et al.* Study on the ecological characteristics of soil-inhabiting microorganisms of the artificial vegetation in the hinterland of Taklamakan Desert [J]. *Arid Zone Research*, 2001, **18**(4): 52-56.
- [27] 靳正忠, 雷加强, 徐新文, 等. 塔里木沙漠公路防护林区土壤微生物的立地条件效应 [J]. *土壤通报*, 2008, **39**(2): 287-292.
- Jin Z Z, Lei J Q, Xu X W, *et al.* Effect of site conditions on the soil microbe of Tarim Desert highway shelter-forest system [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2008, **39**(2): 287-292.
- [28] 吴健敏, 郗敏, 孔范龙, 等. 土壤溶解性有机碳 (DOC) 动态变化影响因素研究进展 [J]. *地质论评*, 2013, **59**(5): 953-961.
- Wu J M, Xi M, Kong F L, *et al.* Review of researches on the factors influencing the dynamics of dissolved organic carbon in soils [J]. *Geological Review*, 2013, **59**(5): 953-961.
- [29] 刘丽娟, 王玉刚, 李小玉. 干旱区绿洲土壤可溶性无机碳的空间分布特征 [J]. *生态学杂志*, 2013, **32**(10): 2539-2544.
- Liu L J, Wang Y G, Li X Y. Spatial distribution pattern of soil dissolved inorganic carbon in an arid oasis [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2013, **32**(10): 2539-2544.
- [30] 王玉刚, 王忠媛, 李彦. 干旱区盐碱土剖面无机碳组分分布特征 [J]. *干旱区地理*, 2013, **36**(4): 631-636.
- Wang Y G, Wang Z Y, Li Y. Distribution of inorganic carbon composition in arid saline-alkali soil profiles [J]. *Arid Land Geography*, 2013, **36**(4): 631-636.
- [31] Andersson S, Nilsson S I, Saetre P. Leaching of dissolved organic carbon (DOC) and dissolved organic nitrogen (DON) in mor humus as affected by temperature and pH [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, **32**(1): 1-10.
- [32] 黄黎英, 曹建华, 周莉, 等. 不同地质背景下土壤溶解有机碳含量的季节动态及其影响因子 [J]. *生态环境学报*, 2007, **16**(4): 1282-1288.
- Huang L Y, Cao J H, Zhou L, *et al.* Seasonal change and the influence factors of soil dissolved organic carbon at different geological background [J]. *Ecology and Environment*, 2007, **16**(4): 1282-1288.
- [33] Steele M K, Aitkenhead-Peterson J A. Salt impacts on organic carbon and nitrogen leaching from senesced vegetation [J]. *Biogeochemistry*, 2013, **112**(1-3): 245-259.
- [34] Steele M K, Aitkenhead-Peterson J A, *et al.* Urban soils of Texas: relating irrigation sodicity to water-extractable carbon and nutrients [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2012, **76**(3): 972-982.
- [35] 赵劲松, 张旭东, 袁星, 等. 土壤溶解性有机质的特性与环境意义 [J]. *应用生态学报*, 2003, **14**(1): 126-130.
- Zhao J S, Zhang X D, Yuan X, *et al.* Characteristics and environmental significance of soil dissolved organic matter [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14**(1): 126-130.
- [36] Römken P F, Bril J, Salomons W. Interaction between Ca^{2+} and dissolved organic carbon: implications for metal mobilization [J]. *Applied Geochemistry*, 1996, **11**(1-2): 109-115.
- [37] 段建南, 李保国, 石元春, 等. 干旱地区土壤碳酸钙淀积过程模拟 [J]. *土壤学报*, 1999, **36**(3): 318-326.
- Duan J N, Li B G, Shi Y C, *et al.* Modeling of soil CaCO_3 deposition process in arid areas [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, **36**(3): 318-326.
- [38] Lindsay W L. *Chemical equilibrium in soils* [M]. New York: John Wiley & Sons, 1979.
- [39] 白曙光, 焦燕, 温慧洋, 等. 不同含盐量土壤可溶性无机碳及盐基离子的剖面分布特征 [J]. *地球环境学报*, 2018, **9**(4): 348-355.
- Bai S G, Jiao Y, Wen H Y, *et al.* Profile distribution characteristics of dissolved inorganic carbon and base ions in different salt content soils [J]. *Journal of Earth Environment*, 2018, **9**(4): 348-355.