

黄土高原区不同植物凋落物可溶性有机碳的含量及生物降解特性

王春阳, 周建斌*, 王祥, 夏志敏

(西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌 712100)

摘要:以黄土高原区刺槐、小叶杨、沙棘、沙柳、苜蓿和长芒草等 6 种植物凋落物为研究对象,利用 2 种浸提剂(水和 $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{CaCl}_2$) 浸提了不同大小(2 mm 粉碎样和 1 cm 长)植物凋落物,测定了其中可溶性有机碳(SOC)的含量,并利用室内培养试验(25°C)评价了可溶性有机碳的生物降解特性.结果表明,不同植物凋落物可溶性有机碳含量在 $4.21 \sim 76.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间,占其全碳的比例在 $0.99\% \sim 19.84\%$ 之间.平均来看,乔木凋落物可溶性有机物含量及其占全碳的比例大于灌木,而灌木又高于草本.经过 7 d 的培养,不同凋落物可溶性有机碳的生物降解率在 $34.7\% \sim 75.1\%$ 之间,平均 56.3% ,不同种类凋落物的生物降解率相比为乔木 > 灌木 > 草本.紫外及荧光光谱法测定法表明,培养结束后 SOC 溶液中结构较为复杂的可溶性有机物的比例呈显著上升,这与其中易降解组分的降解有关.

关键词:黄土高原; 植物凋落物; 提取方法; 可溶性有机碳; 生物降解率

中图分类号: X142; X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)04-1139-07

Contents and Biodegradation of Soluble Organic Carbon in Different Plant Residues from the Loess Plateau

WANG Chun-yang, ZHOU Jian-bin, WANG Xiang, XIA Zhi-min

(College of Resources and Environment, Northwest Agriculture and Forest Science and Technology University, Yangling 712100, China)

Abstract: Soluble organic carbon (SOC) in plant residues extracted by water or different extractants is an active component, and has important roles in carbon and nitrogen biogeochemical process in soil ecosystem. Reestablishing the vegetation on the Loess Plateau is changing the types and amounts of the plant residues into soil ecosystem. Therefore, our objective was to evaluate the contents and biodegradation of SOC of residues of different species from this region. Six species of plant residues were sampled from Shenmu, North of the Loess Plateau, and the contents of SOC in two sizes residues (2 mm and 1 cm length) was extracted with two extractants (distilled water and $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{CaCl}_2$). And a 7-day incubation experiment (25°C) was conducted to compare the biodegradability of SOC of the different plant residues. The contents of SOC in the different plant species ranged from $4.21 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ to $76.25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, and the rates of SOC to total carbon (SOC/TC) of the plant residues were in range of 0.99% and 19.84% . The order about the average content of SOC and SOC/TC of the different plant species was trees > shrubs > grasses. After 7-day of incubation, rates of biodegradation of SOC in different plant residues ranged from 34.7% to 75.1% (averaged 56.3%). The proportion of complex structure SOC increased significantly in solution at the end of incubation, indicated the rapid biodegradation of labile composition in the residues.

Key words: Loess Plateau; plant residue; extracting method; soluble organic carbon(SOC); biodegradability

植物凋落物是自然生态系统中物质循环和能量流动的主要形态,凋落物的数量和质量在维持生态系统土壤肥力,促进生态系统正常的物质循环和养分平衡方面有重要的作用^[1].前人对不同凋落物的分解转化特性及其与环境因素的关系已进行了大量的研究^[2].

植物凋落物抵达土壤表层后,结构简单的组分先发生分解转化^[3,4],凋落物中可被水或盐溶液提取的可溶性有机物属这一类型的成分,而有关不同植物凋落物可溶性有机碳的含量及生物降解特性的研究尚少见报道.近年来,国内外一些研究者对土壤

中可溶性有机物的作用进行了不少研究,发现土壤可溶性有机物在土壤不同元素的生物地球化学循环过程^[5,6]、成土过程^[6,7]、微生物生长代谢过程^[8,9]、土壤固碳^[10]等方面具有重要作用.森林及退化生态系统中的重建过程中植物凋落物是这些生态系统土壤可溶性有机物的最主要来源之一^[5,11,12].因此,有

收稿日期: 2010-04-29; 修订日期: 2010-07-29

基金项目: “十一五”国家科技支撑计划项目(2007BAD89B02); 国家自然科学基金项目(40571087); 西北农林科技大学拔尖人才支持计划项目(2006)

作者简介: 王春阳(1980~),男,博士研究生,主要研究方向为恢复区生态环境, E-mail: wya312@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: jbzhou@nwsuaf.edu.cn

必要研究不同种类植物凋落物中可溶性有机碳的特性。

黄土高原地区由于长期的开垦及不合理的利用,导致这一地区自然植被遭到严重破坏,土壤贫瘠,生态环境极度脆弱。近年来,这一地区通过封山育林、退耕还林还草等方式,恢复植被,减少水土流失,以达到改善生态环境的目的。退耕还林还草措施实施后,进入土壤生态系统植物凋落物的种类、数量及特性也发生变化,这些不同凋落物中可溶性有机碳的含量及生物降解特性如何,是一个值得研究的问题。因此,本研究测定了黄土高原分布较为广泛的几种植物凋落物中可溶性有机物的含量及生物降解特性,旨在分析这一最活跃的有机组分在土壤质量恢复中的作用,为这一地区正在实施的生态重建提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

供试植物凋落物于 2009 年 3 月采自陕西神木中国科学院水土保持研究所神木侵蚀与环境试验站附近,包括乔木类的刺槐 (*Robinia pseudoacacia* L.) 和小叶杨 (*Populus simonii* Carr.), 灌木类的沙棘 (*Hippophae rhamnoides* Linn.) 和沙柳 (*Salix psammophila*), 草本的苜蓿 (*Medicago sativa* Linn.) 和长芒草 (*Stipa bungeana* Trin.). 这些植物均属研究地区分布较为广泛的主要种类。采样时乔、灌木均收集地面凋落的叶片,草本采其整个地上部分。每一样品的采集均采用“S”型多点取样法,每个点大约收集 0.5 kg,每种样品的全部采样量约为 32 kg。采回后每种样品取 2 kg 置于 60℃ 烘箱中烘干,一部分用于提取可溶性有机物,一部分用于测定植物凋落物碳、氮含量(表 1)。

表 1 植物凋落物的主要化学成分

Table 1 Main chemical properties of the plant residues

植物凋落物	全碳 /g·kg ⁻¹	全氮 /g·kg ⁻¹	C: N
刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i> L.	396.26	14.64	27.07
小叶杨 <i>Populus simonii</i> Carr.	384.31	6.96	55.22
沙棘 <i>Hippophae rhamnoides</i> Linn.	326.41	18.63	17.52
沙柳 <i>Salix psammophila</i>	379.12	13.67	27.73
苜蓿 <i>Medicago sativa</i> Linn.	424.23	11.29	37.58
长芒草 <i>Stipa bungeana</i> Trin.	402.13	7.05	57.04

1.2 凋落物可溶性有机碳(SOC)的提取

将烘干的植物样品一部分粉碎过 2 mm 筛,一部分剪成 1 cm 长;然后分别用蒸馏水和 0.01

mol·L⁻¹ CaCl₂ 溶液 2 种不同浸提剂提取^[13,14]。提取方法为:称取植物样品 5 g 于三角瓶中,分别加入 150 mL 浸提剂,然后在往复振荡机上振荡 0.5 h,静置,取上清液在 -0.08 MPa 下过孔径为 0.45 μm 滤膜(上海市新亚净化器件厂生产,使用前首先要用蒸馏水淋洗滤膜,以淋洗滤膜可能残留的有机组分)过滤,即获得植物凋落物提取液,测定其中 SOC 含量。

1.3 凋落物 SOC 生物降解试验

(1) 接种液的制备^[15] 采集陕北不同植被下的土样适量分别装入培养瓶中,在 25℃ ± 3℃ 下暗室好气预培养一周,培养结束后各称取 5 g 培养土壤于 250 mL 三角瓶中,加入 5 mmol·L⁻¹ CaCl₂ 溶液 25 mL,加塞,置于往复振荡机上振荡 30 min,静置 1 h 后,将上清液过 5 μm 滤膜,将上述不同植被下的接种液等体积混合后即得培养试验接种液。

(2) 生物降解试验^[16] 吸取上述不同植物凋落物的 SOC 溶液(SOC 浓度调节至 10 ~ 20 mg·L⁻¹)50 mL 于玻璃瓶(250 mL)中,加入 500 μL 接种液,随后加入 20 mL 营养液(0.1% NH₄NO₃ 和 0.1% K₂HPO₄ 溶液 1:1 混合),充分摇动混匀溶液。吸取混合溶液 30 mL,测定培养第 0 d 的 SOC 含量及其 UV₂₈₀ 吸收值和腐殖化指数(HIXem)。盖紧瓶塞,25℃ ± 3℃ 下暗室中培养 7 d,取样测定瓶中溶液的 SOC 含量及 UV₂₈₀ 吸收值和腐殖化指数(HIXem)。与此同时,设置 2 个对照处理,分别用 5 mmol·L⁻¹ CaCl₂ 溶液和葡萄糖溶液(含 C 20 mg·L⁻¹)代替土壤 SOC 溶液,以扣除接种剂中的 SOC 及评价接种剂的接种效果。每个处理重复 3 次。在培养过程中每隔 2 d 对培养溶液进行通气,以保持氧气充足。

1.4 测定与计算方法

可溶性有机碳(SOC)含量采用 TOC-5050 分析仪测定;UV₂₈₀ 吸收值采用 UVIKON 930 型紫外可见分光光度计测定;腐殖化指数(HIXem)采用 970CART 型荧光分光光度计测定(激发光波长为 254 nm,发射光波长分别为 300 ~ 345 nm 和 435 ~ 480 nm, E_x 缝宽和 E_m 缝宽均为 10 nm),计算腐殖化指数(HIXem), HIXem 定义为长波区域(435 ~ 480 nm)的面积除以短波区域(300 ~ 345 nm)的面积^[17,18]。测定 UV₂₈₀ 吸收值的溶液和测定腐殖化指数(HIXem)的溶液为同一溶液,测定时将 SOC 浓度超过 10 mg·L⁻¹ 的样品稀释其至 10 mg·L⁻¹,若溶液的 SOC 浓度未超过 10 mg·L⁻¹ 时则直接测定,其中紫外比色溶液的厚度

为 1 cm. 根据培养试验降解前、后可溶性有机碳含量的变化计算其生物降解率^[16].

1.5 统计分析

采用 Excel 2003 和 SAS 软件(8.0 版本)对试验数据进行处理及统计分析,并采用多因素方差分析法比较不同处理间的差异.

2 结果与分析

2.1 不同植物凋落物可溶性有机碳的含量

由表 2、表 3 可以看出,不同方法处理及提取剂提取的各种类植物凋落物可溶性有机碳(SOC)含量相比,乔木类的最高(37.87 ~ 76.25 g·kg⁻¹),其次是灌木(19.02 ~ 52.51 g·kg⁻¹),草本类最低(4.21 ~ 15.41 g·kg⁻¹);可溶性有机碳含量占植物凋落物全碳的比例(SOC/TC)也是乔木 > 灌木 > 草本.

不同浸提剂提取的植物凋落物可溶性有机碳含量及其占凋落物全碳比例均有差异.0.01 mol·L⁻¹氯化钙浸提的 2 mm 乔木和灌木类凋落物可溶性有机

碳含量及其占凋落物全碳比例均显著高于水浸提方法($p < 0.05$),而草本类的苜蓿水浸提的则显著高于 0.01 mol·L⁻¹氯化钙浸提方法($p < 0.05$),长芒草不同提取剂间无显著差异.植物凋落物处理成 1 cm 长后,0.01 mol·L⁻¹氯化钙浸提的可溶性有机碳含量及其占凋落物全碳的比例均高于水浸提法,其中乔木、灌木及草本类的长芒草均达到显著水平($p < 0.05$).

2 mm 长凋落物在 2 种提取剂中提取的可溶性有机碳含量及其占凋落物全碳的比例均高于 1 cm 长凋落物,平均高出 29.4%.水浸提的 2 mm 长植物凋落物可溶性有机碳含量及其占凋落物全碳的比例均显著高于 1 cm 长植物凋落物($p < 0.05$),其中小叶杨在 2 种大小处理后的可溶性有机碳含量差异最大,达 33.99 g·kg⁻¹,2 mm 长凋落物高出 1 cm 长 89.8%.0.01 mol·L⁻¹氯化钙浸提的凋落物除刺槐和长芒草的可溶性有机碳含量 1 cm 高于 2 mm 长,其他 4 种凋落物的可溶性有机碳含量均为 2 mm 高于 1 cm 长,且均达到显著水平($p < 0.05$).

表 2 不同植物凋落物可溶性有机碳的含量¹⁾

Table 2 Contents of soluble organic carbon in different plant residues

植物种类	水提取/g·kg ⁻¹		0.01 mol·L ⁻¹ 氯化钙提取/g·kg ⁻¹	
	2 mm	1 cm	2 mm	1 cm
刺槐	49.40 ± 0.31 Bb	44.94 ± 1.17 Ca	53.36 ± 0.34 Ab	54.10 ± 0.01 Aa
小叶杨	71.86 ± 0.66 Ba	37.87 ± 0.58 Db	76.25 ± 0.58 Aa	51.80 ± 1.83 Ca
沙棘	24.05 ± 0.34 Bd	19.02 ± 0.34 Cc	27.10 ± 0.68 Ac	23.93 ± 0.66 Bc
沙柳	43.71 ± 0.59 Bc	37.50 ± 0.69 Cb	52.51 ± 0.34 Ab	43.60 ± 1.78 Bb
苜蓿	14.23 ± 1.17 Ae	4.21 ± 0.34 Ce	8.47 ± 0.34 Be	4.88 ± 0.34 Ce
长芒草	12.20 ± 0.01 Be	6.90 ± 0.89 Cd	12.20 ± 0.01 Bd	15.41 ± 1.31 Ad

1) 同一行中不同的大写字母表示 5% 不显著;同一列中相同小写字母表示 5% 不显著,下同

表 3 不同植物凋落物可溶性有机碳占其全碳的比例

Table 3 Ratio of soluble organic carbon to total carbon (SOC/TC) of different plant residues

植物种类	水提取/%		0.01 mol·L ⁻¹ 氯化钙提取/%	
	2 mm	1 cm	2 mm	1 cm
刺槐	12.47 ± 0.08 Bb	11.34 ± 0.29 Ca	13.47 ± 0.08 Ab	13.65 ± 0.02 Aa
小叶杨	18.70 ± 0.17 Ba	9.85 ± 0.15 Db	19.84 ± 0.15 Aa	13.48 ± 0.48 Ca
沙棘	7.37 ± 0.10 Bd	5.83 ± 0.10 Cc	8.30 ± 0.21 Ac	7.33 ± 0.20 Bc
沙柳	11.53 ± 0.15 Bc	9.89 ± 0.18 Cb	13.85 ± 0.09 Ab	11.50 ± 0.14 Bb
苜蓿	3.35 ± 0.28 Ae	0.99 ± 0.08 Ce	2.00 ± 0.08 Be	1.15 ± 0.08 Ce
长芒草	3.12 ± 0.08 Be	1.72 ± 0.13 Cd	3.12 ± 0.08 Bd	3.83 ± 0.03 Ad

2.2 不同植物凋落物可溶性有机物的生物降解率

一般认为,生物降解试验中葡萄糖溶液接种后的生物降解率超过 50% 表明接种效果理想^[16].本研究中葡萄糖处理的生物降解率达 85.3%,表明接种效果理想,试验方法可行.

由图 1 可以看出,植物凋落物可溶性有机物的生物降解率平均达 56.4%.不同种类植物凋落物相

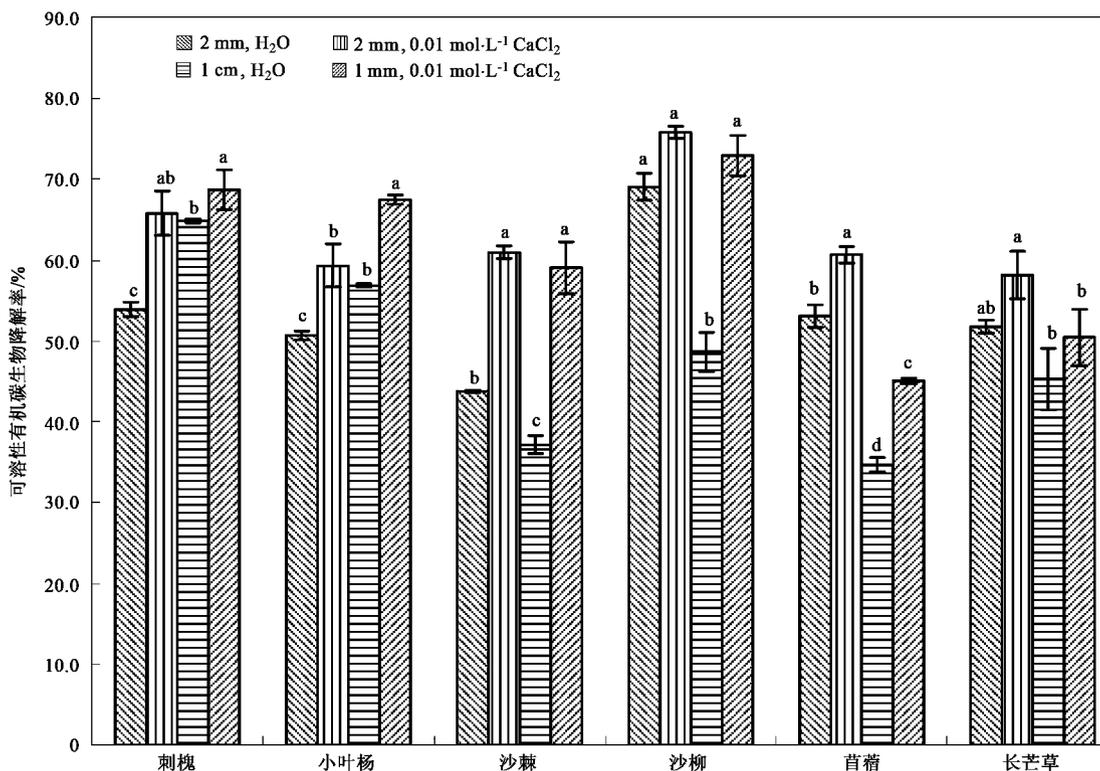
比,乔木类最高(平均 60.8%),其次是灌木(平均 58.6%),草本类最低(平均 49.7%).

不同浸提剂提取的可溶性有机物的生物降解率不同.0.01 mol·L⁻¹氯化钙浸提的可溶性有机物的生物降解率(45.1% ~ 75.1%)高于水浸提方法(34.7% ~ 69.1%),其中 2 种提取法提取的刺槐、沙棘和苜蓿凋落物生物降解率的差异达显著水平

($p < 0.05$). $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氯化钙浸提的 1 cm 长沙柳凋落物可溶性有机物的生物降解率显著高于水浸提法 ($p < 0.05$). 其它凋落物生物降解率均表现为 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氯化钙浸提高于水浸提法,但未达显著水平.

2 mm 长植物凋落物可溶性有机物的平均生物降解率(平均为 58.5%)略高于 1 cm 长(平均为 54.2%). 但不同处理方式对凋落物生物降解率的

影响因植物种类不同有所差异,2种浸提剂提取的乔木类 1 cm 凋落物可溶性有机物的生物降解率高于 2 mm 长,且水浸提的刺槐凋落物的差异达显著水平 ($p < 0.05$);而2种浸提剂提取的灌木和草本类植物凋落物则均表现为 2 mm 长凋落物可溶性有机物的生物降解率高于 1 cm 长样品,且水提取中沙柳和苜蓿凋落物达显著水平 ($p < 0.05$),在 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氯化钙提取中苜蓿和长芒草达显著水平 ($p < 0.05$).



同一种凋落物中不同处理间的相同字母表示 5% 不显著

图 1 不同浸提剂及大小对植物凋落物可溶性有机碳生物降解率的影响

Fig. 1 Effects of different extractants and sizes of different residues on biodegradability of SOC

2.3 不同植物凋落物可溶性有机物降解前后结构特性的变化

可溶性有机物的 UV_{280} 吸收值和 HIXem 值被一些学者用于评价土壤中可溶性有机物的结构特性^[10]. 一般认为,有机物的 UV_{280} 值和 HIXem 值与其结构中相对复杂的芳香类化合物的含量呈正相关^[19,20]. 本研究借助这 2 种方法测定了培养前后不同植物凋落物可溶性有机物结构的特性.

与培养起始时相比,培养结束时凋落物可溶性有机物的 UV_{280} 值和 HIXem 值均明显增加(表 4、表 5). 说明随着培养的进行,溶液中可溶性有机物结构相对复杂的芳香类化合物含量和较难分解组分的比例呈增加趋势. $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氯化钙浸提的可溶

性有机物在培养后 UV 吸收增加值高于水浸提法, HIXem 增加值却相反,但增幅均表现为 $0.01 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 氯化钙浸提法高于水浸提法. 1 cm 长植物凋落物可溶性有机物培养后平均 UV 吸收增加值和增幅均高于 2 mm 长,但 HIXem 增加值和增幅相反.

2.4 可溶性有机物生物降解率与培养前各测定指标之间的相关性

相关分析表明(表 6),凋落物可溶性有机物的生物降解率与其 SOC 含量呈极显著正相关 ($p < 0.01$),与植物凋落物体 SOC/TC 呈显著正相关 ($p < 0.05$);与培养前 UV 吸收值和 HIXem 值均呈极显著负相关 ($p < 0.01$),说明可溶性有机物的 UV 吸收值和 HIXem 值可以反映可溶性有机物结构特性.

表 4 不同植物凋落物可溶性有机物降解前后的 UV_{280} ¹⁾Table 4 Comparisons of UV_{280} of SOC in different plant residues before and after biodegradation

凋落物长	植物种类	水提取		0.01 mol·L ⁻¹ 氯化钙提取	
		0 d	7 d	0 d	7 d
2 mm	刺槐	0.158 ± 0.001 Bb	0.180 ± 0.004 Ad	0.118 ± 0.002 Bb	0.142 ± 0.001 Ad
	小叶杨	0.177 ± 0.006 Bb	0.246 ± 0.002 Ac	0.131 ± 0.002 Ba	0.170 ± 0.002 Ad
	沙棘	0.311 ± 0.001 Ba	0.376 ± 0.001 Aa	0.136 ± 0.003 Ba	0.322 ± 0.007 Ab
	沙柳	0.144 ± 0.002 Bb	0.262 ± 0.004 Ac	0.110 ± 0.002 Bb	0.542 ± 0.010 Aa
	苜蓿	0.167 ± 0.010 Bb	0.290 ± 0.004 Ab	0.098 ± 0.006 Bc	0.252 ± 0.018 Ac
	长芒草	0.161 ± 0.014 Ab	0.177 ± 0.020 Ad	0.077 ± 0.002 Bd	0.243 ± 0.001 Ac
1 cm	刺槐	0.121 ± 0.002 Bd	0.211 ± 0.018 Ac	0.124 ± 0.005 Bb	0.178 ± 0.001 Ac
	小叶杨	0.148 ± 0.006 Bc	0.246 ± 0.025 Abc	0.100 ± 0.003 Bc	0.183 ± 0.011 Ac
	沙棘	0.186 ± 0.006 Bb	0.347 ± 0.003 Aa	0.119 ± 0.003 Bb	0.521 ± 0.025 Aa
	沙柳	0.118 ± 0.005 Bd	0.217 ± 0.004 Abc	0.105 ± 0.002 Bc	0.473 ± 0.040 Aa
	苜蓿	0.229 ± 0.014 Ba	0.261 ± 0.003 Ab	0.146 ± 0.001 Ba	0.324 ± 0.038 Ab
	长芒草	0.162 ± 0.001 Bbc	0.233 ± 0.004 Abc	0.127 ± 0.003 Bb	0.183 ± 0.030 Ac

1) 同一行同一种浸提剂处理中相同的大写字母表示 5% 不显著;同一列中同种方法处理的相同小写字母表示 5% 不显著,下同

表 5 不同植物凋落物可溶性有机物降解前后的 HIX_{em}Table 5 Comparisons of HIX_{em} of SOC in different plant residues before and after biodegradation

凋落物长	植物种类	水提取		0.01 mol·L ⁻¹ 氯化钙提取	
		0 d	7 d	0 d	7 d
2 mm	刺槐	0.936 ± 0.028 Bb	1.107 ± 0.188 Acd	0.950 ± 0.035 Bb	1.368 ± 0.173 Abc
	小叶杨	0.398 ± 0.071 Bc	0.899 ± 0.022 Ad	0.342 ± 0.002 Be	1.435 ± 0.060 Abc
	沙棘	0.878 ± 0.008 Bb	3.566 ± 0.053 Aa	0.576 ± 0.001 Bd	2.685 ± 0.116 Aa
	沙柳	0.331 ± 0.009 Bc	1.454 ± 0.048 Ac	0.248 ± 0.005 Be	0.950 ± 0.019 Ac
	苜蓿	2.199 ± 0.023 Ba	3.388 ± 0.105 Aa	1.672 ± 0.089 Ba	2.627 ± 0.322 Aa
	长芒草	0.882 ± 0.007 Bb	2.216 ± 0.156 Ab	0.782 ± 0.003 Bc	1.597 ± 0.176 Ab
1 cm	刺槐	0.933 ± 0.004 Bc	1.130 ± 0.109 Ac	0.761 ± 0.029 Bb	1.557 ± 0.061 Ab
	小叶杨	0.500 ± 0.004 Bcd	0.984 ± 0.023 Ac	0.334 ± 0.003 Bb	0.869 ± 0.044 Ac
	沙棘	0.860 ± 0.051 Bcd	2.892 ± 0.040 Ab	0.678 ± 0.052 Bb	1.705 ± 0.092 Ab
	沙柳	0.353 ± 0.030 Bd	0.790 ± 0.009 Ac	0.240 ± 0.004 Bb	0.902 ± 0.080 Ac
	苜蓿	4.224 ± 0.253 Ba	5.007 ± 0.336 Aa	2.678 ± 0.136 Ba	4.102 ± 0.128 Aa
	长芒草	1.550 ± 0.122 Bb	2.520 ± 0.226 Ab	0.465 ± 0.146 Bb	1.093 ± 0.154 Ac

表 6 培养前各测定指标和植物化学成分间的相关性分析¹⁾Table 6 Correlation analysis among biodegradability, UV_{280} & HIX_{em} before incubation, the content of SOC and SOC/TC of different residues species

项目	生物降解率	UV_{280}	HIX _{em}	SOC 含量	SOC/TC
生物降解率	1				
UV_{280}	-0.656 **	1			
HIX _{em}	-0.548 **	0.372	1		
SOC 含量	0.527 **	-0.221	-0.608 **	1	
SOC/TC	0.514 *	-0.193	-0.635 **	0.996 **	1

1) 表中 * 和 ** 分别表示差异达 5% 和 1% 显著水平 ($n=24$)

3 讨论

本研究发现,供试的黄土高原地区代表性的 6 种植物凋落物中可溶性有机碳的含量(4.21 ~ 76.25 $g \cdot kg^{-1}$)及其占凋落物全碳的比例(0.99% ~ 19.84%)差异较大,其中乔木类凋落物浸提的可溶性有机碳的数量及其占凋落物全碳的比例均最高,

分别达 76.25 $g \cdot kg^{-1}$ 和 19.84%。研究同时表明,凋落物中可溶性有机碳的含量与植物种类、样品处理方式及提取剂的种类有关,这与其他学者^[21,22]的报道一致。

可溶性有机物的生物降解特性反映了其稳定性及在物质及能量代谢中的作用。一些学者研究了不同土壤中可溶性有机碳的生物降解率。高忠震等^[23]

研究表明,在不同培肥土壤可溶性有机碳的生物降解率在 19.3% ~ 48.5% 之间(平均 28.6%)。49 d 的培养试验表明,南方红壤水稻土可溶性有机碳的降解率在 31% ~ 58% 之间^[24]。Kalbitz 等^[25]研究表明,不同施肥处理的农田土壤可溶性有机碳在培养的 90 d 内降解率在 17% ~ 32%。而对植物凋落物可溶性有机碳降解率的研究少见报道。本研究发现,经过 7 d 的好气培养,不同植物凋落物可溶性有机物的生物降解率在 34.7% ~ 75.1% 之间,平均为 56.3%,显著高于土壤可溶性有机碳的生物降解率,说明与土壤可溶性有机碳相比,植物凋落物可溶性有机碳更易降解。因此,黄土高原退耕还林还草时应重视这一活性组分在土壤碳循环及物质能量流动中的作用。

不同类型植物凋落物可溶性有机物生物降解率相比,乔木类 > 灌木类 > 草本类,且乔木和灌木相差不大。这可能是因为采样时乔木和灌木类凋落物以叶片为主,而草本类凋落物包括整个地上部分的缘故。这与 Zech^[26] 和 Kögel-Knabner^[27] 等的研究结果一致。研究还发现,2 mm 不同凋落物可溶性有机物的平均生物降解率(58.5%)高于 1 cm 长的凋落物(54.5%);0.01 mol·L⁻¹ 氯化钙浸提的凋落物可溶性有机物的平均生物降解率(61.6%)高于蒸馏水浸提(50.9%)。说明不同浸提剂对植物凋落物中易降解可溶性有机物提取的影响高于不同大小凋落物。

近年来,可溶性有机物的 UV₂₈₀ 吸收值和 HIX_{em} 值被用于评价土壤可溶性有机物结构复杂程度和分解特性的一种简便方法^[20,25,28],其理论基础是不同有机物所含的基团对不同类型和长度的光波具有各自的吸收特性。本研究借用了这一方法,结果表明,与培养起始时相比,不同植物凋落物可溶性有机物的 UV₂₈₀ 值和 HIX_{em} 值在培养结束时均有显著的增加,这与其他学者对土壤可溶性有机物的结论相一致^[20]。这可能是培养过程中可溶性有机物中易分解组分被微生物利用,使结构相对复杂的芳环物质等比例相对增加有关。由此可见,UV₂₈₀ 吸收值和 HIX_{em} 值也可在一定程度上反映培养前、后凋落物中可溶性有机物结构特性的变化情况。

本研究通过室内培养试验比较了黄土高原几种植物凋落物可溶性有机碳的降解特性,说明了不同种类凋落物化学性质之间存在明显的差异。因此,有必要在田间原位条件下进一步研究其分解转化特性,以评价这一活性组分在黄土高原区土壤碳循环及物质能量流动中的作用。

4 结 论

(1) 黄土高原区不同植物凋落物可溶性有机碳的含量及其占凋落物全碳的含量变化较大,分别在 4.21 ~ 76.25 g·kg⁻¹ 和 0.99% ~ 19.84%;测定的 6 种不同类型凋落物相比:乔木类 > 灌木类 > 草本类。

(2) 不同植物凋落物可溶性有机碳的生物降解率较高,平均在 34.7% ~ 75.1% 之间,平均为 56.4%,不同种类凋落物相比也为乔木类 > 灌木类 > 草本类。

(3) 不同植物凋落物可溶性有机碳的生物降解率与培养起始时 UV 吸收值和 HIX_{em} 值有显著负相关性;经过 7 d 的培养,植物凋落物可溶性有机物的 UV 吸收值和 HIX_{em} 值均极显著升高,说明随着培养的进行,结构复杂的可溶性有机物的比例在升高,可以通过测定植物凋落物浸提液中可溶性有机碳的 UV 吸收值和 HIX_{em} 值评价其降解特性。

参 考 文 献:

- [1] 宋新章,江洪,马元丹,等. 中国东部气候带凋落物分解特征—气候和基质质量的综合影响[J]. 生态学报, 2009, **29** (10):5219-5226.
- [2] 徐振锋,尹华军,赵春章,等. 陆地生态系统凋落物分解对全球气候变暖的响应[J]. 植物生态学报, 2009, **33** (6): 1208-1219.
- [3] 阎恩荣,王希华,周武. 天童常绿阔叶林不同退化群落的凋落物特征及与土壤养分动态的关系[J]. 植物生态学报, 2008, **32** (1): 1-12.
- [4] 马元丹,江洪,余树全,等. 不同起源时间的植物叶凋落物在中亚热带的分解特性[J]. 生态学报, 2009, **29** (10):5237-5245.
- [5] Qualls R G, Haines B L. Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem[J]. Soil Science Society of America Journal, 1991, **55**:1112-1123.
- [6] Zsolnay A. Dissolved humic in soil waters [A]. In: Piccolo A. (ed). Humic Substances in Terrestrial Ecosystems [C]. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier, 1996. 171-223.
- [7] Park J H, Matzner E. Controls on the release of dissolved organic carbon and nitrogen from a deciduous forest floor investigated by manipulations of aboveground litter inputs and water flux [J]. Biogeochemistry, 2003, **66**:265-286.
- [8] Meyer J L, Edwards R T, Risley R. Bacterial growth on dissolved organic carbon from a blackwater river [J]. Microbial Ecology, 1987, **13**:13-29.
- [9] Qualls R G, Haines B L. Measuring adsorption isotherms using continuous unsaturated flow through intact soil cores [J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, **56**:456-460.
- [10] Kalbitz K, Solinger S, Park J H, et al. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review [J]. Soil Science, 2000, **165**:277-304.

- [11] 庞学勇, 包维楷, 吴宁. 森林生态系统土壤可溶性有机质(碳)影响因素研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2009, **15**(3):390-398.
- [12] Quideau S A, Chadwick O A, Benesi A, *et al.* A direct link between forest vegetation type and soil organic matter composition [J]. *Geoderma*, 2001, **104**:41-60.
- [13] Boyer J N, Groffman P M. Bioavailability of water extractable organic carbon fractions in forest and agricultural soil profiles [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, **28**:783-790.
- [14] Murphy D V, Macdonald A J, Stockdale E A, *et al.* Soluble organic nitrogen in agricultural soils [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, **30**:374-387.
- [15] Schwesig D, Kalbitz K, Matzner E. Mineralization of dissolved organic carbon in mineral soil solution in two forest soils [J]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2003, **166**:585-593.
- [16] Kalbitz K, Schmerwitz J, Schwesig D, *et al.* Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties [J]. *Geoderma*, 2003, **113**:273-291.
- [17] Zsolnay A, Baigar E, Jimenez M, *et al.* Differentiating with fluorescence spectroscopy the sources of dissolved organic matter in soils subjected to drying [J]. *Chemosphere*, 1999, **8**:45-50.
- [18] Kalbitz K, Geyer W, Geyer S. Spectroscopic properties of dissolved humic substances—a reflection of land use history in a fen area [J]. *Biogeochemistry*, 1999, **7**:219-238.
- [19] Zsolnay A, Steindl H. Geovariability and biodegradability of the water-extractable organic material in an agricultural soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, **23**:1077-1082.
- [20] Pinney M L, Westerhoff P K, Baker L. Transformation in dissolved organic carbon through constructed wetlands [J]. *Water Research*, 2000, **34**:1897-1911.
- [21] Han N, Thompson M L. Soluble organic carbon in a biosolids-amended mollisol [J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, **28**:652-658.
- [22] Haynes R J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2000, **32**:211-219.
- [23] 高忠霞, 周建斌, 王祥, 等. 不同培肥处理对土壤溶解性有机碳含量及特性的影响[J]. *土壤学报*, 2010, **47**(1):115-121.
- [24] 焦坤, 李忠佩. 红壤稻田土壤溶解有机碳含量动态及其生物降解特性[J]. *土壤*, 2005, **37**(3):272-276.
- [25] Kalbitz K, David S, Juliane S. Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by Biodegradation [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2003, **35**:1129-1142.
- [26] Zech W, Senesi N, Guggenberger G, *et al.* Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics [J]. *Geoderma*, 1997, **79**:117-161.
- [27] Kögel-Knabner I. ¹³C and ¹⁵N NMR spectroscopy as a tool in soil organic matter studies [J]. *Geoderma*, 1997, **80**:243-270.
- [28] Parlanti E, Geoffroy L, Lamotte M, *et al.* Dissolved organic matter fluorescence spectroscopy as a tool to estimate biological activity in a coastal zone submitted to anthropogenic inputs [J]. *Organic Geochemistry*, 2000, **31**:1765-1781.