

河西走廊中段绿洲退化土地退耕种植苜蓿的固碳效应

苏永中, 刘文杰, 杨 荣, 范桂萍

(中国科学院寒区旱区环境与工程研究所生态水文与流域科学实验室,
中国生态系统研究网络临泽内陆河流域综合研究站, 兰州 730000)

摘要: 土地利用变化和耕作管理是人类影响陆地生态系统碳过程一个重要方面。对河西走廊中段张掖绿洲退化土地退耕种植苜蓿 5a 后土壤性状的分析表明, 49 个退耕苜蓿地土壤与相邻未退耕农田土壤配对样本的比较, 退耕苜蓿地 0~15cm 土层土壤粒级组成和容重并未发生显著变化, 但土壤 pH 平均提高了 0.11 个单位, 电导率降低 34.8%, 土壤有机碳 (SOC) 和全氮 (全 N) 含量较对照农田土壤平均提高 18.5% 和 9.3%, 活性有机碳 (labile C) 增加 53.3%。SOC 含量受海拔高度和土壤粒粉粒含量的影响, 退耕后 SOC 和全 N 的增加幅度沙壤土高于粉壤土, 而 labile C 的增加幅度沙壤土低于粉壤土。退耕苜蓿地 0~15cm 土层 SOC 和全 N 储量较农田土壤分别增加 2.84 Mg hm⁻² 和 0.21 Mg hm⁻², 土壤 C、N 的固存率平均为 0.57 Mg hm⁻² a⁻¹ 和 0.04 Mg hm⁻² a⁻¹, 表明退化土地由 1 年生作物向多年生牧草的转变有显著的固碳效应和潜力。活性有机碳的变化较总有机碳的变化更为显著, 表明活性有机碳对土地利用变化的响应更为敏感。

关键词: 退耕还草; 土壤有机碳; 氮; 活性有机碳; 碳固存

文章编号: 1000-0933(2009)12-6385-07 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Carbon sequestration effect following retirement of degraded croplands into alfalfa forage land in the middle of Hexi Corridor region, northwest China

SU Yong-Zhong, LIU Wen-Jie, YANG Rong, FAN Gui-Ping

Laboratory of Watershed Hydrology and Applied Ecology, Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences,

Linze Inland River Basin Comprehensive Research Station, Chinese Ecosystem Research Network, Lanzhou, 730000, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(12): 6385 ~ 6391.

Abstract: Land use change and tillage management is an important aspect for influencing carbon process in terrestrial ecosystem by human. The objective of this study is to identify effects of conversion of degraded cropland to alfalfa forage land on soil carbon sequestration and related soil properties in Zhangye oasis in the middle of Hexi corridor region. We selected 49 sites along altitude gradient as sampling sites where alfalfa were planted for 5 years, and taken paired alfalfa soil and adjacent crop soil in the 0—15cm depth. The results showed that no changes in soil particle size and bulk density were found following land use change. Compared to adjacent cropland, soil pH value increased in average 0.11 unit but electrical conductivity (EC) decreased by 34.8% in alfalfa field, and the averaged concentrations of SOC, total N and Labile C increased by 18.5%, 9.3% and 53.3%, respectively. SOC concentration was influenced by altitude and soil silt and clay content. The sandy loam soils had a greater increase percentage of SOC and total N but a smaller increase percentage of labile C compared to the silt loam soils after land use conversion. SOC and total N storage in the 0—15 cm depth increased 2.84 Mg hm⁻² and 0.21 Mg hm⁻², respectively, and the average rates of C and N sequestration were 0.57 Mg hm⁻² a⁻¹ and 0.04 Mg hm⁻² a⁻¹ following the retirement of degraded croplands into alfalfa forage land over 5 years. Our results suggest that conversion of annual crops to perennial alfalfa had significant carbon sequestration effect and great

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(30670375); 国家重点基础研究发展计划资助项目(2009CB421302)

收稿日期: 2008-09-04; 修订日期: 2009-08-18

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: suyzh@lzb.ac.cn

potential in the region. Labile C showed a more remarkable increase than SOC following crops to alfalfa conversion, suggesting that it is a more sensitive index of C dynamics under the short-term land use change.

Key Words: retirement of degraded croplands into alfalfa grassland; soil organic C and N; labile C; C sequestration

土地利用变化和耕作管理是人类影响陆地生态系统碳过程一个重要方面^[1]。在过去的 2 个世纪,毁林、草地开垦、不合理土地利用造成的土地沙漠化、土壤侵蚀和退化已造成大量土壤碳的损失和向大气 CO₂ 的净释放,被认为是大气 CO₂ 浓度升高的原因之一^[2,3]。因而通过退化土地的退耕还林还草、恢复多年生植被等土地利用的转变、以及保护性耕作和合理的残落物管理等措施以最大限度的增加土壤有机碳含量,成为国际社会应对全球气候变化缓解大气 CO₂ 浓度升高的对策之一^[3,4]。

一些区域的研究和实践已证实,严重退化土地的退耕还林还草有巨大的固碳潜力^[3,5,6]。Post 和 Kwon^[7] 估计退化土地转为林地或草地后碳固存率分别为 33.8 g m⁻² a⁻¹ 和 33.2 g m⁻² a⁻¹; Mensah 等^[8] 在加拿大北部平原的研究表明,农田转为牧草地 5~12a 后, SOC 的积累为 0.5~0.8 Mg hm⁻² a⁻¹。土地利用转变后 SOC 的积累速率与利用历史、土壤性状如质地、土地利用变化前的 SOC 水平以及土地管理等有关^[6]。研究也表明,对于土地利用和管理变化后相对短的时期(1~5a),土壤总有机碳的变化可能难以准确监测^[9],但对于 SOC 的活性组分(labile C fraction)如微生物生物量碳(microbial biomass C)、轻组有机碳(light fraction C)、颗粒有机质碳(particulate organic matter-C)和易氧化有机碳(easily oxidation C)对短期的土地利用和管理变化的响应会更为敏感^[9],因而 SOC 的活性组分被广泛作为土地利用和耕作管理影响 SOC 质量的早期敏感性指标和土壤质量评价的重要指标^[10]。Blair 等^[11] 提出用 333 mmol L⁻¹ KMnO₄ 氧化的 SOC 组分作为活性有机碳组分(labile C),并结合 SOC 计算的碳管理指数(CMI),被认为是表征不同土地管理下土壤碳动态的一个很好的指标。

退化土地的退耕还林还草是改善脆弱的中国西部生态环境的一项重大举措。地处河西走廊中段的张掖绿洲在 2002~2003 年期间分别有 276 km² 和 7.23 km² 的耕地进行了退耕还林和还草^[12]。大面积的退耕还林还草有着显著的生态效应包括系统对碳的固存效应,但相关研究很少^[6]。本研究在前期对边缘绿洲区沙质土壤退耕还草的碳固定效应研究基础上^[6],对张掖绿洲全区退耕种植苜蓿后土壤碳、氮的短期变化进行系统分析,以期对区域退耕种草的固碳效应和土壤性状演变有准确的认识。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

研究区域为甘肃省河西走廊中段的张掖绿洲,取样点覆盖山丹、民乐、甘州、临泽和高台五县区主要的退耕还草实施区,取样区的分布从海拔 2348m 的山丹李桥乡到 1378m 的临泽平川镇,年平均降雨量从 340mm 降至 110mm,年平均气温从 1~3℃ 升至 7.6℃,年蒸发量从 1700mm 升至 2390mm。沿从高到低的海拔梯度土壤类型依次有栗钙土、灰钙土、张掖中心绿洲发育良好的灌漠土和高台、临泽边缘新垦绿洲灌耕灰棕漠土和灌耕风沙土,黑河两岸地下水位较高的区域有盐化潮土分布。在海拔超过 1780m 的山丹和民乐取样区域种植的主要作物为小麦和啤酒大麦,海拔在 1380~1550m 的甘州、临泽和高台,取样区域主要作物为玉米。

1.2 取样点设置

2007 年 8 月下旬,在研究区域退耕种植苜蓿实施区,选取 49 个取样地块,并以相邻未退耕农田地块作为对照,选择的样地均为 2003 退耕,苜蓿生长期 5a,山丹、民乐对照地块作物为小麦或啤酒大麦,灌溉 2~4 次,施肥水平 N 60~120 kg hm⁻², P₂O₅ 60~90 kg hm⁻²,退耕苜蓿地灌溉 2~3 次,不施或施少量化肥,每年刈割 2~3 次。临泽和高台对照地块大部分为玉米-玉米-小麦轮作,或连续种植制种玉米,传统耕作方式,收获后小麦、玉米秸秆移出,由于玉米主根在冬天不能腐烂而影响来年种植时覆膜,在秋耕时玉米根也被移出。每年灌溉 6~10 次,施肥量 N 200~300 kg⁻¹ hm⁻², P₂O₅ 90~150 kg⁻¹ hm⁻²;退耕苜蓿地每年灌溉 4~5 次,化肥施用

0 ~ 60 kg N hm⁻², 0 ~ 45 kg P₂O₅ hm⁻²; 每年刈割 3 ~ 4 次(取样点分布见图 1)。

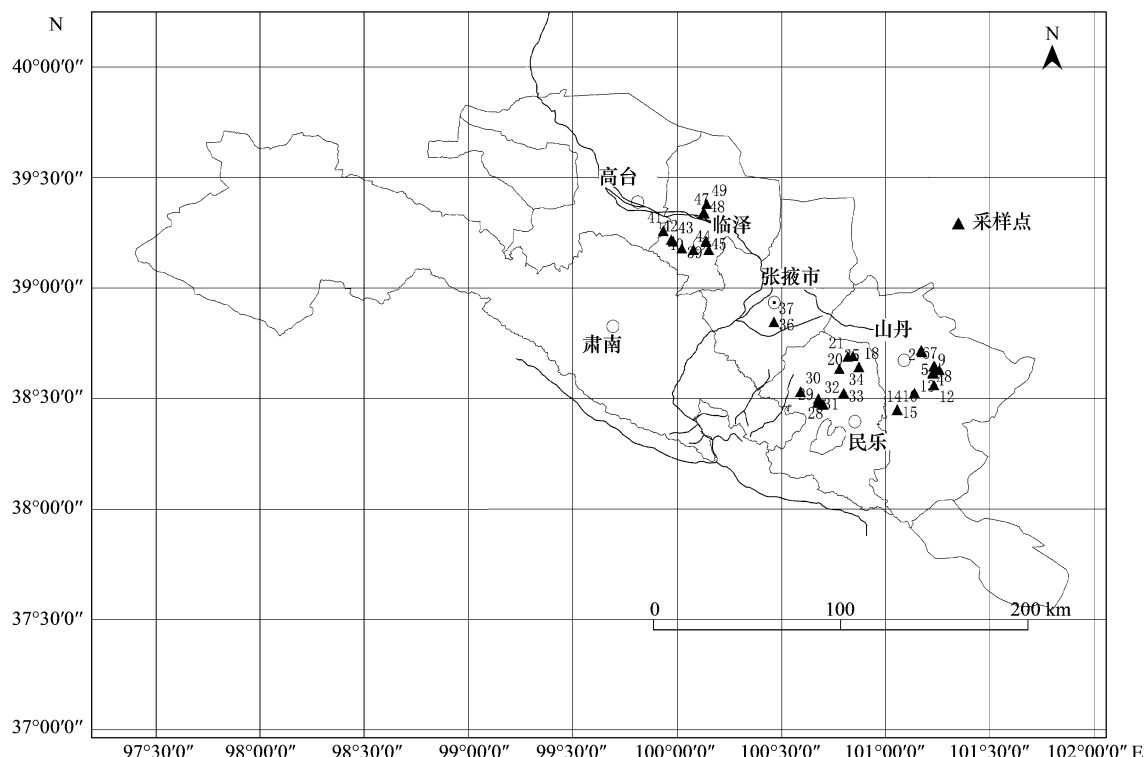


图 1 研究区域和取样点分布

Fig. 1 Map of study area and sampling sites

1.3 土壤取样和分析

在每个退耕苜蓿地和对照农田,选择 20m × 30m 的取样区,在取样区内均匀分布 10 个取样点(在玉米地中,各有 5 个点位于玉米行间和行内)。用土钻(直径 5 cm)取 0 ~ 15cm 耕层样混合为一个样;同时在取样中心区的 3 个点用环刀在 5 ~ 10cm 土层取样,用于容重测定。

土样带回室内,去除可见的植物根系和残落物,自然风干,过 2 mm 孔径的土壤筛,用湿筛加吸管法分析土壤粒级组成。部分土样进一步磨细过 100 目筛,用重铬酸钾氧化-硫酸亚铁滴定和凯氏法测定 SOC 和全氮含量;用电极法和电位法测定土壤 pH 值(土水比 1:2.5)和电导率(土水比 1:5)^[13]。用 0.333 mol L⁻¹ KMnO₄ 氧化法测定活性有机碳组分^[11]。

用 SSPS11.5 软件进行配对样本的 *t*-检验和部分变量之间的相关和回归分析。

2 结果与分析

2.1 土壤基本性状

从沿海拔高度所取的 49 个样点土壤粒级组成分析,大部分样点粒级组成以粉粒为主,平均含量 53%。按粒级组成进行土壤质地分类,有 2 个点沙粒含量达 90%,属沙土;35 个点土壤属粉壤土,12 个点土壤属沙壤土(图 2)。退耕种植多年生苜蓿 5a 后土壤粒级组成并未发生明显的变化(表 1)。土壤容重苜蓿地土壤变动在 1.21 ~ 1.59 g cm⁻³,平均 1.37 g cm⁻³;对照农田变动在 1.18 ~ 1.58 g cm⁻³,平均 1.36 g cm⁻³,大部分样点退耕种植苜蓿 5a 后容重略有升高,但差异不显著(表 1)。

苜蓿地土壤 pH 值变动在 7.13 ~ 7.80,平均 7.53;农田土壤变动在 7.0 ~ 7.65,平均 7.42。从图 3 看出,大部分样点退耕种植苜蓿后土壤 pH 值较相邻对照农田有所升高,配对样本的 *t*-检验表现出极显著的差异(表 1)。但电导率的分析结果表明,大部分样点退耕苜蓿地较农田降低,平均下降了 29%,两者之间差异显著(表 1)。

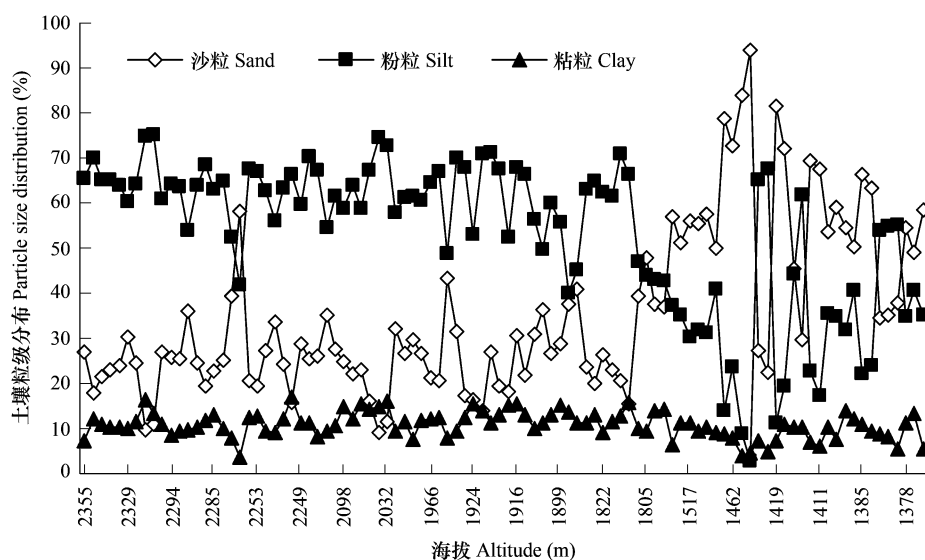


图2 沿海拔高度的49个取样点土壤粒级分布

Fig. 2 Soil particle size distribution of 49 sampling sites along altitude gradient

2.2 退耕种植苜蓿后土壤有机碳和全氮变化

退耕种植苜蓿 5a 后有 41 个点 SOC 含量增加, 8 个点下降, 49 个点平均 SOC 含量增加 1.37 g kg^{-1} (增加 18.5%); 土壤全氮有 32 个点退耕苜蓿地高于对照农田, 而 17 个点下降, 退耕后平均全氮含量提高了 0.08 g kg^{-1} , 增加 9.3% (图 4, 表 1)。由于种植苜蓿后 SOC 含量的增加大于全氮的增加, 因而苜蓿地土壤 C/N 比显著高于对照农田土壤 (表 1)。

用 $333 \text{ mol L}^{-1} \text{ KMnO}_4$ 氧化的活性有机碳组分在苜蓿地土壤与农田土壤中有极显著的差异, 49 个样点中有 5 个点苜蓿地土壤略低于对照农田土壤, 平均 labile C 含量苜蓿地土壤较农田土壤高 0.65 g kg^{-1} , 增加 53.3%。退耕种植苜蓿 5a 后 labile C 的增加明显高于 SOC 的增加, 因而退耕苜蓿地活性有机碳所占总有机碳的比例极显著高于对照农田 (表 1)。

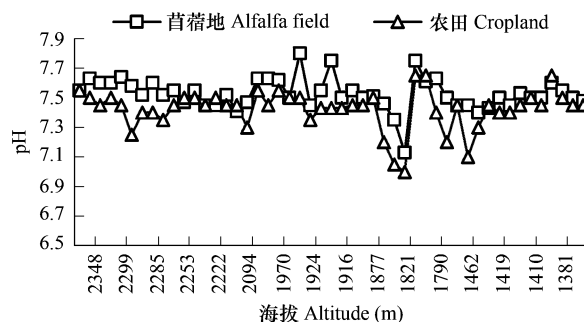


图3 沿海拔高度的49个取样点苜蓿地和对照农田土壤 pH

Fig. 3 Soil pH of 49 sampling sites along altitude gradient

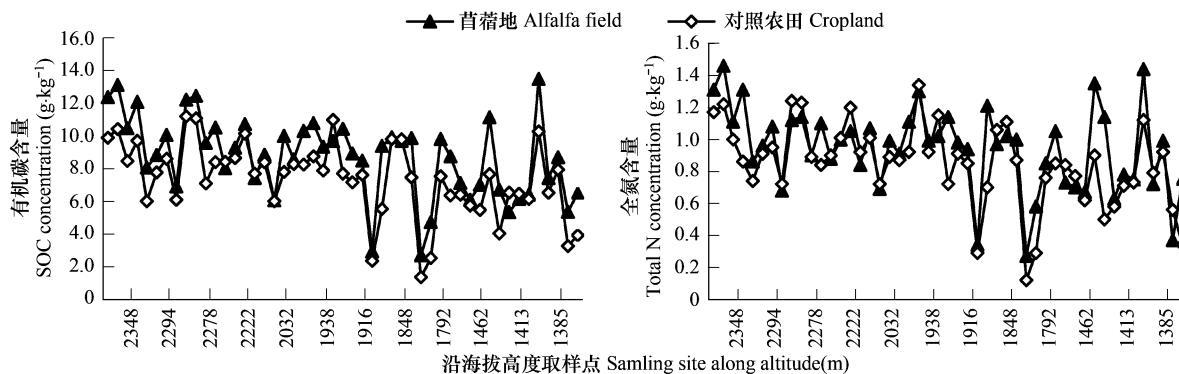


图4 沿海拔高度的49个取样点苜蓿地和对照农田土壤有机碳和全氮含量

Fig. 4 SOC and total N concentration of 49 sampling sites along altitude gradient

表 1 退耕苜蓿地与对照农田土壤性状的比较

Table 1 Comparison of some selected soil properties between alfalfa and adjacent crop soils

土壤性状 Soil properties	退耕苜蓿地 Alfalfa field	相邻农田 Adjacent cropland	配对样本 <i>t</i> -检验	
			<i>t</i>	<i>P</i>
粒级组成, Particle size distribution (%)				
沙粒 Sand, 2 ~0.05 (mm)	36.5 ±18.8	35.7 ±18.3	0.431	0.668
粉粒 Silt, 0.05 ~0.002 (mm)	52.9 ±17.5	53.3 ±16.6	-0.171	0.865
粘粒 Clay, <0.002 (mm)	10.6 ±3.0	11.0 ±2.8	-0.768	0.446
容重 Bulk density(g cm ⁻³)	1.37 ±0.10	1.36 ±0.10	2.567	0.013
pH	7.53 ±0.11	7.42 ±0.15	6.796	<0.001
电导率 EC (ds cm ⁻²)	0.23 ±0.27	0.31 ±0.34	-2.327	0.024
有机碳 SOC (g kg ⁻¹)	8.75 ±2.44	7.38 ±2.77	8.112	<0.001
全氮 Total N (g kg ⁻¹)	0.94 ±0.26	0.86 ±0.26	2.494	0.016
碳氮比 C/N	9.30 ±1.34	8.72 ±1.36	1.919	0.061
活性有机碳 Labile C	1.87 ±0.87	1.22 ±0.45	6.404	<0.001
Labile C/SOC	0.21 ±0.07	0.17 ±0.04	4.663	<0.001

不同质地的土壤退耕还草后土壤碳、氮变化的趋势不同。将 49 个取样点土壤类型按质地分为粉壤土(35 个点)和沙壤土(14 个点,2 个沙土归并在沙壤土中),粉壤土苜蓿地和对照农田 SOC、全氮和活性有机碳含量的差异达极显著,而沙壤土苜蓿地和对照农田 SOC 和活性有机碳含量差异极显著,但全氮含量的差异不显著;退耕种草 5a 后 SOC 和全氮含量的增加幅度沙壤土(增加 32.4.1% 和 15.9%)明显高于粉壤土(增加 15.1% 和 8.5%),而活性有机碳含量的增加幅度沙壤土(增加 39.8%)低于粉壤土(增加 53.1%)(图 5)。

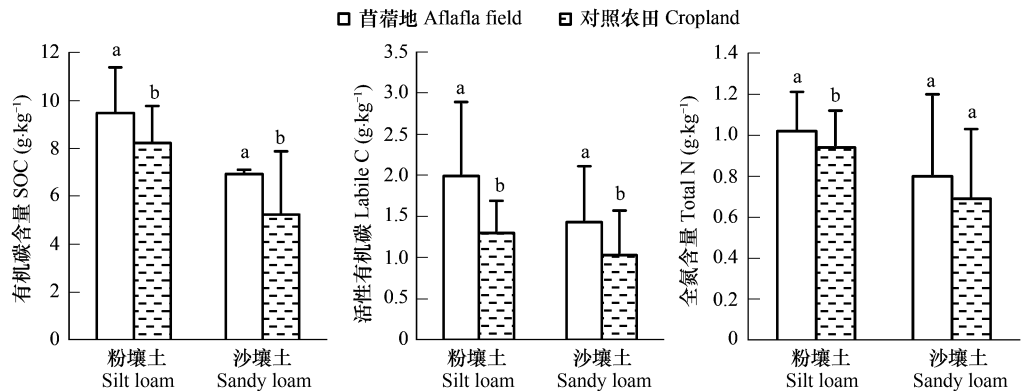


图 5 不同质地土壤退耕苜蓿地和对照农田土壤有机碳、活性有机碳和全氮含量

Fig.5 SOC, Labile C and total N concentrations of sandy loam and silt loam soils under cropland and alfalfa field

用土壤容重和 SOC、全 N 含量计算的土壤 C、N 储量,由于苜蓿地和农田土壤容重差异较小,土壤 C、N 储量与其含量有基本相同的趋势。退耕 5a 的苜蓿地 0~15cm 耕作层 SOC 和全 N 的储量分别为 17.51Mg hm⁻² 和 1.91Mg hm⁻²,相邻对照农田分别为 14.67Mg hm⁻² 和 1.70Mg hm⁻²,两者之间 SOC 和全 N 储量的差异均达极显著水平(*t*<0.001)。以未退耕相邻农田土壤为参比,退耕种植苜蓿 5a 后 SOC 和全 N 的年平均固存率分别为 0.57Mg hm⁻²a⁻¹ 和 0.042Mg hm⁻²a⁻¹。2002~2003 年张掖绿洲退化土地退耕种植苜蓿的面积达 7.23 km²,以此估算,该区域因退耕还草增加的土壤碳和氮分别为 2053 Mg 和 152 Mg。

3 讨论

退化土地由 1 年生作物向多年生苜蓿草地的转变,由于灌溉、耕作和施肥等农作管理的变化,土壤性状随之发生变化。苜蓿地由于较长时期的地表覆盖使得土壤蒸发作用减弱、苜蓿致密的根系和对土壤结构的改善增加了土壤的渗透性而使土壤盐分的表聚作用减弱,加之苜蓿的生物脱盐作用,退耕种植苜蓿 5a 后耕层土壤

电导率较对照农田土壤显著降低。但退耕苜蓿地 pH 值较农田土壤平均高 0.11 个单位,这主要是由于苜蓿地不施或少量施用化肥,而农田大量施用化肥和有机肥,特别是碳铵和过磷酸钙的施用,使农田土壤 pH 值降低。本项研究的结果表明,土壤粒级并未发生显著变化,尽管认为种植苜蓿后可以显著降低边缘绿洲区地表风蚀输沙率,有利用降低农田土壤风蚀^[14],但种植农作物由于灌溉量和灌溉次数多于苜蓿地,灌溉输入的细粒组分(粘、粉粒)较苜蓿地增加,抵消了风蚀造成的农田土壤细粒物质的损失。

退化土地退耕种植苜蓿后有显著的土壤固碳效应。耕层(0~15cm)土壤有机碳的固存率平均为 0.57Mg hm⁻²a⁻¹,这与作者在前期边缘绿洲灌耕风沙土和灌耕灰棕漠土区退耕 5a 后碳固存率 0.57Mg hm⁻²a⁻¹(0~20 cm)的研究结果一致^[6],与 Mensah 等^[8]在加拿大北部平原(0.5~0.8Mg hm⁻²a⁻¹)和 Gebhart 等^[15]、Jastrow^[16]在美国(0.4~1.0Mg hm⁻²a⁻¹)的同类研究的结果相类似。

SOC 的水平取决于有机物质的输入和分解及侵蚀损失等之间的平衡,受地形、植被、成土母质、湿度和温度等自然因素及人为管理的影响。本项研究结果表明,SOC 含量与海拔高度(在研究区域海拔高度的变化反映了温度和湿度的变化)呈显著正相关($r = 0.423$, $P < 0.001$),与土壤粘粉粒含量也呈显著正相关($r = 0.417$, $P < 0.001$)。这一结果反映了自然因素与土壤类型对 SOC 含量的影响。但土地利用变化下 SOC 的固存潜力主要取决于土壤质地和原始的土壤肥力水平^[17]。结果表明退耕种植苜蓿后 SOC 含量的增加幅度沙壤土高于粉壤土,说明原始土壤碳水平相对较低的沙质土壤退耕后有更大的固碳潜力。施肥和耕作管理水平也显著影响 SOC 的积累,研究结果表明其中有 8 个点种植苜蓿后 SOC 含量略有下降,这是由于对照农田有机肥施用的结果。退耕后大部分取样点土壤全 N 也有显著的提高,但退耕苜蓿地与对照农田土壤全 N 的差异小于 SOC 的差异,这与该区域农作物生产大量的化肥投入有关,特别是对于高台、临泽边缘绿洲区域的沙壤土,对照农田的主要作物为玉米,农作物生产主要依赖化肥的投入,因此沙壤土两种土地利用类型土壤全 N 含量的差异不显著。而在民乐、山丹土壤为粉壤土,种植作物为小麦或大麦,化肥投入量相对较低,退耕种植苜蓿后土壤全 N 与农田土壤差异显著。

退耕种植多年生苜蓿后土壤 C、N 的积累机制,包括残落物向土壤输入量的增加、苜蓿覆盖消除耕作后土壤稳定性团聚体的形成和团聚体对有机碳的物理保护等^[18]。苜蓿地每年 2~4 次的刈割时有大量残落物积存于地表,同时在 0~15cm 有致密的根系分布,细根的周转增加了向土壤的碳输入,而农田由于实施传统耕作,在收获时小麦、玉米秸秆移出,收获后的翻耕又移出了玉米根系,有机物归还量有限。相关分析结果表明,对照农田土壤粘粉粒含量与 SOC 含量的相关系数为 0.73,苜蓿地土壤为 0.64,苜蓿地土壤粘粉粒含量与 SOC 含量的相关性降低,说明苜蓿地土壤与粘粒结合的稳定有机碳所占比例的相对降低,而颗粒有机碳含量增加^[6],而颗粒有机碳主要来自于未分解或半分解的残落物。在研究区域边缘绿洲农田的研究表明,退耕的苜蓿地土壤 >0.25mm 的水稳性团聚体数量较农田土壤增加了 26%^[19],团聚体数量的增加一方面由于退耕草地消除了耕作对团聚体的破坏,另一方面说明苜蓿地土壤有机物质输入的增加,而团聚体的形成使得 SOC 的分解速率减慢又对 SOC 起到物理保护^[20]。

土壤活性有机碳来源于植物凋落物的分解、根系分泌物、土壤有机质的水解、土壤微生物本身及其代谢产物,对维持土壤肥力及土壤碳储量变化方面具有重要作用^[21]。本研究结果显示,退耕苜蓿地总 SOC 含量比对照农田高 18.5%,而活性有机碳含量高 53.3%,说明退耕种植苜蓿后,短期内 SOC 含量增加的主要是活性部分。苜蓿地土壤与对照农田活性有机碳含量的显著差异,主要是由于苜蓿地 0~15cm 有致密的根系分布,产生的分泌物多,土壤表层积累的凋落物数量较多,同时农田土壤耕种引起土壤扰动,使作物残体与土壤充分接触,比表层覆盖更能加速作物残体分解,对土壤中的活性有机碳有较明显的影响^[22]。本研究结果也显示,与对照农田土壤相比,退耕种草 5a 后 SOC 的增加幅度沙壤土明显高于粉壤土,而活性有机碳含量的增加幅度沙壤土低于粉壤土,这主要是沙壤土分布在海拔低于 1800m 以下的临泽、高台边缘绿洲,年均气温较粉壤土分布区域高 3~5℃,且沙质土壤通气性较好,凋落物的分解速率较快,因而活性有机碳的损失速率较快。由于河西地区退耕种植苜蓿是一种短期的退耕行为,在苜蓿生长 8~10a 后出现衰退,土地利用又转向种植玉

米、小麦等农作物。对于不稳定的活性有机碳,耕作后可能会很快损失。

4 结论

河西走廊中段张掖绿洲退化土地退耕种植苜蓿 5a 后,与相邻未退耕农田土壤比较,土壤性状发生了明显的分异,表现为电导率下降,pH 升高,SOC 和全 N 含量增加。退耕后 SOC 和全 N 含量的增加幅度沙壤土大于粉壤土;活性有机碳组分的变化比总有机碳的变化更为显著。退化土地由传统耕作的 1 年生作物向多年生苜蓿草地的转变有显著的土壤固碳效应。

References:

- [1] Lal R, Bruce J P. The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. *Environmental Science & Policy*, 1999, 2: 177—185.
- [2] Degrayze S, Six J, Paustian K, Morris S, Paul E A, Merckx R. Soil organic carbon pool changes following land-use conversions. *Global Change Biology*, 2004, 10: 1120—1132.
- [3] Lal R. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Climate Change*, 2001, 51: 35—72.
- [4] Marland G, McCarl B A, Schneider U. Soil carbon: policy and economics. *Climate Change*, 2001, 51: 101—117.
- [5] Lal R. Carbon sequestration in drylands. *Annals of Arid Zone*, 2000, 39(1): 1—10.
- [6] Su Y Z. Soil carbon and nitrogen sequestration following the conversion of cropland to alfalfa forage land in northwest China. *Soil & Tillage Research*, 2007, 92: 181—189.
- [7] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land-use change: process and potential. *Global Change Biology*, 6: 317—327.
- [8] Mensah F, Schoenau J J, Malhi S S. Soil carbon changes in cultivated and excavated land converted to grasses in east-central Saskatchewan. *Biogeochemistry*, 2003, 63: 85—92.
- [9] Haynes R J. Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biol Fert Soils*, 30: 270—275.
- [10] Blair N, Faulkner R D, Till A R, Poulton P R. Long-term management impacts on soil C,N and physical fertility Part 1. Broadbalk experiment, 2006, 91: 30—38.
- [11] Blair G J, Lefroy R D B, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index, for agricultural systems. *Austr J Agric Res*, 1995, 46: 1459—1466.
- [12] Peng H, Cheng G, Xu Z, Yin Y, Xu W. Social, economic, and ecological impacts of the “Grain for Green” project in China: A preliminary case in Zhangye, Northwest China. *Journal of Environmental Management*, 2007, 85: 774—784.
- [13] Institute of Soil Sciences, Chinese Academy of Sciences. *Physical and Chemical Analysis Methods of Soils*. Shanghai Science Technology Press, Shanghai, 1978. 7—59.
- [14] Su P X, Zhao A F, Du M W. Functions of different cultivation modes in oasis agriculture on soil wind erosion control and soil moisture conservation. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2004, 15: 1536—1540.
- [15] Gebhart D L, Johnson H S, Mayeux H S, Polley H W. The CRP increases soil organic carbon. *Journal of Soil and Water Conservation*, 1994, 49: 488—492.
- [16] Jastrow J D. Soil aggregation formation and accrual of particulate and mineral-associated organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 1996, 28: 665—676.
- [17] Arrouays D, Saby N, Walter B, Lemerrier B, Schvartz C. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 2006, 22: 48—51.
- [18] Lal R, Kimble J M. Conservation tillage for carbon sequestration. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49: 243—253.
- [19] Su Y Z, Wang F, Zhang Z H, Du M W. Soil properties and characteristics of soil aggregate in marginal farmlands of oasis in the middle of Hexi Corridor region, Northwest China. *Agricultural Sciences in China*, 2007, 6(6): 706—714.
- [20] Six J, Elliott E T, Paustian K, Doran J W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Sci Soc Am J*, 1998, 62: 1367—1377.
- [21] Wu J G, Zhang X Q, Xu D Y. Changes in soil labile organic carbon under different land use in the Liupan mountain forest zone. *Acta Phytocologica Sinica*, 2004, 28(5): 657—664.
- [22] Liu M, Yu W T, Jiang Z S, Ma Q. Soil labile organic carbon. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25 (11): 1412—1417.

参考文献:

- [13] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析. 上海:上海科学技术出版社, 1978. 7—59.
- [14] 苏培玺, 赵爱芬, 杜明武. 绿洲农业不同种植方式防止土壤风蚀和保持土壤水分的比较. *应用生态学报*, 2004, 15(9): 1536—1540.
- [21] 吴建国, 张小全, 徐德应. 六盘山林区几种土地利用方式下土壤活性有机碳的比较. *植物生态学报*, 2004, 28(5): 657—664.
- [22] 柳敏, 宇万太, 姜子绍, 马强. 土壤活性有机碳. *生态学杂志*, 2006, 25 (11): 1412—1417.