

高寒湿地植物残体降解的动态分析

王启兰, 曹广民, 姜文波, 宋磊

(中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008)

摘要:用尼龙网袋法测定了高寒湿地植物残体的降解动态。结果表明,立枯体和草根的分解率均显示出明显的季节变化,主要失重发生在样品埋放初期和植物生长季节,非生长季节和样品埋放后期分解作用很弱。不同月份植物残体的分解率呈不同程度的差异性,在立枯体埋放的第1个月,沼泽草甸的分解率略高于矮嵩草草甸,以后两草甸的分解率趋于相当;矮嵩草草根在沼泽草甸的分解率显著高于在矮嵩草草甸的分解率。相关分析表明植物残体的降解与土壤微生物群落、土壤温度、水分都有明显的相关关系,植物残体的化学品质也是影响分解率的重要因素。

关键词:高寒湿地;植物残体;分解作用;微生物群落

中图分类号:Q945.174 **文献标识码:**A **文章编号:**1004-5759(2004)04-0039-06

* 自然界中每年有大量的植物残体进入土壤,这些有机物在土壤中的分解转化是自然界营养元素循环的基础。近年来,国外关于植物残体降解的研究报道不断增加^[1~3],从北极冻原地区到草地土壤有机质矿化分解,包括亚高山森林枯枝落叶乃至耕地秸秆的分解转化。国内这类研究多见于羊草草原枯枝落叶分解及长白山针叶林对倒木分解的研究^[4~6],对高寒湿地立枯体降解的研究未见报道。

高寒湿地在青藏高原分布面积很小,但由于其特殊的环境条件,植被地下生物量极高,土壤腐殖质大量积累。这些有机物质的分解转化速率与土壤速效养分含量的高低紧密相关。目前全球气温明显上升,这将对整个生态系统的碳氮循环有不可忽视的影响^[7]。

1 研究地区自然概况

本研究于2000年9月~2002年6月在中国科学院海北高寒草甸生态系统定位站(37°29'~37°45' N, 101°12'~101°33' E)进行。该站地处青藏高原的东北隅,祁连山北支冷龙岭东段南麓的大通河河谷,海拔3200 m。区域年平均气温很低,多年平均为-1.7℃;最暖的7月平均气温9.8℃,最冷的1月平均气温-14.8℃;年降水量较高,约580 mm,多集中在5~9月(占全年降水量的80%)。植物生长水热同期,有利于牧草生长。该区地带性植被多以寒冷中生多年高寒矮嵩草(*Kobresia humilis*)草甸和金露梅(*Potentilla fruticosa*)灌丛草甸为主要建群种的植被类型,伴有以藏嵩草(*Kobresia tibetica*)为建群种的中湿生植物形成的沼泽化草甸。植被分布均匀,植株低矮、密集,覆盖度大,初级生产力低。

本项试验的样地选择在沼泽草甸和矮嵩草草甸。沼泽草甸分布在低洼汇水处、散流区以及河流两侧的局部地段,形成沼泽土。在地下多有永久冻土层或长达半年以上的季节冻土层存在。上部为30~50 cm厚的泥炭层,下部为潜育层,有机质含量丰富。矮嵩草草甸分布开阔谷地和滩地一带土层较薄的碳酸盐高山草甸土上。其主要土壤理化状况见表1。

2 研究方法

2000年9月中下旬,在沼泽草甸采集处于枯黄期的藏嵩草立枯体,在矮嵩草草甸采集处于枯黄期的矮嵩草立枯体及其草根,并将草根洗净备用。将采集的样品置入80℃的烘箱内烘至恒重,称5 g装入10 cm × 10 cm的300目尼龙网袋中。2001年5月,将装有立枯体的网袋分别固定在沼泽草甸和矮嵩草草甸的地表,将装有草根的

* 收稿日期:2003-04-17

基金项目:国家自然科学基金项目(30070147);中国科学院西北高原生物研究所知识创新工程重点研究领域(jc 020144);中国科学院西北高原生物研究所所长择优基金(110210116)。

作者简介:王启兰(1964-),女,青海湟中人,副研究员。E-mail: wql@mail.nwipb.ac.cn

网袋埋于上述 2 种草甸的 10 cm 深土壤中。对每个样区进行多点布样,从 6 月起各样点每月随机取 10 个样袋,

表 1 高山草甸土和沼泽土的主要化学性质

Table 1 The main chemical properties of soil of alpine meadow and swamp meadow

植被 Vegetation	土壤深度 Soil depth (cm)	有机质 OM (%)	根量 Roots (%)	根量占有机质 总量的百分率 Root proportion in total OM (%)	碳氮比 C/N	全氮 Total N (%)	水解氮 Hydrolizable N (mg/kg)
矮蒿草甸 <i>Kobresia humilis</i> meadow	0~10	12.07	4.69	39.0	16.67	0.42	103.5
	10~20	8.64	1.46	17.0	12.85	0.39	106.8
	20~50	3.09	0.10	3.2	10.54	0.17	79.0
沼泽草甸 Swamp meadow	0~20	54.99	27.18	49.0	28.23	1.13	108.2
	20~45	19.92	3.31	17.0	21.80	0.53	88.1
	45~58	16.53	3.02	18.0	19.57	0.49	21.0

带回实验室分析,同时采取各样地土样,用稀释平板法测定纤维素分解微生物的数量。土壤水分含量、温度等均采用常规方法同步测定。

样品的分解率以其分解的百分率表示,回收的样袋在 80℃ 烘干称重后置于马福炉中 700℃ 灼烧 6 h,冷却至室温后再称重,采用同样的方法测定土壤灼烧后的灰分重,计算出干土与土壤灰分的比值系数。立枯体分解率的计算公式为:

$$\text{分解率}(\%) = \frac{W_1 - (W_2 - kW_3)}{W_1} \times 100$$

式中, W_1 为样品埋放前的干重, W_2 为样品回收后的干重, W_3 为样品灼烧后的灰分重, k 为比值系数。

3 结果与讨论

植物残体的分解是在物理粉碎和微生物的化学降解共同作用下进行的综合过程^[8],各种生物因子和环境因子以不同的方式影响着分解作用进程和强度。在诸多因子中,土壤微生物的数量及其活性是影响分解作用的主要生物因素,土壤含水量和土壤温度是土壤环境中的重要生态因子,直接制约着分解作用的强弱。

3.1 立枯体分解的季节动态

从矮蒿草和藏蒿草 2 种立枯体的分解率(表 2)可看出,其降解具有明显的季节变化。分解初期立枯体失重快,越往分解过程后期,净分解率越小。在矮蒿草草甸,立枯体埋放的第 1 个月,失重为 18.39%,以后净分解率迅速下降,7 月之后分解率逐渐下降以至基本持平。从 10 月到次年 4 月的漫长冬季,立枯体的分解作用非常微弱,净分解率只有 0.03%。而在 2002 年的 6~8 月,分解率又显示出微小的升高。在沼泽草甸,立枯体埋放的最初 2 个月内,分解率达 30%左右,最大分解率发生在 5 月下旬至 6 月中旬之间,6 月下旬以后分解率迅速下降,10 月到次年 4 月,几乎未发生失重,分解率仅为 0.70%,随着次年植物返青,分解率又逐渐增大,这一结果与 Moore (1983) 在魁北克分解试验结果相一致^[9]。在魁北克分解试验中,46%~80%的失重发生在埋放的最初几月,且在大多组织中, K、Mg、P、酚类和碳水化合物的失重也发生在埋放的最初时期。

对立枯体月均净分解率进行最小显著差异性检验,结果表明分解率在不同的月份之间显示出不同程度的差异(表 2)。在立枯体埋放初期及植物生长时段,分解率差异显著,而在埋放后期及非生长季节,分解率差异不明显。由此看来,土壤有机残体的降解主要受土壤生物因素的控制。

3.2 矮蒿草草根在 2 种草甸的分解动态

在 2 种植被土壤中,矮蒿草草根在第 1 个月显示出明显的失重,以后失重逐渐下降(表 3)。从草根总分解率来看,埋放在沼泽草甸的草根在第 1 个月的分解占最终分解率的近一半,随后迅速下降;埋放在矮蒿草草甸的草根分解率变化类似于前者,但显著低于沼泽草甸的分解率($P < 0.01$)。从 2001 年 4~10 月,分解率逐渐增加,但

2 种草甸在 2001 年 10 月的草根分解率分别与 2002 年 4 月的分解率非常接近,即经过一个冬季,总分解率几乎没发生改变,之后分解率又逐渐增加,但增加的幅度甚小。埋放第 1 年的 5 个月内分解率与第 2 年 5 个月的相比,前者是后者的几倍乃至十几倍。所以草根的降解主要发生在埋放初期,后期分解非常缓慢。最小显著差异性检验结果表明(表 3),矮蒿草草根分解率随着植物生长,物候的变化以及土壤状况的变化显示出季节性的变化动态,在植物生长的暖季分解率高于非生长的冷季,埋放初期分解率高于后期。

表 2 矮蒿草草甸和沼泽草甸立枯体的分解率及其季节性差异分析

Table 2 The decomposition rates of standing dead matter collected from *Kobresia humilis* meadow and swamp meadow and their seasonal differences

植被 Vegetation	项目 Item	日期 Dates								
		2001					2001 - 2002			
		5 - 20 ~ 6 - 19	6 - 19 ~ 7 - 21	7 - 21 ~ 8 - 22	8 - 22 ~ 9 - 20	9 - 20 ~ 10 - 20	10 - 20 ~ 4 - 26	4 - 26 ~ 6 - 2	6 - 2 ~ 7 - 5	7 - 5 ~ 8 - 15
矮蒿草草甸 <i>Kobresia humilis</i> meadow	总分解率 Total decomposition rate	18.39Aa	30.45Bb	37.91Cc	42.86Cd	45.66Cd	45.69Cd	47.10Cd	48.95Cd	51.42Ce
	净分解率 Net decomposition rate	18.39Aa	12.06Bb	7.46Cc	4.95Dd	2.80Ee	0.03Ef	1.41Eef	1.85Ee	2.47Ee
沼泽草甸 Swamp meadow	总分解率 Total decomposition rate	21.49Aa	29.72Bb	36.32Cc	40.27Cd	43.23Cd	43.93Cd	45.17Cd	48.09Cd	51.08Ce
	净分解率 Net decomposition rate	21.49Aa	8.23Bb	6.60Bb	3.95BCc	2.96Cc	0.70De	1.24De	2.92Cd	2.99Ccd

注:同行相同字母表示无显著差异,小写字母表示在 0.05 水平上差异显著,大写字母表示在 0.01 水平上差异极显著。

Note: In the same row, values with the same letter indicate no significant difference, small letter differences mean significant difference at $P < 0.05$, and capital letter differences mean significant difference at $P < 0.01$.

表 3 矮蒿草草根在矮蒿草草甸和沼泽草甸的分解率及其季节性差异分析

Table 3 The decomposition rates of *Kobresia humilis* roots buried in *Kobresia humilis* and swamp meadow soils and their seasonal differences

植被 Vegetation	项目 Item	日期 Dates								
		2001					2001 - 2002			
		5 - 20 ~ 6 - 19	6 - 19 ~ 7 - 21	7 - 21 ~ 8 - 22	8 - 22 ~ 9 - 20	9 - 20 ~ 10 - 20	10 - 20 ~ 4 - 26	4 - 26 ~ 6 - 2	6 - 2 ~ 7 - 5	7 - 5 ~ 8 - 15
矮蒿草草甸 <i>Kobresia humilis</i> meadow	总分解率 Total decomposition rate	9.28Aa	15.17Bb	20.68Cc	24.31Cd	26.36Cd	26.87Cd	27.42Cd	29.23Ce	31.96CDf
	净分解率 Net decomposition rate	9.28Aa	5.89Bb	5.51Bb	3.63Cc	2.05Ccd	0.51Dd	0.55Dd	1.81Dd	2.73CDd
沼泽草甸 Swamp meadow	总分解率 Total decomposition rate	22.39Aa	38.24Bb	44.92Cc	48.47Cd	50.98Cd	51.94Cd	53.31Cd	55.50CDe	57.88Df
	净分解率 Net decomposition rate	22.39Aa	15.85Bb	6.68Cc	3.55Dd	2.51Dd	0.96Ee	1.37DEe	2.19Dde	2.38Dd

注:同行相同字母表示无显著差异,小写字母表示在 0.05 水平上差异显著,大写字母表示在 0.01 水平上差异极显著。

Note: In the same row, values with the same letter indicate no significant difference, small letter differences mean significant difference at $P < 0.05$, and capital letter differences mean significant difference at $P < 0.01$.

3.3 土壤纤维素分解微生物对植物残体分解作用的影响

进入土壤的动植物残体是以植物性有机质为主的,它们在土壤中的变化和微生物的活动分不开。在新鲜动植物残体中,常含有少量能溶于水的有机酸和糖类,它们最先被土壤微生物迅速分解,所以在样品埋放初期分解率特别高。在矮嵩草草甸中,不论细菌、真菌还是放线菌,其数量均较高(表4),在沼泽草甸土壤处于嫌气条件,土壤中细菌(枯草杆菌、蜡状芽孢杆菌、粘菌等)和小单孢放线菌数量较高,连霉菌和真菌数量很低。在所有土壤中进行有机质分解作用的主要是细菌、放线菌和真菌类群^[10]。相关分析表明,立枯体和草根的分解率与不同微生物类群之间存在显著的相关关系($P < 0.01$)。在海北站,细菌、放线菌和丝状真菌广泛分布于高山草甸土中,而部分种类的厌气性细菌、小单孢菌、诺卡氏菌等则是沼泽草甸土壤中的优势种类,它们参与各种有机质的分解代谢,特别是对较难分解的纤维素和木质素的分解起着重要的作用。

表4 矮嵩草草甸与沼泽草甸 0~10 cm 土壤微生物数量的季节变化

个/g 干土

Table 4 Seasonal changes in microbe numbers at 0 - 10 cm soil depth for *Kobresia humilis* and swamp meadow soils

cells/g dry soil

植被 Vegetation	微生物种类 Microbe kind	5月 May	6月 June	7月 July	8月 Aug	9月 Sept	10月 Oct
矮嵩草草甸 <i>Kobresia humilis</i> meadow	细菌 Bacteria ($\times 10^7$)	2.01	3.01	10.80	6.31	4.62	3.25
	真菌 Fungi ($\times 10^3$)	8.97	56.90	63.40	60.94	10.01	5.99
	放线菌 Actinomycetes ($\times 10^5$)	5.92	8.85	17.31	22.24	9.55	5.32
沼泽草甸 Swamp meadow	细菌 Bacteria ($\times 10^7$)	5.89	8.69	7.81	7.22	5.26	1.17
	真菌 Fungi ($\times 10^3$)	1.13	1.46	4.04	5.12	2.67	0.46
	放线菌 Actinomycetes ($\times 10^5$)	3.11	6.12	8.75	6.93	1.86	1.67

3.4 气候与环境因子对植物残体降解的影响

Moorhead 和 Reynolds(1993)认为,在变化的条件下,从有机物中 C 和 N 的释放增长率与季节长度、温度和合适的湿度有线性关系。净氮释放的最大增长发生在最合适的土壤湿度(60%),最长季节(140 d)及夏季最高平均温度(8.5 °C)^[11]。另外,土壤动物的数量、进入土壤的植物残体的化学品质、土壤有机质含量以及土壤的其它理化特性也影响着植物残体的降解过程。

3.4.1 温度 温度是土壤环境中重要的生态因子,环境温度的高低直接影响生物新陈代谢的强度和生长发育、繁殖的速度等^[12],从而间接地影响植物残体及土壤有机质的分解速率。海北站常年温度低下,其多年平均气温为 -1.7 °C,年内最热月(7月)平均气温 9.9 °C,自 10 月底至翌年 4 月,土壤冻结,4~5 月解冻。在高寒草地,植物残体的分解率主要发生在植物生长的 5~9 月,10 月至次年 4 月分解率非常小。这与土壤温度有密切的关系($P < 0.05$)。矮嵩草草甸由于植物残体及死亡根系得不到充分分解,在土壤中以半分解和未分解有机质的形式形成了根系盘结的草皮层,其下面发育有腐殖质层,地表有明显的立枯积累。沼泽草甸冻土层的存在,使汇水难以下渗,导致土体通湿,立枯体及草根在埋放初期分解较快,后期分解缓慢以致在寒湿生境下逐渐形成泥炭层,厚达 50 cm 左右,有机质含量高达 55%。另外有机质层的酸度远大于矿质层的,分解作用受到限制,有机质积累^[13],从而使土壤库营养物质流通缓慢,速效养分供给能力低下。相对于其它生态系统而言,海北站土壤微生物活动比较弱,植物残体及其它有机质(如动物排泄物等)的降解非常缓慢^[14]。因此,温度是高寒草甸生态系统中控制生物生长发育、繁殖、代谢活性强度的关键限制因子^[15]。

3.4.2 土壤水分 土壤水分是土壤动物和微生物生活所必需的物质,也是土壤酶作用的介质。水分可以使立枯体软化以便于土壤动物切碎、食用和消化,同时也便于微生物的侵入、扩散、繁殖和生长。土壤水分是控制地表立枯体分解的根本因素^[1,16]。研究表明土壤季节性积水可加快地表立枯体的分解和氮素的早期释放,土壤干燥期

抑制了上层土壤的分解作用^[17]。在植物生长季节,沼泽草甸的最大土壤含水量可达 63.42% (2001 年 9 月测得),而矮嵩草草甸的最大土壤水分含量只有 32.87% (2001 年 6 月测得),与沼泽草甸相比,矮嵩草草甸的立枯体和草根分解率均显著低,地表有凋落物积累。说明土壤水分含量也是影响植物残体降解的重要环境因素之一。

3.4.3 其它因子对分解作用的影响 土壤动物是有机质分解-腐殖化作用的一个环节。它们对有机残体的机械粉碎作用使真正的“分解者”微生物和有机残体的接触面显著增大,同时有机残体经土壤动物消化道作用变得柔软湿润,有利于土壤酶的作用^[16]。在森林和某些生荒地中,有机残体的失重主要由低等动物的捕食所致^[18]。土壤肥力也是影响有机质降解的重要因素,肥力高的土壤可供土壤微生物充足的能源和营养源,使土壤微生物迅速繁殖,并为土壤动物、发酵性微生物的活动提供良好的环境条件,同时对土壤有机质的矿化具有明显的激发效应^[19]。另外在海北站,紫外线辐射强烈,UV-B 诱导的木质素降解可改变陆地生态系统的物质循环^[20]。

3.5 植物残体的化学品质对分解作用的影响

有机残体的来源影响其分解速度^[21,22]。不同植物甚至同一种植物的不同龄植株、不同器官,其化学组分以及组织结构有显著的差别,它们在土壤中分解的快慢以及转变途径也有所不同^[23,24]。高寒土壤立枯体的分解对植物残体的化学组分很敏感,而对环境条件不太敏感^[5];与森林相反,草地草根的氮含量和木质素含量低,其分解比立枯体快^[26],这与此项试验结果相一致。在相同的气候条件和相似的土壤特征下,立枯体的分解率的不同主要是由立枯体类型的不同造成的^[21]。Woods 和 Rasion (1983) 对亚高寒森林桉树叶子分解的研究中发现,冬天凋落的叶子失重 38%~49%,而绿叶失重 45%~59%^[23]。植物在衰老过程中,因呼吸和对氮素的再吸收,使组织的化学组成改变,从而导致其分解速率的不同。

4 结论

4.1 立枯体与草根的分解作用均显示出明显的季节变化,主要失重发生在样品埋放初期和植物生长季节,非生长季节和样品埋放后期分解作用很微弱。

4.2 不同月份之间立枯体和草根的分解率呈不同程度的差异性,矮嵩草草根在沼泽草甸的分解率显著高于它在矮嵩草草甸的分解率。

4.3 相关分析表明,在高寒湿地温度和水分是影响植物残体降解的主要环境因素,土壤纤维素分解微生物则是控制植物残体降解的关键生物因素。

4.4 植物残体的化学品质也是影响分解率的重要因素。

参考文献:

- [1] Bryant M, Holland E A, Seastedt T R, *et al.* Analysis of litter decomposition in an alpine tundra[J]. *Canadian Journal of Botany*, 1998, 76(7):1295-1304.
- [2] Hirschel G, Körner C, Arnone J A. Will rising atmospheric CO₂ affect leaf litter quality and in situ decomposition rates in native plant communities[J]. *Oecologia*, 1997, 110(3):387-392.
- [3] Williams M W, Brooks P D, Seastedt T. Nitrogen and carbon soil dynamics in response to climate change in a high-elevation ecosystem in the Rocky Mountains, U S A[J]. *Arctic and Alpine Research*, 1998, 30(1):26-30.
- [4] 郭继勋. 羊草草原分解者亚系统[M]. 长春:吉林大学出版社,1994.
- [5] 杨丽韞,代力民. 长白山北坡苔藓红松暗针叶林倒木分解及其养分含量[J]. *生态学报*, 2002, 22(2):185-189.
- [6] 王海霞,殷秀琴,周道玮. 松嫩草原区农牧林复合系统大型土壤动物生态学的研究[J]. *草业学报*, 2003, 12(4):84-89.
- [7] Norby R J, Cotrufo M F, Ineson P, *et al.* Elevated CO₂, litter chemistry, and decomposition: A synthesis[J]. *Oecologia*, 2001, 127:153-165.
- [8] Ajwa H A, Tabatabai M A. Decomposition of different organic materials in soils[J]. *Biol. Fertil. Soils*, 1994, 18:175-182.
- [9] Moore T R. Winter-time litter decomposition in a subarctic woodland[J]. *Arctic and Alpine Research*, 1983, 15(3):413-418.
- [10] Schinner F. Soil microbial activities and litter decomposition related to altitude[J]. *Plant and Soil*, 1982, 65(1):87-94.
- [11] Moorhead D L, Reynolds J F. Effects of climate change on decomposition in Arctic tussock tundra: A modeling synthesis[J]. *Arctic and Alpine Research*, 1993, 25(4):403-412.

- [12] Dutzler F G. Effect of temperature on the activity of microorganisms in some soils of temperate and high alpine climatic regions[J]. Veroffentlichungen des Osterreichischen MaB Hochgebirgsprogrammes Hohe Tauern , 1981 ,(4) :263-294.
- [13] Takai Y, Kanazawa S, Asami T, *et al.* Characteristics of soil organic matter and soil respiration in subalpine coniferous forest of Mt. Shigayama. 1. Soil types and chemical properties of soils[J]. Journal of the Science of Soil and Manure , 1976 ,47(2) :33-38.
- [14] 王兆荣,王宏燕,种传立. 有机物质的腐解及土壤有机质的调控[J]. 东北农学院学报,1991,22(4) :307-313.
- [15] O'lar A, Seastedt T R. Landscape patterns of litter decomposition in alpine tundra[J]. Oecologia , 1994 ,99:95-101.
- [16] 苏永春,勾影波. 东北高寒地区麦田枯枝落叶分解的生态学特征的研究[J]. 生态学杂志,2001,20(6) :12-15.
- [17] Neckles H A, Neill C. Hydrologic control of litter decomposition in seasonally flooded prairie marshes[J]. Hydrobiologia , 1994 , 286:155-165.
- [18] Sistani N. Effect of earthworms on the new formation of organic and inorganic compounds in soils[J]. Veroffentlichungen des Osterreichischen MaB Hochgebirgsprogrammes Hohe Tauern , 1980 ,3:155-177.
- [19] 王国义,马凤鸣. 甜菜生育期间黑土及有机肥矿化率的研究[J]. 东北农学院学报,1991,22(4) :314-319.
- [20] Moorhead D L, Callaghan T. Effects of increasing UV-B radiation on decomposition and soil organic matter dynamics: A synthesis and modelling study[J]. Soil. Fertil. Soils,1994,18:19-26.
- [21] Scheu S, Schauer mann J. Decomposition of roots and twigs: Effects of wood type (Beech and ash), diameter, site of exposure and macrofauna exclusion[J]. Plant and Soil,1994,163:13-24.
- [22] 郭彦军,龙瑞军,张德罡,等. 利用体外产气法测定高山牧草和灌木的干物质降解率[J]. 草业学报,2003,12(2) :54-60.
- [23] Woods P V, Raison R J. Decomposition of litter in sub-alpine forests of *Eucalyptus delegatensis*, *E. pauciflora* and *E. dives*[J]. Australian Journal of Ecology,1983,8(3) :287-299.
- [24] 郭彦军,龙瑞军,张德罡,等. 东祁连山高寒草甸灌木和牧草营养成分含量季节变化动态[J]. 草业科学,2001,18(6) :36-39.
- [25] Labroue L, Tosca C. Decomposition of organic matter in alpine soils[J]. Bulletin d'Ecologie, 1977,8(3) :289-298.
- [26] Seastedt T R, Parton W J, Ojima D S. Mass loss and nitrogen dynamics of decaying litter of grasslands: The apparent low nitrogen immobilization potential of root detritus[J]. Canadian Journal of Botany, 1992,70(2) :384-391.

Analysis of plant residue decomposition dynamics in alpine swamp meadow

WANG Qi-lan, CAO Guang-min, JIANG Wen-bo, SONG Lei

(Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China)

Abstract: The plant residue decomposition in alpine swamp soil was studied by using a mesh-bag method at the Haibei Research Station from September 2000 to August 2002. The standing dead matter and root decomposition rates showed clear seasonal change. The most mass loss occurred in the initial stage after sample burial and during the plant-growing season. There was almost no decomposition during the winter freezing season and in the late stage after sample burial. The decomposition rates of plant residue in different months showed significant differences. In the first month after samples of standing dead matter were buried, the decomposition rates of plant residue in swamp meadow were higher than in *Kobresia humilis* meadow, but afterwards the rates were similar. The decomposition rate of *K. humilis* roots buried in swamp meadow soil was significantly higher than when buried in *K. humilis* meadow soil ($P < 0.01$). The correlation analysis showed that the decomposition rates of plant residue correlated with soil microorganism communities, soil temperature and soil water content. The chemical character of the plant residue is also a key factor influencing the decomposition rate.

Key words: alpine swamp meadow; plant residue; decomposition; microorganism communities