

模拟湿地水分变化对小叶章枯落物分解及氮动态的影响

孙志高^{1,2}, 刘景双², 于君宝¹, 秦胜金²

(1. 中国科学院烟台海岸带可持续发展研究所, 烟台 264003; 2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012)

摘要: 2005 年 5 月 ~ 2006 年 9 月, 利用三江平原典型碟形洼地的自然水分梯度作为水分变化研究的替代系统, 结合分解袋法, 模拟研究了湿地水分变化对典型草甸小叶章(TMC)和沼泽化草甸小叶章(MMC)枯落物分解及氮动态的可能影响. 试验沿水分梯度设漂筏苔草群落(PF)、毛果苔草群落(MG)、乌拉苔草群落(WL)、沼泽化草甸小叶章群落(XII)、典型草甸小叶章群落(XI)和岛状林群落(DZL)6 个分解小区. 研究表明, 水分条件对枯落物分解有重要影响, 当未来降水格局变化导致小叶章湿地形成积水环境后, TMC 和 MMC 枯落物的失重率分别将增加 4.33% ~ 16.76% 和 24.84% ~ 53.97%, 分解速率将增加 10.51% ~ 32.73% 和 77.85% ~ 93.92%, 95% 分解时间将减少 0.72 ~ 1.85 a 和 3.67 ~ 4.05 a; TMC 和 MMC 枯落物的氮含量及氮积累指数的变化较为一致, 但不同小区间的变化模式差异较大. 二者枯落物的氮在 DZL、XI、WL、MG 和 PF 小区整体上均表现出释放-累积的交替变化特征, 但仍以释放过程为主. 在 XII 小区, 氮在整个时期一直表现为释放. C/N 对分解过程中氮养分的调控作用更为重要; TMC 和 MMC 枯落物的氮现存量分别为 $12.75 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 和 $8.29 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, 氮年归还量分别大于 $1.95 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $2.25 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$; 温度对枯落物相对分解速率具有促进作用, 水分条件对其具有抑制作用. 当分解环境的养分状况不发生较大变化时, 相对分解速率取决于枯落物基质质量, 当养分状况发生较大改变时, 相对分解速率取决于环境养分供给状况.

关键词: 枯落物分解; 水分梯度; 小叶章; 氮; 三江平原

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2008)08-2081-13

Effects of Simulated Wetland Water Change on the Decomposition and Nitrogen Dynamics of *Calamagrostis angustifolia* Litter

SUN Zhi-gao^{1,2}, LIU Jing-shuang², YU Jun-bao¹, QIN Sheng-jin²

(1. Yantai Institute of Coastal Zone Research for Sustainable Development, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China; 2. Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China)

Abstract: From May 2005 to September 2006, the potential effects of wetland water change on the decomposition and nitrogen (N) dynamics of the typical meadow *Calamagrostis angustifolia* (TMC) and marsh meadow *C. angustifolia* (MMC) litters were studied by litterbag technique in the typical depressional wetland in the Sanjiang Plain. In this study, the natural water gradient in the depressional wetland was applied to simulate the changes of wetland water conditions, and six decomposition sub-zones were laid in turn in the six communities, *Carex pseudocuraica* (PF), *Carex lasiocarpa* (MG), *Carex meyeriana* (WL), Marsh meadow *C. angustifolia* (XII), Typical meadow *C. angustifolia* (XI), and Island forest (DZL), along the water gradient. The results show that water condition has significant effects on the decomposition of litters. If the hydrous environment is formed in *C. angustifolia* wetland due to the change of precipitation pattern in the future, the litter weightless rates of TMC and MMC will increase 4.33%-16.76% and 24.84%-53.97%, the decomposition rates will increase 10.51%-32.73% and 77.85%-93.92%, and the 95% decomposition time will decrease 0.72-1.85 a and 3.67-4.05 a, respectively. The changes of N contents and N accumulation indices of TMC and MMC litters are relatively consistent, but the change patterns in different sub-zones are different. In general, the N in litters in DZL, XI, WL, MG and PF sub-zones show the alternant change characteristics of release and accumulation, but the release process is predominated. In contrast with that, the N in litters in XII sub-zone show release at all times. The C/N ratios have important regulation functions to the changes of N in litters in decomposition process. The estimation results show that the N standing crops of TMC and MMC litters are $12.75 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ and $8.29 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, and the N annual returning amounts are larger than $1.95 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ and $2.25 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, respectively. The studies of affecting factors indicate that temperature has promotion effects on the relative decomposition rates of litters, while water condition has restraint effects on them. Further analysis shows that the relative decomposition rates, to some extent, depend on the substrate quality of litters if the nutrient status of decomposition environment does not change greatly. In reverse, if the nutrient status of decomposition environment changes greatly, the relative decomposition rates, to some extent, depend on the supply status of nutrient in decomposition environment.

Key words: litter decomposition; water gradient; *Calamagrostis angustifolia*; nitrogen; Sanjiang Plain

收稿日期: 2007-08-02; 修订日期: 2007-11-09

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-309); 山东省黄河三角洲生态环境重点实验室开放基金项目(2007KFJJ01); 中国科学院“优秀博士学位论文、院长奖获得者”科研启动专项(AJ0809BX-036)

作者简介: 孙志高(1979~), 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为湿地环境生态与生物地球化学过程, E-mail: zhigaosun@yahoo.com.cn

物质循环与能量流动是生态系统研究的重要内容之一,枯落物分解则是生态系统物质循环的重要环节,它连接着生物有机体的合成与分解^[1].湿地是地球上具有多功能的独特生态系统,它是由水陆相互作用而形成的特殊自然综合体.湿地生态系统中枯落物分解速率的高低在很大程度上影响着枯落物的地表积累速度以及氮、磷等营养元素和其它物质向土壤库的归还,进而通过影响湿地植物的萌发、生长、物种丰度和地上生物量等来影响湿地植物群落的构建和种群间在生境中的竞争^[1,2].目前国外已在湿地枯落物分解过程、模型表征和影响因素等领域开展了大量研究,研究对象已涉及盐沼、红树林沼泽和泥炭沼泽等生态系统^[3-6],研究内容除了加强影响因素^[3,5-7]、有机质组分^[8,9]和元素释放规律^[4,10]的探讨外,还开展了许多枯落物分解对全球变化的响应研究^[11,12].与国外相比,国内关于枯落物分解的研究大多集中在森林^[13-16]、草地^[2,17-19]和农田^[20-22]生态系统方面,对湿地生态系统的研究相对较少.目前国内关于湿地枯落物分解的研究仅限于白光润等^[23]对东北和华北泥炭沼泽,田应兵等^[24]对若尔盖高原湿地,刘景双^[25]、孙雪利^[26]、郑玉琪^[27]、王世岩^[28]、高俊琴^[29]和杨继松^[30]等针对不同研究目的对三江平原沼泽湿地的研究,并分别在泥炭形成的生物环境机制,有机碳、氮、磷、微量元素和有机质组分分解规律等方面开展了许多有意义的研究.然而,迄今为止发表的这些研究报告大多停留在一般规律与影响因素的探讨上,对诸如 O₂ 与 CO₂ 浓度、湿地沉积特征与行为、氮和磷可利用性、水位波动与干湿交替以及生物区系等均缺乏或尚未开展相应的研究,而关于分解过程对全球变化的响应仍未开展相应的工作.

本研究以三江平原典型碟形洼地中的小叶章枯落物为对象,采用时空互代法,即利用水分在碟形洼地空间上客观存在的水分梯度变化来代替时间上的变化,探讨了枯落物分解对于未来湿地水分条件变化的响应.研究结果对于揭示湿地生态系统物质循环的过程与机理以及其对于全球变化的响应将有着非常重要的理论意义.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

研究区选在黑龙江省东北部的三江平原腹地典型沼泽湿地分布区,区内海拔高度 55.4~57.9 m,属北温带大陆性季风气候,冬季严寒漫长,夏季温暖湿润,冰冻期达 5 个月,最大冻深达 1.9 m.该区 1 月平均气温 -18~-21℃,7 月平均气温 21~22℃,年均气温 1.6~1.9℃,≥10℃的年有效积温 2 300℃左右.该区年蒸发量为 542.4~580 mm,年降水量为 565~600 mm,年内降水分配不均,60% 以上集中在 6~9 月.试验布置在中国科学院三江平原沼泽湿地生态试验站以东 12 km 的洪河三区野外试验场(47°35′16.6″N, 133°31′34.8″E),试验场面积约 20 hm²,坡降 1:5 000 左右.试验场的地貌类型为三江平原沼泽发育最为普遍的碟形洼地,自洼地中心向外依次呈环带状分布有漂筏苔草群落(*Carex pseudocuraica*)、毛果苔草群落(*Carex lasiocarpa*)、乌拉苔草群落(*Carex meyeriana*)、小叶章群落(*Calamagrostis angustifolia*)和岛状林群落(Island forest).土壤类型主要为草甸沼泽土、腐殖质沼泽土和潜育白浆土等.小叶章湿地是指以小叶章为建群种而形成的湿地类型的总称,主要包括典型草甸小叶章(Typical meadow *C. angustifolia*, TMC)湿地和沼泽化草甸小叶章(Marsh meadow *C. angustifolia*, MMC)湿地,前者位于碟形洼地边缘,地表常年无积水,但保持湿润.后者位于洼地边缘向洼地倾斜的过渡带上,水分条件较前者优越,其地表在生长季的一些时期存在季节积水.就 2 种小叶章湿地而言,小叶章种群在群落中的总盖度分别达 83% 和 77% 以上,前者的伴生种主要有越桔柳(*Salix myrtilloides*)、柳叶绣线菊(*Spiraea salicifolia*)、泽芹(*Sium suave*)、龙胆(*Gentiana scabra*)和燕子花(*Iris laevigata*)等;后者主要有毛果苔草(*Carex lasiocarpa*)、漂筏苔草(*Carex pseudocuraica*)、甜茅(*Glyceria acutiflora*)、水木贼(*Equisetum limosum*)、沼柳(*Salix brachypoda*)和狭叶泽芹(*Sium suave* var *angustifolium*)等.本研究中 2 种湿地小叶章种群的枯落物年生产量及基本性质见表 1.

表 1 2 种枯落物基本性质
Table 1 Some basic properties of the two types of litters

类型	年生产量/g•m ⁻²	有机碳含量/%	TN 含量/mg•kg ⁻¹	TP 含量/mg•kg ⁻¹	TS 含量/mg•kg ⁻¹
TMC	1 027.71	41.24	4 505.71	656.18	752.17
MMC	740.68	45.21	4 363.92	560.57	551.82

1.2 研究方法

1.2.1 试验方法

试验于 2005 年 5 月~2006 年 9 月在洪河三区野外试验场进行.由于自洼地中心到边缘分布的主要植物群落分别为漂筏苔草群落、毛果苔草群落、乌拉苔草群落、沼泽化草甸小叶章群落、典型草甸小叶章群落和岛状林群落(文中分别记 PF、MG、WL、XII、XI 和 DZL),且上述群落又分别位于洼地的常年淹水带(PF 积水为 $33.73\text{ cm} \pm 6.67\text{ cm}$, MG 积水为 $31.70\text{ cm} \pm 2.45\text{ cm}$)、季节淹水带(WL 季节积水为 $23.86\text{ cm} \pm 7.02\text{ cm}$, XII 季节积水为 $4.33\text{ cm} \pm 1.15\text{ cm}$)和无淹水带(XI 0~10 cm 土壤含水量为 $67.32\% \pm 15.04\%$ 、DZL 0~10 cm 土壤含水量为 $46.36\% \pm 12.98\%$),所以试验采用时空互代法,即沿洼地上述植被分布方向(中心到边缘)PF→MG→WL→XII→XI→DZL 设置水分梯度带布设分解试验小区(图 1),进而探讨枯落物分解对湿地水分变化的响应.枯落物分解采用分解袋法.分解袋由网眼为 $0.5\text{ mm} \times 0.5\text{ mm}$ 的尼龙网制成,规格为 $20\text{ cm} \times 20\text{ cm}$.2004 年 10 月,在典型草甸小叶章和沼泽化草甸小叶章群落内分别收集小叶章的枯落物,带回试验室剪成 10 cm 左右的小段后分别装进不同标记的分解袋中(区分类型),每袋 15 g(烘干重).2005-05-25,将制好的 2 种枯落物分解袋(300 个)依次投放到上述水分梯度带的小区中.当分解小区有积水时,应将分解袋埋入水中,使其与自然环境保持一致.

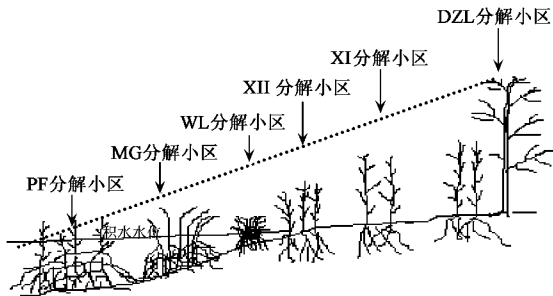


图 1 不同水分梯度带分解小区分布示意

Fig.1 Sketch of the distribution of decomposition sub-zones along water gradient

1.2.2 样品采集与分析

试验期内(投放后 1~16 个月),不定期(30~60 d)从各小区中取回分解袋,每次 3 个重复(分解末期,分解袋有丢失或破损现象,个别小区为 2 个重复),共取 8 次.将取回的分解袋及时带回实验室,去掉泥土并拣出袋内植物根系和苔藓等杂物,70℃烘

干至恒重.称重后,将重复样品充分混合均匀后用植物粉碎机磨碎,过 0.25 mm 筛,用于样品中 TC、TN 和 TP 含量的测定.TC 采用 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-K}_2\text{Cr}_2\text{O}_5$ 法测定, TN 采用半微量凯氏法测定, TP 采用 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{-H}_2\text{O}_2$ 消煮,钼锑抗比色法测定.

1.2.3 环境因子测定

试验进行时,同步测定大气温度、地表(水)温度、不同深度地(水)温(5、10、15 和 20 cm)、0~10 cm 土壤含(持)水量、土壤及水体 pH、沼泽水的 TN、TP、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 含量以及地表积水水位等.

1.2.4 数据处理与统计

运用 Origin7.5 软件和 SPSS10.0 软件对数据进行统计分析和计算.

2 结果与分析

2.1 枯落物失重率动态

图 2 为 TMC 和 MMC 枯落物在不同分解小区的失重率变化.从中可知,16 个月的分解期间,二者的失重率在不同水分带上均表现出快-慢交替的变化特征.分解第 2 个月,枯落物快速损失明显,其失重率分别为 9.26%~24.62% 和 9.79%~26.40%,物质损失量分别占总损失量的 21.01%~64.42% 和 20.79%~52.23%.之后至第 5 个月,枯落物的损失速率开始有所降低,其失重率在此间增加了 6.16%~13.14% 和 6.02%~16.49%.第 5 个月至次年春季(第 12 个月),枯落物失重率在不同分解小区均呈平缓变化,其值介于 24.08%~33.96% 和 21.15%~50.76% 之间.之后,二者的失重率一直呈较快增加趋势,至试验结束(第 16 个月),其值分别为 36.06%~48.80% 和 35.69%~54.95%.比较而言,0~5 个月,前者的失重率在不同水分带上整体表现为 $\text{PF} \approx \text{MG} > \text{WL} > \text{DZL} > \text{XI} \approx \text{XII}$,后者则表现为 $\text{MG} > \text{PF} > \text{WL} > \text{DZL} > \text{XI} > \text{XII}$;5~16 个月,前者的失重率整体表现为 $\text{PF} \approx \text{MG} \approx \text{WL} > \text{DZL} > \text{XI} > \text{XII}$,后者则表现为 $\text{WL} > \text{PF} \approx \text{MG} > \text{DZL} > \text{XII} > \text{XI}$.总之,2 种小叶章枯落物失重率在不同水分带上的上述变化说明水分条件对二者的物质损失有重要影响,但这种影响并未导致二者的失重率在不同水分带间的差异达到 5% 的显著水平(表 2).此外,同一水分带上 2 种枯落物的失重率也均存在一定差异,但也并未达到显著水平($p > 0.05$)(表 2),说明枯落物基质质量尽管对物质损失也有重要影响,但其并未导致二者物质损失规律之间的显著差异.对比研究表明,当 2 种小

叶章湿地的水分条件均发生重大改变后(形成积水环境),其枯落物失重率(分解 16 个月)相对于原有环境分别将增加 4.33%~16.76%(TMC)和 24.84%~53.97%(MMC);而当湿地水分条件发生较小改变

或植物群落发生变化后,TMC 枯落物的失重率在 XII 小区(水分相对增加)将降低 13.74%,在 DZL 小区(水分相对降低)将增加 13.95%.相应的,MMC 枯落物的失重率在 XI 和 DZL 小区(水分相对

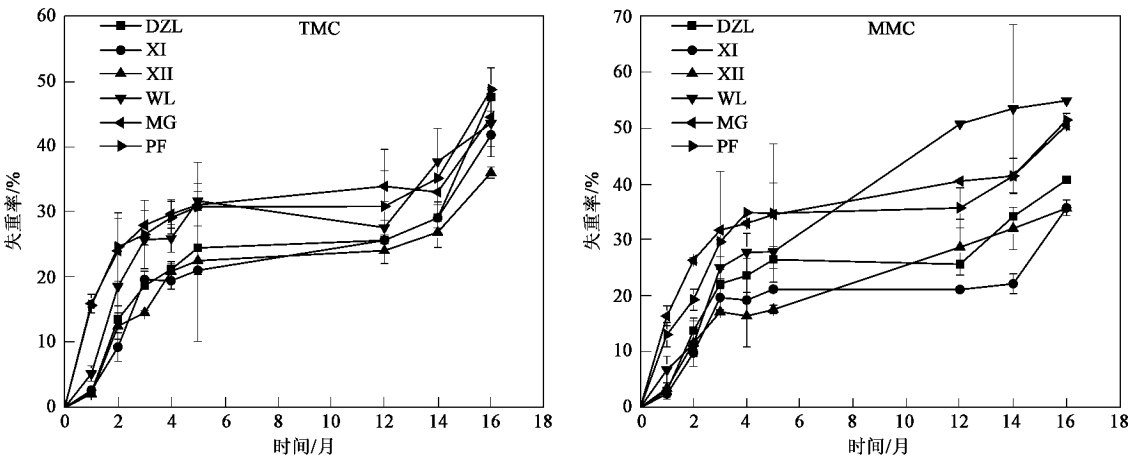


图 2 不同分解小区枯落物失重率的变化
Fig.2 Changes of litter weightlessness rates in different decomposition sub-zones

表 2 枯落物失重率的 ANOVA 结果

Table 2 ANOVA results of litter weightless rates						
类型/地点	项目	平方和	自由度	均方	<i>F</i>	<i>p</i>
TMC	水分带	642.827	5	128.565	0.748	0.592
MMC	水分带	1 656.001	5	331.200	1.473	0.216
PF	类型	19.511	1	19.511	0.092	0.766
MG	类型	95.317	1	95.317	0.554	0.476
WL	类型	112.238	1	112.238	0.366	0.554
XII	类型	0.463	1	0.463	0.003	0.955
XI	类型	21.023	1	21.023	0.136	0.717
DZL	类型	2.667	1	2.667	0.014	0.908

降低)分别将增加 0.18%和 14.20%.

2.2 枯落物分解速率

应用单项指数模型 $W_t/W_0 = e^{-kt}$ 对 TMC 和 MMC 枯落物的物质残留率进行拟合,进而计算出枯落物在不同水分带上的分解速率.式中, W_t 为 t 时刻的物质残留量, W_0 为枯落物初始重量, k 为一次指数模型拟合的分解速率(month^{-1}).拟合结果如表 3 所示,从中可以看出,TMC 和 MMC 的枯落物在不同水分带上的分解速率均存在明显差异,其中前者表现为 $PF > WL > MG > DZL > XI > XII$,后者则表现为 $WL > PF = MG > DZL > XII > XI$,说明常年积水带(PF、MG)和内围季节淹水带(WL)的分解速率较高($0.0368 \sim 0.0442 \text{ month}^{-1}$ 和 $0.0530 \sim 0.0576 \text{ month}^{-1}$),而外围季节淹水带(XII)和无淹水带(XI、DZL)的分解速率相对较低($0.0288 \sim 0.0345$

month^{-1} 和 $0.0259 \sim 0.0347 \text{ month}^{-1}$).比较而言,不同水分带上 MMC 的枯落物分解速率一般要高于 TMC,后者为前者的 1.01~1.44 倍.总之,2 种小叶章枯落物的分解速率在不同水分带及类型间的差异均较为明显,说明基质质量和水分条件对于其分解速率具有重要影响.对比研究表明,当 2 种小叶章湿地的水分条件发生重大改变后(形成积水环境),其枯落物分解速率相对于原有环境分别将增加 10.51%~32.73%(TMC)和 77.85%~93.92%(MMC).而当湿地水分条件发生较小改变或植物群落发生变化后,TMC 枯落物的分解速率在 XII 小区(水分相对增加)将降低 13.51%,在 DZL 小区(水分相对降低)将增加 3.60%.相应的,MMC 的枯落物分解速率在 XI 小区(水分相对降低)将降低 13.09%,在 DZL 小区(水分相对降低)将增加 16.44%.

表 3 枯落物残留率(W_t/W_0)一次指数拟合

Table 3 First-order exponential simulation of mass remaining rates of litters					
分解小区	TMC		MMC		R^2
	一次指数拟合模型	R^2	一次指数拟合模型	R^2	
DZL	$W_t/W_0 = e^{-0.0345t}$	0.738	$W_t/W_0 = e^{-0.0347t}$	0.653	
XI	$W_t/W_0 = e^{-0.0333t}$	0.737	$W_t/W_0 = e^{-0.0259t}$	0.569	
XII	$W_t/W_0 = e^{-0.0288t}$	0.656	$W_t/W_0 = e^{-0.0298t}$	0.869	
WL	$W_t/W_0 = e^{-0.0432t}$	0.619	$W_t/W_0 = e^{-0.0576t}$	0.945	
MG	$W_t/W_0 = e^{-0.0368t}$	0.561	$W_t/W_0 = e^{-0.0530t}$	0.545	
PF	$W_t/W_0 = e^{-0.0442t}$	0.661	$W_t/W_0 = e^{-0.0530t}$	0.603	

表 4 为 TMC 和 MMC 枯落物的年均分解速率和 95% 分解时间. 从中可以看出, 二者的枯落物在原有环境中的年均分解速率分别为 $0.399\ 6\ \text{a}^{-1}$ 和 $0.357\ 6\ \text{a}^{-1}$, 95% 分解时间分别为 7.50 a 和 8.38 a. 当 2 种小叶章湿地的水分条件发生较大改变后(形成积水环境), 其枯落物年均分解速率分别将增加 10.51% ~ 32.73%(TMC)和 77.85% ~ 93.92%(MMC), 95% 分解时间分别将减少 0.72 ~ 1.85 a(TMC)和 3.67 ~ 4.05 a(MMC). 而当湿地水分条件发生较小改变或植物群落发生变化后, 其枯落物年均分解速率将分别介于 $0.345\ 6\sim 0.414\ 0\ \text{a}^{-1}$ (TMC) 和 $0.310\ 8\sim 0.416\ 4\ \text{a}^{-1}$ (MMC) 之间, 而 95% 分解时间将介于 7.24 ~ 8.67 a(TMC)和 7.19 ~ 9.64 a(MMC)之间.

表 4 枯落物年均分解速率和分解时间
Table 4 Annual average decomposition rates and decomposition times of litters

分解 小区	TMC		MMC	
	年均分解 速率/ a^{-1}	95% 分解时 间/a	年均分解 速率/ a^{-1}	95% 分解时 间/a
DZL	0.414 0	7.24	0.416 4	7.19
XI	0.399 6	7.50	0.310 8	9.64
XII	0.345 6	8.67	0.357 6	8.38
WL	0.518 4	5.78	0.691 2	4.33
MG	0.441 6	6.78	0.636 0	4.71
PF	0.530 4	5.65	0.636 0	4.71

2.3 枯落物分解过程氮含量变化特征

图 3 为不同分解小区 TMC 和 MMC 枯落物在分解过程中的氮含量变化. 从中可知, 二者在分解过程中的氮含量变化整体上较为一致, 但不同小区间的变化模式差异较大. 在 DZL 小区, 二者的氮含量在分解初期因淋溶过程的进行均迅速降低($3\ 636.18\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3\ 388.67\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 之后受微生物可利用性氮需求的控制则呈逐渐上升趋势, 并于第 5 个月取得最高值($7\ 330.39\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $7\ 845.94\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 6 ~ 12 个月, 二者的氮含量均迅速降低, 之后又开始逐渐增加. 到试验结束, 二者的氮含量分别为 $6\ 366.74\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6\ 934.89\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 为初期的 1.41 倍和 1.59 倍. 在 XI 小区, 二者氮含量变化的一致性较差, TMC 在 0 ~ 14 个月的整体变化呈不规则的“M”型, 并分别于第 5、14 个月取得最高值和最低值($6\ 821.42\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3\ 195.56\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 之后, 其值又开始迅速增加. 与之相比, MMC 在 0 ~ 12 个月的整体变化呈不规则的“W”型, 并分别于第 2、3 个月取得最低值和最高值($3\ 602.98\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6\ 813.53$

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 之后, 其值又呈“V”型变化. 到试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 1.05 倍和 1.31 倍. 在 XII 小区, 二者的氮含量在 0 ~ 4(5)个月均呈“W”型变化, 并均于第 3 个月取得较低值($3\ 227.23\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3\ 551.73\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 但 TMC 的变化比 MMC 更为明显. 之后, 其值均有不同程度降低. 12 ~ 16 个月, 二者的变化趋势并不一致, TMC 呈逐渐增加变化, MMC 则呈“V”型变化. 到试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 1.13 倍和 0.94 倍. 在 WL 小区, 二者的氮含量变化具有较强的一致性. 0(1) ~ 5 个月, 其值的变化整体均呈“M”型, 并均于第 4 个月取得一次较高值($6\ 035.78\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $7\ 836.08\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 之后, TMC 的氮含量略有增加, 而 MMC 则迅速递减. 12 ~ 16 个月, 二者的氮含量均迅速增加, 并于试验末期再次取得一次较高值($5\ 988.01\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $7\ 844.24\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 且该值分别为初期的 1.33 倍和 1.80 倍. 在 MG 小区, 二者的氮含量在 0 ~ 3 个月均呈倒“V”型变化, 之后的 3 ~ 5 个月, 其变化趋势正好相反, 二者于第 4 个月分别取得一次较低值和最高值($4\ 924.28\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $9\ 072.14\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 5 ~ 16 个月, 二者的变化趋势基本一致, 均呈“V”型变化, 并均于第 14 个月取得最低值($3\ 129.01\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $3\ 139.06\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 1.48 倍和 1.13 倍. 在 PF 小区, 二者的氮含量在 0 ~ 2 个月的变化趋势正好相反, 而在其它时期均比较一致. 2 ~ 4 个月, 其值均迅速增加, 并于第 4 个月取得一次较高值($5\ 815.01\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6\ 629.04\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 之后, 二者的变化均呈“U”型, 并于试验末期再次取得一次较高值($6\ 423.93\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $6\ 241.41\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 且该值均为初期的 1.43 倍.

上述分析表明, TMC 和 MMC 枯落物在分解过程中的氮含量均存在阶段性的升高, 其原因除了与非氮物质的损失有关外, 更重要的是微生物的固持作用和分解有机物的交换吸附作用使氮从其它方面得到补充, 而这些来源可能是小动物、土壤和水体等^[25]. 总的来说, TMC 和 MMC 枯落物的氮含量在不同水分带上的上述变化说明水分条件对枯落物氮含量变化具有重要影响, 但这种影响并未导致二者氮含量变化在不同水分带间存在显著差异($p > 0.5$) (表 5). 此外, 同一水分带上 2 种枯落物的氮含量变化也均存在一定差异, 但这种差异也并未达到显著水平($p > 0.05$) (表 5), 说明基质质量尽管对氮含量变化存在重要影响, 但其也并未导致二者氮含量变

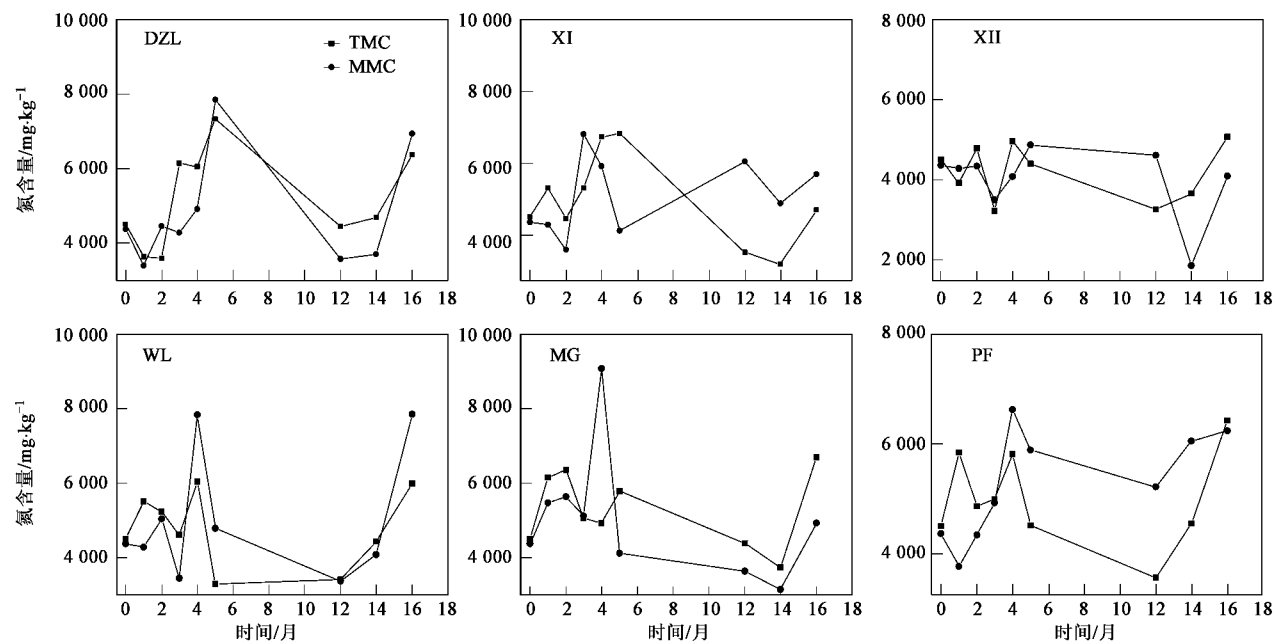


图 3 不同小区枯落物分解过程中的氮含量变化

Fig.3 Changes of nitrogen contents in litters in decomposition process in different sub-zones

表 5 枯落物氮含量的 ANOVA 结果

Table 5 ANOVA results of nitrogen content in litters						
类型/ 地点	项目	平方和	自由度	均方	F	p
TMC	水分带	6 763 081.880	5	1 352 616.380	1.227	0.311
MMC	水分带	9 068 234.510	5	1 813 646.900	0.973	0.444
PF	类型	306 463.595	1	306 463.595	0.349	0.563
MG	类型	250 679.202	1	250 679.202	0.126	0.728
WL	类型	225 263.669	1	225 263.669	0.116	0.738
XII	类型	176 283.386	1	176 283.386	0.273	0.608
XI	类型	74 818.724	1	74 818.724	0.055	0.818
DZL	类型	602 214.713	1	602 214.713	0.292	0.597

化间的显著差异。

2.4 枯落物分解过程C/N和C/P变化特征

图 4 为不同分解小区 TMC 和 MMC 枯落物在分解过程中C/N和C/P的变化。从中可知，二者的C/N、C/P在分解初期分别为 91.5、568.7 和 103.6、819.3，之后随环境条件的变化及枯落物基质质量的不同而呈现出不同的变化特征。总体而言，二者的C/N、C/P变化既存在一定的相似性也存在一定差异，但不同小区间的变化模式差异较大。在 DZL 小区，二者的C/N和C/P变化均比较相似，其C/N分别在第 2 个月和第 1 个月取得最大值(128.4 和 130.1)后呈递减变化，并均于第 5 个月取得最低值(56.1 和 54.8)。5~16 个月，二者的C/N均呈倒“U”型变化，并均于第 12 个月取得次最大值(95.7 和 123.1)。不同的是，TMC 的C/P在 0~5 月呈倒“V”型变化，并于第 2 个月取得

最大值(1 345.0)，而 MMC 的C/P在此间呈“M”型变化，并分别于第 1、3 个月取得两次较高值(973.4 和 1 254.2)。5~14 个月，二者的C/P均呈增加趋势，并均于第 14 个月取得较高值(1 166.1 和 1 577.3)后骤然降低。到试验结束，二者的C/N、C/P分别为初期的 0.74、1.86 倍和 0.60、0.94 倍。在 XI 小区，二者C/N、C/P变化的一致性较差，TMC 的C/N在 0~14 个月的变化整体呈不规则的“W”型，并分别于第 5、14 个月取得最低值和最高值(59.7 和 140.7)，之后，其值迅速降低。MMC 的C/N在 0~12 个月的变化整体呈不规则的“M”型，并分别于第 2、3 个月取得最高值和最低值(123.0 和 61.9)，之后，其值又呈倒“V”型变化。比较而言，二者的C/P在 0~4 个月的变化正好相反，其中前者呈“M”型变化，并于第 1、3 个月取得两次较高值(1 276.6 和 1 236.9)，后者的变化则呈“W”型，并于第 2 个月取得较高值(1 287.1)。5~14 个月，二者的C/P均迅速增加，并均于第 14 个月取得最高值(1 686.4 和 1 584.5)后骤然降低。到试验结束，二者的C/N、C/P分别为初期的 1.04、2.39 倍和 0.73、1.36 倍。在 XII 小区，二者的C/N在 0~4(5)个月均呈“M”型变化，并均于第 3 个月取得较高值(133.5 和 125.5)，但 TMC 的变化比 MMC 更为明显。之后，其值均有不同程度增加。12~16 个月，TMC 的C/N呈逐渐递减变化，而 MMC 则呈倒“V”型变化。比较而言，二者的C/P在 0~5 个月的变化正好相反，其中前者

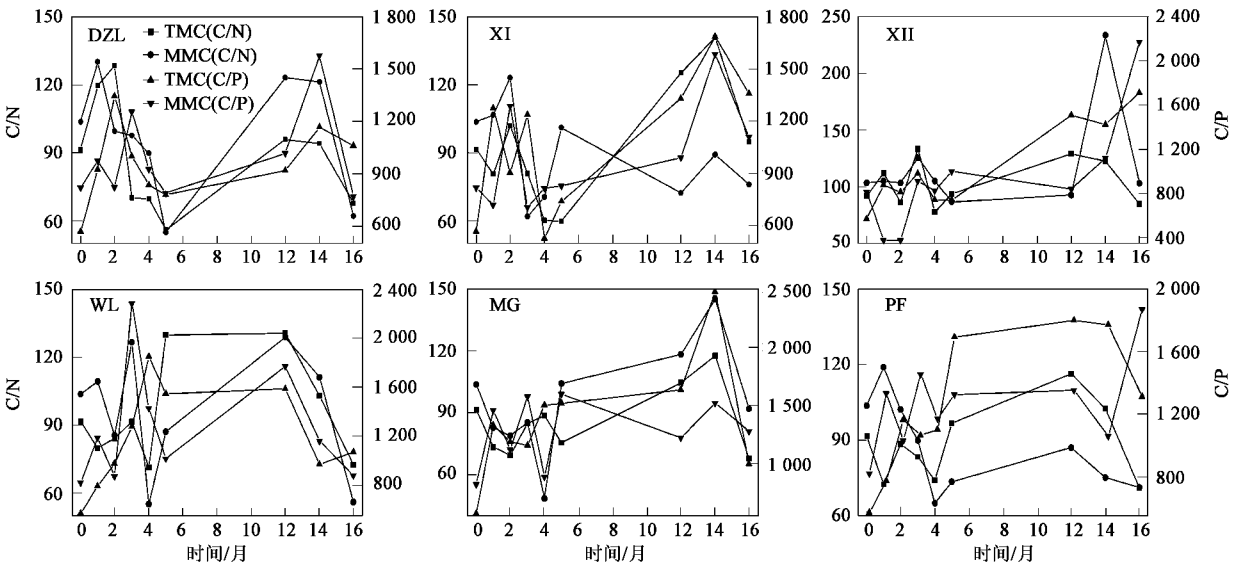


图 4 不同分解小区枯落物 C/N、C/P 比的变化

Fig.4 Changes of C/N and C/P ratios of litters in different decomposition sub-zones

呈“M”型变化,并于第 1、3 个月取得两次较高值(876.4 和 981.1),后者的变化则呈“W”型,并均于第 1、2 个月取得最低值(379.0).5~16 个月,二者的 C/P 分别呈斜“N”型和“V”型变化,并均于第 16 个月取得最高值(1 710.9 和 2 172.2).试验结束,二者的 C/N、C/P 分别为初期的 0.92、3.01 倍和 0.99、2.65 倍.在 WL 小区,二者的 C/N 变化较为一致,0(1)~5 个月,其值的变化整体均呈“W”型,并均于第 4 个月取得较低值(71.2 和 55.1).之后,前者的 C/N 增加不大,而后者增幅明显.12~16 个月,二者的 C/N 均迅速递减,并于第 16 个月再次取得一次较低值(72.5 和 56.0).比较而言,二者的 C/P 变化差异较大,其中前者在 0~5 个月呈倒“V”型,后者则呈“M”型,并分别于第 4 和第 3 个月取得最高值(1 848.3 和 2 279.7).5~16 个月,前者的 C/P 呈斜“N”型变化,后者则呈倒“V”型变化.试验结束,二者的 C/N、C/P 分别为初期的 0.79、1.88 倍和 0.54、1.07 倍.在 MG 小区,二者的 C/N 在 0~3 个月均呈“V”型变化,之后的 3~5 个月,其变化趋势正好相反,二者于第 4 个月分别取得一次较高值和最低值(88.4 和 48.5).5~16 个月,二者的变化趋势基本一致,均呈“V”型变化,并均于第 14 个月取得最高值(117.6 和 145.2).比较而言,二者 C/P 的变化差异较大.0~4 个月,二者分别呈“N”型和“M”型变化.4~16 个月,前者的 C/P 在逐渐增加并于第 14 个月取得最高值(2 475.9)后迅速降低,而后者整体则呈不规则的“M”型变化,并于第 5 个月取得最高值(1 596.4).试验结束,二者

的 C/N、C/P 分别为初期的 0.74、1.75 倍和 0.89、1.56 倍.在 PF 小区,二者的 C/N 在 0~2 个月的变化趋势正好相反,而在其它时期均比较一致.2~4 个月,二者的 C/N 均迅速递减,并均于第 4 个月取得一次较低值(74.0 和 64.9).之后,二者 C/N 的变化均呈倒“U”型变化,并于第 16 个月再次取得一次较低值(71.1 和 71.2).比较而言,二者 C/P 的变化差异较大.TMC 的 C/P 在 0~5 个月呈“N”型变化,之后略有增加,并于第 12 个月取得最高值(1 798.9)后迅速递减.MMC 的 C/P 在 0~4 个月呈“M”型变化,之后逐渐增加并于第 12~16 个月呈“V”型变化.试验结束,二者的 C/N、C/P 分别为初期的 0.78、2.30 倍和 0.69、2.28 倍.总的来说,TMC 和 MMC 枯落物分解过程中的 C/N 和 C/P 变化主要与其自身的基质状况有关,同时也与不同小区不同时期枯落物的物质损失、周围环境的 N、P 养分供给状况以及微生物固持等因素有关.对比研究发现,不同小区中 TMC 和 MMC 枯落物的氮含量与 C/N、C/P 整体呈相反变化趋势,但 C/N 的相反变化趋势比 C/P 更为明显(图 3 和图 4),说明 C/N 对枯落物分解过程中氮含量变化的影响可能更大.

2.5 枯落物分解过程氮的累积与释放

枯落物分解过程中氮的累积或释放可用积累指数(NAI)表示,即:

$$NAI = \frac{M_t \cdot X_t}{M_0 \cdot X_0} \times 100\%$$

式中, M_t 为枯落物在 t 时刻的干物质重量(g),

X_t 为 t 时刻枯落物的氮含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), M_0 为枯落物干物质的初始重量 (g), X_0 为枯落物氮的初始含量 ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). 若 $\text{NAI} < 100\%$, 说明枯落物在分解过程中发生了氮净释放; 若 $\text{NAI} > 100\%$, 说明发生了氮净累积.

图 5 为不同分解小区 TMC 和 MMC 枯落物在分解过程中的 NAI 变化. 从中可知, 6 个分解小区枯落物的 NAI 变化可分为 2 类, 即释放-累积和释放. DZL、XI、WL、MG 和 PF 5 个小区的氮在不同时期均表现出释放-累积的交替变化特征, 但不同小区不同枯落物类型间的变化模式差别较大, 且整体上均以释放过程为主. 在 XII 小区, 氮在整个时期一直表现为释放. 研究还发现, 不同小区枯落物分解过程中的氮绝对量变化与其氮含量变化趋势基本一致(图 3 和图 5). 枯落物氮绝对量的阶段性累积除了与非氮物质的损失有关外, 微生物的固持作用和分解有机物的交换吸附作用也可使氮从周围环境中得到补充. 具体来说, 在 DZL 小区, 除 TMC 枯落物的氮在第 3~5 个月 ($\text{NAI}: 108.52\% \sim 121.33\%$)、MMC 枯落物的氮在第 5 个月 ($\text{NAI}: 134.14\%$) 发生净累积外, 其它时期均发生不同程度的释放, 且绝对量分别降低 $20.73\% \sim 26.75\%$ 和 $5.85\% \sim 44.30\%$. 在 XI 小区, 除 TMC 枯落物的氮在第 1、4~5 个月 ($\text{NAI}: 111.23\% \sim 120.31\%$)、MMC 枯落物的氮在第 3~4、12 个月 ($\text{NAI}: 109.49\% \sim 125.37\%$) 发生净累积外, 其它时

期也均发生不同程度的释放, 且绝对量分别降低 $4.99\% \sim 49.71\%$ 和 $4.05\% \sim 25.52\%$. 在 XII 小区, TMC 和 MMC 枯落物的氮在整个时期一直发生着不同程度的释放, 其绝对量分别降低 $7.05\% \sim 45.11\%$ 和 $5.22\% \sim 71.02\%$. 在 WL 小区, 除 TMC 枯落物的氮在第 1 个月 ($\text{NAI}: 113.14\%$)、MMC 枯落物的氮在第 2、4 个月 ($\text{NAI}: 100.07\% \sim 129.69\%$) 发生净累积外, 其它时期均发生不同程度的释放, 且绝对量分别降低 $0.80\% \sim 51.10\%$ 和 $8.50\% \sim 62.06\%$. 在 MG 小区, 除 TMC 枯落物的氮在第 1~2 个月 ($\text{NAI}: 107.03\% \sim 114.74\%$)、MMC 枯落物的氮在第 1、4 个月 ($\text{NAI}: 104.65\% \sim 134.30\%$) 发生净累积外, 其它时期均发生不同程度的释放, 且绝对量分别降低 $8.89\% \sim 43.46\%$ 和 $4.99\% \sim 57.89\%$. 在 PF 小区, 除 TMC 枯落物的氮在第 1 个月 ($\text{NAI}: 109.37\%$)、MMC 枯落物的氮在第 4 个月 ($\text{NAI}: 108.64\%$) 发生净累积外, 其它时期均发生不同程度的释放, 且绝对量分别降低 $8.60\% \sim 45.34\%$ 和 $11.99\% \sim 31.85\%$. 总的来说, 2 种枯落物的 NAI 在不同水分带上的上述变化说明水分条件对二者的氮绝对量变化具有重要影响, 但这种影响并未导致其绝对量变化在不同水分带间存在显著差异 ($p > 0.5$) (表 6).

此外, 同一水分带上 2 种枯落物的氮绝对量变化也均存在一定差异, 但其也并未达到显著水平 ($p > 0.05$) (表 6), 说明基质质量尽管对氮绝对量变化

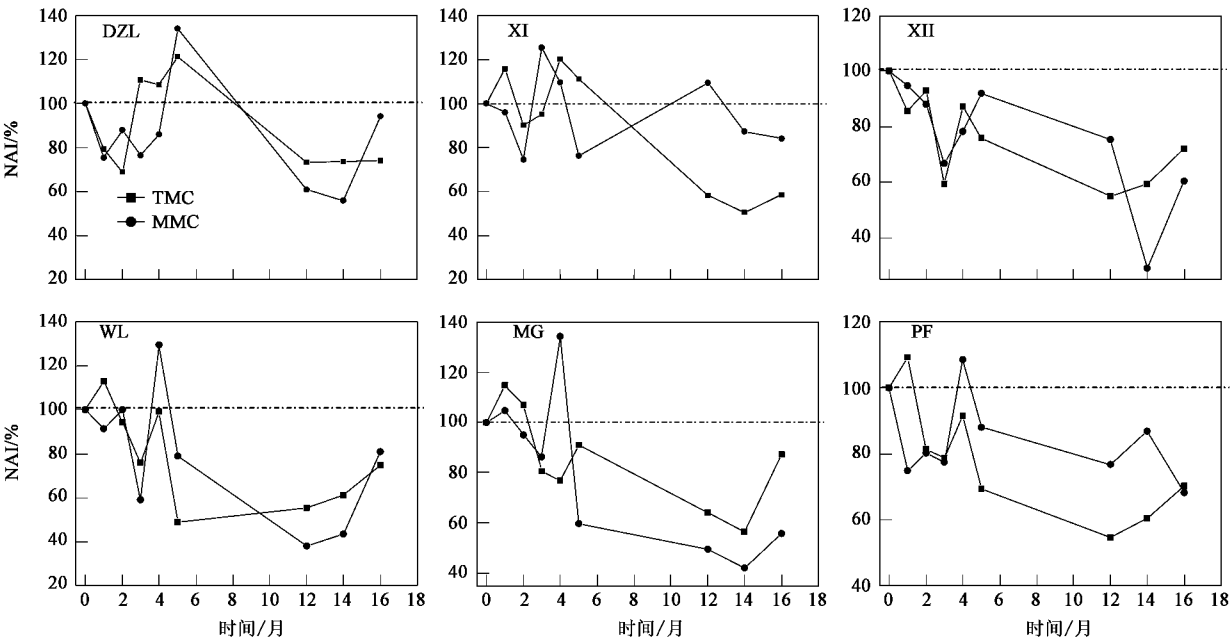


图 5 不同分解小区枯落物氮积累指数 (NAI) 的变化
Fig.5 Changes of nitrogen accumulation indices (NAI) of litters in different decomposition sub-zones

具有重要影响,但其并未导致二者间的显著差异.相关分析表明,2 种枯落物在不同分解小区的残留率(W_t/W_0)与 NAI 均呈一定的正相关,但不同小区不同枯落物类型间的相关性差别较大(表 7).其中,TMC 枯落物的 W_t/W_0 与 NAI 除在 WL 和 PF 小区呈显著正相关外($p < 0.05$),其它小区的相关性并不显著.与之相比,MMC 枯落物的 W_t/W_0 与 NAI 除在 XII 小区呈极显著正相关($p < 0.01$),在 MG 小区呈显著正相关外($p < 0.05$),其它小区的相关性也并不显著.这就说明 2 种枯落物的氮绝对量变化受其物质残留量的影响相对较小,但受湿地环境氮源、微生物固持以及枯落物分解有机物交换吸附的影响可能更为明显.

表 6 枯落物 NAI 的 ANOVA 结果						
Table 6 ANOVA results of NAI of litters						
类型/地点	项目	平方和	自由度	均方	<i>F</i>	<i>p</i>
TMC	水分带	1 398.759	5	279.752	0.650	0.663
MMC	水分带	2 068.462	5	413.692	0.752	0.589
PF	类型	116.248	1	116.248	0.470	0.503
MG	类型	144.382	1	144.382	0.219	0.646
WL	类型	0.139	1	0.139	0.000	0.989
XII	类型	0.428	1	0.428	0.001	0.973
XI	类型	219.830	1	219.830	0.437	0.518
DZL	类型	84.991	1	84.991	0.180	0.677

1) * 表示 $p < 0.05$, ** 表示 $p < 0.01$

2.6 枯落物氮的现存量

湿地生态系统枯落物的现存量是一个动态变化量,其在数值上取决于二者的积累量与分解量之和.设 t 为时间(a), $x(t)$ 为枯落物的现存量, $g(t)$ 为每年枯落物的输入量, $k(t)$ 为年分解速率,则:

$$\frac{dx(t)}{dt} = g(t) - k(t) \cdot x(t)$$
$$x(t) = \exp\left(-\int_0^t k(s)ds\right) \cdot \left[x(t_0) + \int_0^t g(u) \cdot \exp\left(\int_0^t k(s)ds\right)du\right]$$

由于分解速率季节变化明显而年际变化较小,因此 $k(t)$ 可看作常数 α ,则剩余率 $\beta = 1 - \alpha$.每年输入的枯落物需经若干年后才能分解完全,因此 t 年后枯落物的积累量可假设为 $x_n(t)$ ($n = 0, 1, 2, \cdots$). $x_0(t)$ 为第 t 年的输入量, $x_1(t)$ 为第 $t - 1$ 年的输入量经分解损失后的剩余量,依次类推.现假设一个初始状态, $x(0)$ 为该状态下枯落物的干物质总量, x 为枯落物多年平均生产量.据此,至 t 年春季枯落物的积累量,即现存量为:

$$x(t) = x_0(t) + x_1(t) + \cdots x_n(t) + \cdots$$
$$= x \cdot \sum_0^{t-1} \beta^n + \beta^t x(0)$$

表 6 枯落物 NAI 的 ANOVA 结果						
Table 6 ANOVA results of NAI of litters						
类型/地点	项目	平方和	自由度	均方	<i>F</i>	<i>p</i>
TMC	水分带	1 398.759	5	279.752	0.650	0.663
MMC	水分带	2 068.462	5	413.692	0.752	0.589
PF	类型	116.248	1	116.248	0.470	0.503
MG	类型	144.382	1	144.382	0.219	0.646
WL	类型	0.139	1	0.139	0.000	0.989
XII	类型	0.428	1	0.428	0.001	0.973
XI	类型	219.830	1	219.830	0.437	0.518
DZL	类型	84.991	1	84.991	0.180	0.677

表 7 残留率(W_t/W_0)与积累指数(NAI)的相关系数¹⁾

Table 7 Correlation coefficients between mass remaining rates (W_t/W_0) and accumulation indices (NAI)						
残留率(W_t/W_0)	DZL-小区	XI-小区	XII-小区	WL-小区	MG-小区	PF-小区
TMC	0.182	0.615	0.650	0.713 *	0.571	0.714 *
MMC	0.109	0.045	0.800 * *	0.604	0.725 *	0.339

1) * 表示 $p < 0.05$, ** 表示 $p < 0.01$

$$= \frac{x}{1 - \beta} \cdot (1 - \beta') + \beta' \cdot x(0)$$

当 $t \rightarrow \infty$ 时, $x(t) = \frac{x}{1 - \beta}$.

可见,对于一个稳定生态系统而言,只要枯落物的年输入量和年输出量稳定,不论初始状态如何,其积累量均能达到稳定值 x_{st} ,即 $x_{st} = \frac{x}{1 - \beta}$.

前述研究可知,TMC 和 MMC 的枯落物在原有环境中的年分解速率分别为 $0.399\ 6\ a^{-1}$ 和 $0.357\ 6\ a^{-1}$,而其枯落物年生产量分别为 $1\ 027.71\ g \cdot m^{-2}$ 和 $740.68\ g \cdot m^{-2}$,由此可计算出二者枯落物的现存量分别为 $2\ 571.85\ g \cdot m^{-2}$ 和 $2\ 071.25\ g \cdot m^{-2}$ (表 8),枯落物的氮含量取其分解过程中的平均值 $4\ 956.56\ mg \cdot kg^{-1}$ 和 $4\ 003.28\ mg \cdot kg^{-1}$,由此计算出枯落物的氮库现存量分别为 $12.75\ g \cdot m^{-2}$ 和 $8.29\ g \cdot m^{-2}$ (表 8).另外,根据分解 1 a 后枯落物氮库的变化量可计算出二者向土壤氮库的年归还量分别为 $1.95\ g \cdot (m^2 \cdot a)^{-1}$ 和 $2.25\ g \cdot (m^2 \cdot a)^{-1}$.由于随枯落物积累年限和分解时间的延长,枯落物向土壤氮库的归还量也会增加,所以本研究以大于 $1.95\ g \cdot (m^2 \cdot a)^{-1}$ 和 $2.25\ g \cdot (m^2 \cdot a)^{-1}$ 来表示 2 种枯落物向土壤氮库的归还量(表 8).

表 8 枯落物氮的现存量及归还量

Table 8 Standing crops and returning amounts of nitrogen in litters

枯落物类型	年输入量 /g•(m ² •a) ⁻¹	年分解速率 /a ⁻¹	现存量 /g•m ⁻²	平均 N 含量 /mg•kg ⁻¹	N 现存量 /g•m ⁻²	N 年归还量 /g•(m ² •a) ⁻¹
TMC	1 027.71	0.399 6	2 571.85	4 956.56	12.75	> 1.95
MMC	740.68	0.357 6	2 071.25	4 003.28	8.29	> 2.25

3 讨论

3.1 环境因子对分解速率的影响

前面研究可知,2 种枯落物的相对分解速率在生长季(5~9 月)较高,而在非生长季(10~4 月)较低且变化平缓.另外,对不同分解小区 2 种枯落物相对分解速率与气温、地表(水)温度以及不同深度地(水)温(5、10、15 和 20 cm)变化的对比研究发现,生长季湿地的温度条件较好,由此导致微生物分解活性较强,相对分解速率较高,而在非生长季(特别在冰冻期),湿地温度条件较差,由此导致微生物分解活性较弱,相对分解速率较低且变化不大.上述分析表明,温度条件对枯落物分解具有明显的促进作用,这与前人研究结果较为一致^[31].另外,通过前面研究还发现,水分条件对枯落物分解也有重要影响,它主要是通过影响通气状况而间接影响有机物质的转化方向和速度^[32].通过对不同分解小区 2 种枯落物相对分解速率与水分条件关系的进一步研究发现,水分条件对枯落物相对分解速率大多表现为一定的抑制作用.试验阶段,不同分解小区的水分条件均较好,其中 DZL、XI 和 XII 分解小区 0~10 cm 土层的含(持)水量分别介于 26.94%~69.93%、44.94%~93.38%和 138.18%~375.63%之间,而 WL、MG 和 PF 分解小区的积水水位则位于 15.80~39.30 cm、28.67~56.30 cm 和 25.53~64.00 cm 之间,所以导致上述对相对分解速率产生抑制作用的原因可能与不同分解小区土壤或地表相对较好的水分条件对枯落物中 O₂ 和 CO₂ 状况的影响有关.一般而言,随着水分的增加,枯落物中的 O₂ 浓度下降,CO₂ 浓度上升,但水分过多又会限制气体交换,使 O₂ 很快被消耗,进而又会抑制生物的新陈代谢^[7],并最终影响有机物质的转化方向和速度.

Akira 等^[33]对日本 Masukata 贫营养沼泽有机物质分解的研究发现,3 种枯落物(*Sphagnum palustre*、*Phragmites australis* 和 *Alnus japonica*)的纤维素分解速率虽在不同植物类型间存在显著差异,但均与耗氧速率呈正相关.Freeman 等^[34]的研究还发现,泥炭地(即使是表层)通常缺乏 O₂,而 O₂ 的缺乏又会限制

酚氧化酶的活性,进而对泥炭地的枯落物分解产生抑制.此外,已有研究表明,各种微生物都有最适宜活动的 pH 和可能适应的范围,pH 过高或过低均会对微生物活性产生抑制作用^[32].James 等^[35]的研究表明,增加酸度可抑制 *Sparganium eurycarpum* 枯落物的分解.分解 200 d 后,pH 为 4、6 和 8 情况下的枯落物剩余干重分别为原来的 47.5%、27.9% 和 7.3%.Rob 等^[36]的研究还发现,水体 pH 显著影响着 *Juncus bulbosus* L. 的枯落物分解.在 pH 为 3.5 和 5.6 的条件下,微生物对有机物质重量损失的贡献率分别为 23%和 31%.在较低 pH 情况下,以真菌的分解占主导;在 pH 为 5.6 的条件下,真菌和细菌在分解过程中均发挥了重要作用.本研究对不同分解小区水体及土壤 pH 的研究表明,其值均介于 5.36~6.37 之间,呈弱酸性.因此,不同分解小区土壤及水体的 pH 状况直接影响着不同微生物的活性,并进而对其相对分解速率产生重要影响.

3.2 C/N、C/P与氮含量变化的关系

C/N和C/P是影响枯落物分解的重要基质质量指标,因为它们反映了微生物对营养物质的控制.Berg^[37]的研究表明,枯落物营养元素的变化动态与碳/营养元素的最小值有关.当分解过程中碳与营养元素的比值高于最小值时,发生微生物对营养的固定,反之则发生营养物质的释放.微生物对枯落物营养元素调控的结果致使分解过程中残体的化学性质发生变化.表 9 为枯落物分解过程中 C/N、C/P 与氮含量的相关分析结果.从中可知,TMC 和 MMC 枯落物的氮含量与 C/N 均呈极显著负相关($p < 0.01$),而与 C/P 之间的相关性虽然基本上也为负值,但均未达到显著水平.说明 C/N 对枯落物分解过程中氮养分的调控作用可能更为重要.孙志高等^[38]的研究表明,氮是三江平原地区湿地植物生长的重要限制性养分.因此,在枯落物分解过程中,微生物对营养元素的需求可能并不会受 P 限制,但受 N 限制,而这又就进一步说明 C/N 对枯落物分解过程中氮养分的调控作用.

3.3 C/N、C/P与分解速率的关系

C/N是反映和预测分解速率的较好指标,当 C/N

表 9 C/N、C/P与氮含量的相关系数

Table 9 Correlation coefficients between C/N or C/P ratios and nitrogen contents

C/N或C/P	DZL-小区	XI-小区	XII-小区	WL-小区	MG-小区	PF-小区
TMC ¹⁾	-0.966 ^{**3)}	-0.970 ^{**}	-0.986 ^{**}	-0.974 ^{**}	-0.961 ^{**}	-0.955 ^{**}
MMC ¹⁾	-0.971 ^{**}	-0.979 ^{**}	-0.977 ^{**}	-0.968 ^{**}	-0.923 ^{**}	-0.989 ^{**}
TMC ²⁾	-0.297	-0.633	-0.228	-0.163	-0.477	-0.432
MMC ²⁾	-0.532	-0.247	-0.177	-0.390	-0.486	0.330

1) C/N, 下同; 2) C/P, 下同; 3) * * 表示 $p < 0.01$

较高时, 枯落物分解缓慢, 反之较快^[39]. Alerts 等^[40]的研究则表明, 枯落物在分解初期强烈受C/P的限制, 但长期分解又与酚类物质/N、酚类物质/P 等密切相关. 由于分解过程中枯落物C/N、C/P的变化反映了二者 N、P 的相对累积与释放程度, 而枯落物的相对分解速率可说明枯落物在某一段时间内平均分解速率的相对大小, 因此借助它们的关系可大致说明分解过程中枯落物 N、P 含量变化与分解速率之间的关系. 本研究表明, 2 种枯落物的C/N、C/P与相对分解速率大多呈负相关(表 10), 即残体中 N、P 的相对累积量越低, C/N和C/P相对就越高, 相对分解速率就越慢, 残留率就越高, 这与前人的研究结果相近. 此外, 2 种枯落物的C/N、C/P与相对分解速率在不同分解小区还呈一定的正相关(特别是 DZL 小区)(表

10), 其原因可能与不同时期不同分解小区周围环境的 N、P 养分状况及供给有关^[32]. Steven^[41]的研究发现, *Cladium jamaicense* 和 *Typha domingensis* 枯落物在贫养分条件下分解最慢, 而在适度养分条件下分解最快. Verhoeven 等^[42]也发现富养分沼泽中的枯落物分解要比贫养分沼泽中快. Verhoeven 等^[43]还发现, *Carex diandra* 湿地水体的富养分环境要比 *Carex acutiformis* 湿地的贫养分环境更有利于纤维素分解. N、P 供给增加对枯落物分解也有重要影响, 因为增加 N、P 供给可改变分解环境的 C/N 和 C/P. Aerts 等^[44]的研究表明, 在 N 沉降较多的地区, 增加 N 沉降可促进枯落物分解. Xie 等^[45]的研究还发现, 增加 P 的可利用性对 *Eichhornia crassipes* 的分解有重要影响, 其分解速率提高 68% ~ 87%. 图6为2005年5

表 10 C/N、C/P与相对分解速率的相关系数

Table 10 Correlation coefficients between C/N or C/P ratios and relative decomposition rates

C/N或C/P	DZL-小区	XI-小区	XII-小区	WL-小区	MG-小区	PF-小区
TMC	0.083	-0.275	-0.481	-0.103	-0.587	-0.467
MMC	0.038	-0.031	-0.056	0.503	-0.598	0.649
TMC	0.573	-0.031	-0.293	-0.646	-0.509	-0.655
MMC	0.121	-0.064	-0.400	0.627	-0.377	0.396

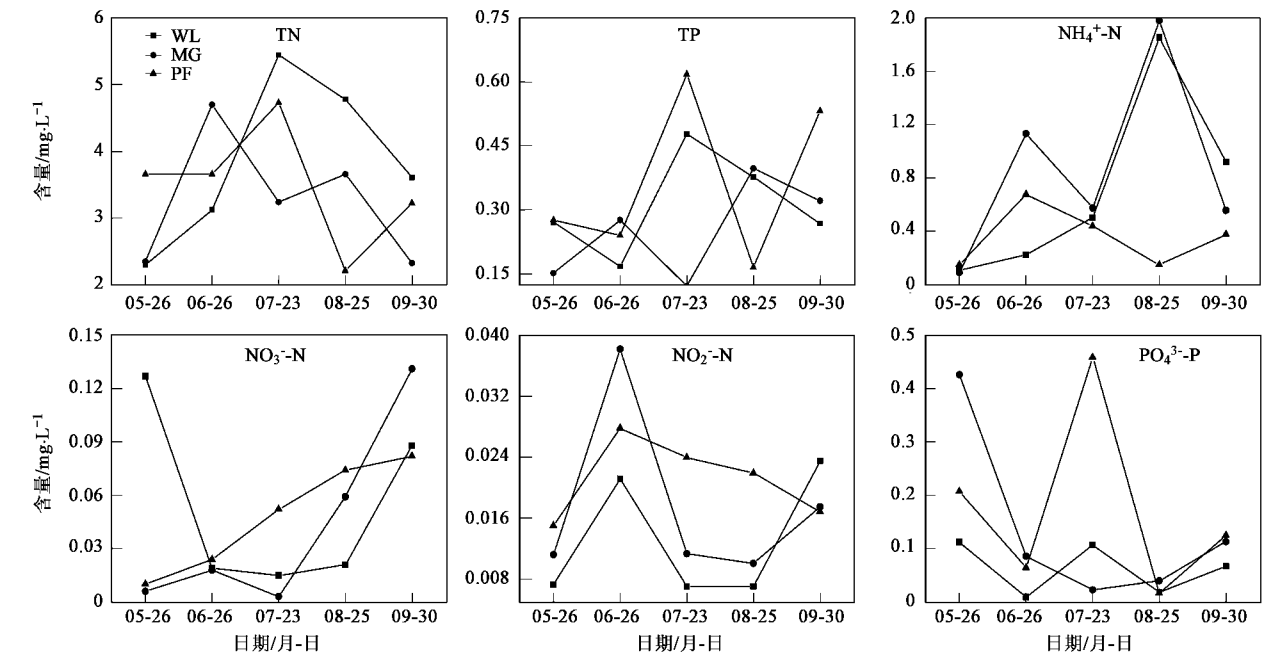


图 6 不同分解小区沼泽水的氮、磷含量变化

Fig.6 Changes of nitrogen and phosphorus contents in marsh water in different decomposition sub-zones

月~2005年9月WL、MG和PF3个分解小区沼泽水中的氮、磷含量变化.从中可以看出,3个分解小区沼泽水的TN、TP、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、 NO_2^- -N和 PO_4^{3-} -P含量在5~9月均呈现出不同的变化特征且其值也差别较大,说明不同分解小区的沼泽水环境养分状况存在一定差异.又由于3个分解小区的地势沿着WL→MG→PF方向依次降低,所以当湿地水分状况在试验期间由于降水增多或减少而发生较大改变时,3个小区的沼泽水将发生较大幅度的交换,而随之进行的就是养分间的交换,其最终结果将使得不同分解小区沼泽水的养分状况相对于原有环境发生较大改变.因此,通过上述分析可得到如下推论,即当不同时期不同小区的N、P养分状况不发生较大变化时,枯落物相对分解速率在很大程度上取决于其基质质量指标(C/N、C/P等);而当不同小区周围环境的养分状况在不同时期因养分沉降、土壤矿化以及湿地水环境养分交换等过程发生较大改变后,枯落物相对分解速率在很大程度上将取决于分解环境的养分供给状况.

4 结论

(1)水分条件对枯落物分解具有重要影响,当未来降水格局变化导致小叶章湿地形成常年积水环境后,TMC和MMC枯落物的失重率相对于原有环境分别将增加4.33%~16.76%和24.84%~53.97%,分解速率将增加10.51%~32.73%和77.85%~93.92%,95%分解时间将减少0.72~1.85a和3.67~4.05a.

(2)TMC和MMC枯落物的氮含量及NAI变化整体上较为一致,但不同小区间的变化模式差异较大.二者枯落物的氮在DZL、XI、WL、MG和PF5个小区均表现出释放-累积的交替变化特征,但仍以释放过程为主.在XII小区,氮在整个时期一直表现为释放.

(3)TMC和MMC枯落物的现存量分别为 $2571.85\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $2071.25\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,氮库现存量分别为 $12.75\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $8.29\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$,氮年归还量分别大于 $1.95\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$ 和 $2.25\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$.

(4)温度对枯落物相对分解速率具有促进作用,水分条件对其具有抑制作用;土壤及水体较低的pH对分解速率也有重要影响;C/N对分解过程中氮养分的调控作用比C/P更为重要.

(5)当分解环境的养分状况不发生较大变化时,枯落物相对分解速率取决于其基质质量指标(C/N、

C/P);当养分状况发生较大改变时,相对分解速率取决于环境养分的供给状况.

参考文献:

- [1] 彭少麟,刘强.森林凋落物动态及其对全球变暖的响应[J].生态学报,2002,22(9):1534-1544.
- [2] 尹承军,黄德华,陈佐忠.内蒙古典型草原4种植物凋落物分解速率与气候因子之间的定量关系[J].生态学报,1994,14(2):149-154.
- [3] Irving A M, Brian K S, Hans B, *et al.* Controls on soil cellulose decomposition along a salinity gradient in a *Phragmites australis* wetland in Denmark[J]. Aquatic Botany, 1999, 64: 381-398.
- [4] Stephen E D, Carlos C M, Daniel L C, *et al.* Temporally dependent C, N and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in Oligotrophic Mangrove wetlands of the Southern Everglades[J]. Aquatic Botany, 2003, 75: 199-215.
- [5] Holmboe N, Kristensen E, Andersen F. Anoxic decomposition in sediments from a tropical mangrove forest and the temperate Wadden sea: implications of N and P addition experiments[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2001, 53: 125-140.
- [6] Akira H, Chiaki H, Akiko H, *et al.* Decomposition activity of peat soils in geogenous mires in Sasakami, Central Japan[J]. European Journal of Soil Biology, 2003, 39: 191-196.
- [7] Rajja L, Jukka L, Carl C T, *et al.* Scots pine litter decomposition along drainage succession and soil nutrient gradients in peatland forests and the effects of inter-annual weather variation[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, 36: 1095-1109.
- [8] Berg B, Michael M, Bengt W. Decomposition of red clover (*Trifolium pratense*) roots[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1987, 19(5): 589-593.
- [9] Michael N W, Joshua P S. Interactions between carbon and nitrogen mineralization and soil organic matter chemistry in Arctic Tundra soils[J]. Ecosystems, 2003, 6: 129-143.
- [10] Dala A W, Henry R M, Arnold G V, *et al.* Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh[J]. Aquatic Botany, 1997, 58(2): 121-134.
- [11] Peterjohn W T, Melillo J M, Steudler P A, *et al.* Responses of trace gas fluxes and N availability to experimental elevated soil temperatures[J]. Ecological Applications, 1994, 4: 617-625.
- [12] Norby R J. Issues and perspectives for investigation root responses to elevated atmospheric carbon dioxide[J]. Plant and Soil, 1994, 165: 345-349.
- [13] 王瑾,黄建辉.暖温带地区主要树种叶片凋落物分解过程中主要元素释放的比较[J].植物生态学报,2001,25(3): 375-380.
- [14] 李雪峰,张岩,牛丽君,等.长白山白桦纯林和白桦山杨混交林凋落物的分解[J].生态学报,2007,27(5): 1782-1790.
- [15] 金钊,杨玉盛,董云社,等.福建万木林自然保护区米槎和杉木细根分解动态[J].地理研究,2007,26(3): 491-499.
- [16] 李海涛,于贵瑞,李家永,等.井冈山森林凋落物分解动态及磷、钾释放速率[J].应用生态学报,2007,18(2): 233-240.
- [17] 王妮,郭继勋,张保田.东北松嫩草地羊草群落环境因素与凋落物分解季节动态[J].草业学报,2003,12(1): 47-52.

[18] 刘忠宽,汪诗平,韩建国,等. 内蒙古温带典型草原植物凋落物和根系的分解及养分动态的研究[J]. 草业学报, 2005, **14**(1): 24-30.

[19] 程积民,万惠娥,胡相明,等. 半干旱区封禁草地凋落物的积累与分解[J]. 生态学报, 2006, **26**(4):1207-1212.

[20] 王志明,朱培立,黄东迈,等. 秸秆碳的田间原位分解和微生物量碳的周转特征[J]. 土壤学报, 2003, **40**(3):446-453.

[21] 李云乐,乔玉辉,孙振钧,等. 不同土壤培肥措施下农田有机物分解的生态过程[J]. 生态学报, 2006, **26**(6):1933-1939.

[22] 苑学霞,林先贵,尹睿,等. 大气 CO₂ 浓度升高对稻田中小麦秸秆分解的影响[J]. 农业环境科学学报, 2005, **24**(2): 242-246.

[23] 白光润,王升忠,冷雪天,等. 草本泥炭形成的生物环境机制[J]. 地理学报, 1999, **54**(3):247-254.

[24] 田应兵,熊明彪,熊晓山,等. 若尔盖高原湿地土壤-植物系统有机碳的分布与流动[J]. 植物生态学报, 2003, **27**(4): 490-495.

[25] 刘景双,孙雪利,于君宝. 三江平原小叶章、毛果苔草枯落物中氮素变化分析[J]. 应用生态学报, 2000, **11**(6):898-902.

[26] 孙雪利. 三江平原典型沼泽湿地氮循环研究[D]. 长春:中国科学院长春地理研究所, 1998.

[27] 郑玉琪,刘景双,王金达,等. 三江平原典型沼泽生态系统毛果苔草枯落物中化学元素变化分析[J]. 中国草地, 2000, **3**: 12-16.

[28] 王世岩,杨永兴. 三江平原小叶章枯落物分解动态及其分解残留物中磷素季节动态[J]. 中国草地, 2000, **6**:6-10.

[29] 高俊琴. 三江平原湿地枯落物分解及有机质组分动态[D]. 北京:中国科学院研究生院, 2003.

[30] 杨继松,刘景双,于君宝,等. 三江平原沼泽湿地枯落物分解及其营养动态[J]. 生态学报, 2006, **26**(5):1297-1302.

[31] Vitousek P M, Turnet D R, Parton W J, *et al.* Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawaii: patterns, mechanisms and models[J]. Ecology, 1994, **75**(2):418-429.

[32] 蔡晓明. 生态系统生态学[M]. 北京:科学出版社, 2000.223-234.

[33] Akira H, Hisaya K, Chiaki H, *et al.* Decomposition of organic matter in peat soil in a minerotrophic mire[J]. European Journal of Soil Biology, 2002, **38**:89-95.

[34] Freeman C, Ostle N J, Fenner N, *et al.* A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands [J]. Soil Biology & Biochemistry, 2004, **36**:1663-1667.

[35] James H, Robert K N. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes [J]. Aquatic Botany, 1993, **46**(1):17-33.

[36] Rob S E W L, Willy J W. Effects of water acidification on the decomposition of *Juncus bulbosus* L.[J]. Aquatic Botany, 1988, **31**(1-2):57-81.

[37] Berg B. Nutrient release from litter anhumus in coniferous forest soils——a mini review[J]. Scand J For Res, 1986, **1**:359-369.

[38] 孙志高,刘景双,王金达. 三江平原典型湿地系统大气湿沉降氮素动态及其生态效应[J]. 水科学进展, 2007, **18**(2): 182-192.

[39] Alicia S M, Roberto A D. Decomposition of and nutrient dynamics in leaf litter and roots of *Poa ligularis* and *Stipa gyneriodes*[J]. Journal of Arid Environments, 2003, **55**(3):503-514.

[40] Alerts R, Caluwe H D. Nutritional and plant mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species[J]. Ecology, 1997, **78**: 244-260.

[41] Steven M D. Growth, decomposition, and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers in the Florida Everglades[J]. Aquatic Botany, 1991, **40**(3):203-224.

[42] Verhoeven J T A, Toth E. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in fens: effects of litter quality and inhibition by living tissue homogenates[J]. Soil Biology & Biochemistry, 1995, **27**(3):271-275.

[43] Verhoeven J T A, Arts H H M. *Carex* litter decomposition and nutrient release in mires with different water chemistry[J]. Aquatic Botany, 1992, **43**:365-377.

[44] Aerts R, Caluwe H D. Effects of nitrogen supply on canopy structure and leaf nitrogen distribution in *Carex* species[J]. Ecology, 1994, **75**:1482-1490.

[45] Xie Y H, Yu D, Ren B. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants[J]. Aquatic Botany, 2004, **80**:29-37.