

湿地水分变化对小叶章根系分解及氮素动态的影响

刘景双¹ 孙志高² 秦胜金¹

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

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)根系分解及氮动态的影响。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: 水分条件对根系分解具有重要影响, 当未来降水格局变化导致小叶章湿地形成积水环境后, TMC和MMC的根系失重率分别将降低29.12%~48.54%和21.81%~42.22%, 分解速率将降低36.36%~55.17%和14.10%~32.91%, 95%分解时间将增加2.95~6.34年和1.75~5.24年。TMC和MMC的根系氮含量及氮积累系数的变化较为一致, 但不同小区间的变化模式差异较大。二者根系的氮素一直表现为释放, 但不同小区间的释放模式差别较大。CPN对分解过程氮养分的调控作用更为重要。TMC和MMC根系的氮现存量分别为10.24和25.80 g/m², 氮年归还量分别大于3.90和4.96 g/(m²·a)。温度对根系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根系基质质量, 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: 根系分解; 水分梯度; 水分含量; 小叶章; 氮; 三江平原

中图分类号: Q948.15⁺ 8 文献标识码: A 文章编号: 1000-1522(2008)06-0412-11

LIU Jing¹; SUN Zhi²; QIN Sheng¹. Effects of the changes in water content on root decomposition and nitrogen dynamics of *Calamagrostis angustifolia* in a natural wetland of Sanjiang Plain, northeastern China. *Journal of Beijing Forestry University* (2008) 30(6) 412-51 [Ch, 25 ref.]

1 Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun, 130012, P. R. China;

2 Yantai Institute of Coastal Zone Research for Sustainable Development, Chinese Academy of Sciences, Shandong Province, 264003, P. R. China.

From May 2005 to September 2006, the effects of the changes in water content on root decomposition and nitrogen (N) dynamics of the typical meadow *Calamagrostis angustifolia* (TMC) and the marsh meadow *C. angustifolia* (MMC) were studied using the litterbag technique in the dish-shaped wetland of the Sanjiang Plain, northeastern China. In this study, a natural water gradient was applied to simulate the changes in the hydrological condition in six decomposition sub-zones vegetated with six plant communities: *Carex pseudocuraica*, *Carex lasiocarpa*, *Carex meyeriana*, marsh meadow *C. angustifolia*, typical meadow *C. angustifolia* and island forest. Results showed that hydrological condition had significant effects on the decomposition rate of plant roots. The formation of a hydrous environment in *C. angustifolia* wetland due to the changes in future precipitation pattern would lead to the decreases in the root weightless rates of TMC and MMC by 29.12%~48.54% and 21.81%~42.22%, respectively. Meanwhile, the decomposition rates of plant roots would decrease by 36.36%~55.17% and 14.10%~32.91%, and the 95% decomposition time would increase by 2.95~6.34 and 1.75~5.24 years, respectively. The changes in N content and N

收稿日期: 2007-09-19

http://www.bjfujournal.cn, http://journal.bjfu.edu.cn

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-2309)、国家自然科学基金项目(90211003, 40803023)、中国科学院/优秀博士学位论文、院长奖获得者0科研启动专项资金项目(AG0809BX2036)。

第一作者: 刘景双, 研究员, 博士生导师。主要研究方向: 环境生态与生物地球化学过程研究。电话: 0431285542296 Email: liujingshuang@neigae.ac.cn 地址: 130012 吉林省长春市高新区蔚山路3195号东北地理与农业生态研究所。

accumulation coefficients of TMC and MMC roots were relatively consistent, but the patterns of change in different subzones were variable. Under the hydrous condition, the N content in TMC and MMC roots in the six subzones displayed a consistent pattern of net release, although the pattern of release differed among the subzones. The CPN ratios played an important role in regulating the changes in N content during the root decomposition process. The N standing crops of TMC and MMC roots were estimated as 10124 and 25180 g m⁻². The annual returning rate for N was estimated to be greater than 3190 and 4196 g m⁻² per year, respectively. This study indicated that temperature promoted while water condition inhibited the relative decomposition rates of roots system. Further analysis shows that the relative decomposition rate, to a great extent, depends on the substrate quality of roots if the nutrient status of decomposition environment does not change significantly. Conversely, if the nutrient status of decomposition environment changes significantly, the relative decomposition rate largely depends on the supply of nutrients in ambient environment.

Key words root decomposition; water gradient; water content; *Calamagrostis angustifolia*; nitrogen; Sanjiang Plain

物质循环与能量流动是生态系统研究的重要内容之一,残体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。湿地生态系统中残体分解速率的高低在很大程度上影响着残体的积累速率以及氮、磷等营养元素和其他物质向土壤库的归还,进而通过影响湿地植物的萌发、生长、物种丰富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^[2]。残根分解是营养元素归还土壤的重要途径,植物根系的周转速率以及分解速率在很大程度上影响着土壤向植物供给养分的有效性。目前,国外已在湿地植物根系分解过程及影响因素等方面开展了一些研究。Berg等^[3]研究了红三叶草(*Trifolium pratense*)根系的分解规律、影响因素以及分解过程中有机质组分的变化特征。Edward等^[4]探讨了植物根系分解与湿地水文条件之间的关系。Dala等^[5]则研究了根系分解干重损失随湿地淹水状况的变化规律。Timo等^[6]还探讨了泥炭地水分排干对植物细根重量损失的影响。与国外相比,国内关于湿地根系分解的研究还不多见,并且现有的研究仅限于王启兰等^[7]对青藏高原高寒湿地矮蒿草(*Kobresia humilis*)根系,田应兵等^[8]对若尔盖高原湿地木里(*Carex muliensis*)苔草群落、乌拉(*Carex meyeriana*)苔草群落和藏嵩草(*Kobresia tibetica*)群落植物根系,以及周俊丽等^[9]对长江口潮滩先锋植物藨草(*Scirpus triquetus*)根系分解规律及一般影响因素的探讨上,对诸如湿地沉积特征与行为、养分可利用性、水位波动与干湿交替以及全球变化影响等方面均尚未开展相应的研究。本研究以三江平原典型碟形洼地中的小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)残根为研究对象,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

代替时间上的变化,来探讨根系分解对于未来湿地水分条件变化的响应。研究结果对于填补三江平原湿地根系分解研究方面的空白,揭示湿地系统物质循环的过程与机理及其对于全球变化的响应有重要的理论意义。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

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5514~5719 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119 m。该区1月平均气温-18~-21℃,7月平均气温21~22℃,年平均气温11.6~11.9℃,10℃的年平均有效积温2300℃左右。该区年蒸发量为542.14~580 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'N, 133°31'E),试验场面积约20 hm²,坡降1B5 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(*Carex pseudocuraica*)群落、毛果苔草(*Carex lasiocarpa*)群落、乌拉苔草群落、小叶章群落和岛状林群落(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。就两种小叶章湿地而言,

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、漂筏苔草、甜茅 (*Glyceria acutiflora*)、水木贼 (*Equisetum limosum*)、沼柳 (*Salix brachypoda*) 和狭叶泽芹 (*Sium suave* var. *angustifolium*) 等。本研究两种湿地小叶章种群残根的年生产量分别为 807109 和 1 069110 gPm²。

112 研究方法

11211 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(33173 ? 6167) cm, MG) 积水(31170 ? 2145) cm)、季节淹水带(WL) 季节积水(23186 ? 7102) cm, XII) 季节积水(4133 ? 1115) cm) 和无淹水带(XI) 0 cm 土壤含水量 67132% ? 15104%、DZL) 0~ 10 cm 土壤含水量 46136% ? 12198%), 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 y MG y WL y XII y XI y DZL 设置水分梯度带布设分解试验小区(图 1), 进而探讨残根分解对湿地水分变化的响应。根系分解采用分解袋法。分解袋由网眼为 015 mm @015 mm 的尼龙网制成, 规格为 20 cm @20 cm。

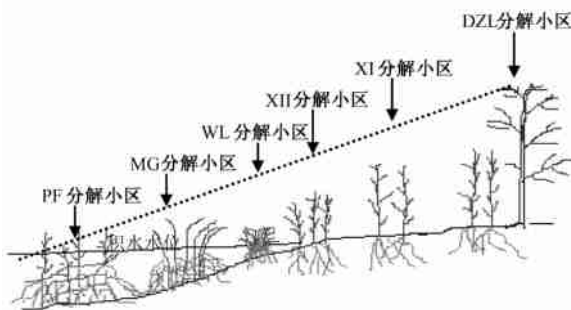


图 1 不同水分梯度带分解小区分布示意图

FIGURE 1 Distribution of decomposition sub-zones at different water gradients

2004 年 10 月, 在典型草甸小叶章和沼泽化草甸小叶章群落内, 分别采集两种小叶章地下 0~ 30 cm 的残根。将采集的根系冲洗干净后, 避光凉干, 分别装进不同标记的分解袋中(区分类型), 每袋 7 g(烘干重)。2005 年 5 月 25 日, 将制好的根系分解袋依次投放到上述水分梯度带的分解小区中。投放时, 用铲子将土壤垂直割开(缝隙深 20 cm, 宽 10 cm), 然

后将分解袋插入其中, 最后将缝隙弥合。整个过程尽量不破坏地上植物, 使其保持自然状态。

11212 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杂物, 70e 烘干至恒重。称重后, 将重复样品充分混合后用植物粉碎机磨碎, 过 0125 mm 筛, 用于样品中总碳(TC)、总氮(TN)和总磷(TP)含量的测定。TC 采用 H₂SO₄2K₂Cr₂O₅ 法测定, TN 采用半微量凯氏法测定, TP 采用 H₂SO₄2H₂O₂ 消煮, 钼锑抗比色法测定。

11213 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 和 10~ 20 cm 土壤含(持)水量、土壤及水体 pH、沼泽水的 TN、TP、NH₄⁺2N、NO₃2N、NO₂2N、PO₃³⁻2P 含量以及地表积水水位等。

11214 数据处理与统计

运用 Origin715 软件和 SPSS1010 软件对数据进行统计分析和计算。

2 结果与分析

211 根系失重率动态

图 2 为 TMC 和 MMC 根系在不同分解小区的失重率变化。据图 2 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 1 个月, 根系分解损失明显, 其失重率分别为 9143%~ 18123% 和 2190%~ 10197%。之后至第 3 个月, 根系的分解极为迅速, 其失重率分别为 21133%~ 41191% 和 11181%~ 33159%, 物质损失量分别占总损失量的 56137%~ 81192% 和 32109%~ 77162%。之后至第 5 个月, 根系的损失速率开始有所降低, 其失重率在此间增加了 1184%~ 9166% 和 2167%~ 6101% (局部波动与测定误差有关)。第 5 个月至次年春季(第 12 个月), 根系的失重率在不同分解小区均呈平缓变化, 其值介于 20172%~ 51160% 和 17116%~ 49148% 之间。之后, 二者的失重率又开始增加, 其中以 DZL 和 XI 两个分解小区的增加最为明显, 到试验结束(第 16 个月), 二者在两个小区的失重率分别为 50179%、74135% (TMC) 和 64197%、89104% (MMC), 而在其他分解小区, 其值则介于 26114%~ 36100% (TMC) 和 18181%~ 32156% (MMC) 之间。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

DZL> XI> XII> WL UMG UPF, 后者则表现为 DZL U XI> XII UWL U MG> PF, 后者则表现为 DZL> XI> XII> WL UMG U PF。总之, 两种小叶章的根系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, 且这种影响使得二者的失重率在不同水分带间的差异达到极显著水平 ($P < 0.01$) (表 1)。此外, 同一水分带上两种根系的失重率也均存在一定差异, 但并未达到显著水平 ($P > 0.05$) (表 1), 说明根系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, 当两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), 其根系失重率(分解 16 个月)相对于原有环境分别将降低 291.12%~481.54%(TMC)和 211.81%~421.22%(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 的根系失重率在 XII 小区(水分相对增加)将降低 301.80%, 在 DZL 小区(水分相对降低)将增加 461.37%。相应的, MMC 的根系失重率在 XI 和 DZL 小区(水分相对降低)分别将增加 99.156% 和 173.150%。

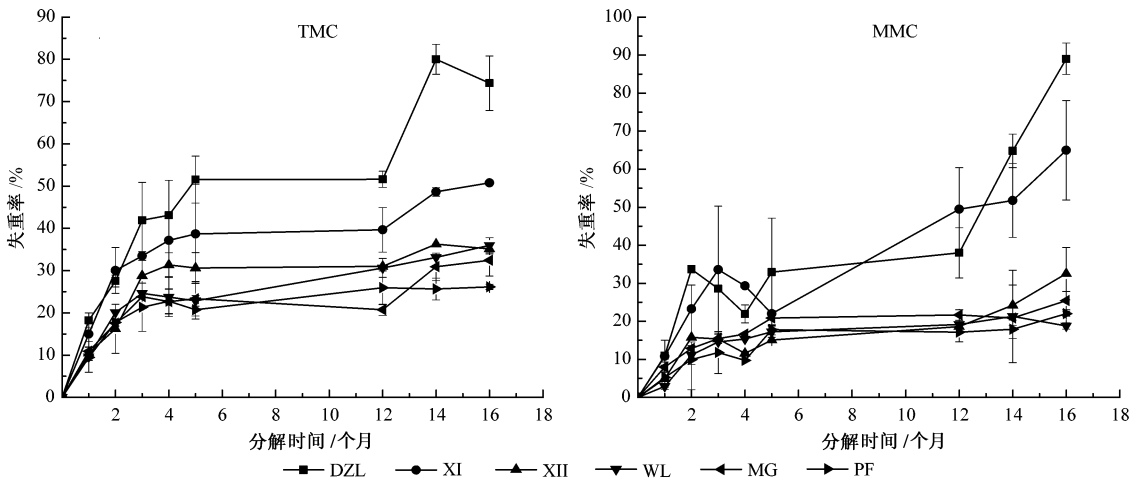


图 2 不同分解小区根系失重率的变化

FIGURE 2 Changes of root weight loss rates in different decomposition subzones

表 1 根系失重率的 ANOVA 结果

TABLE 1 ANOVA results of root weightless rates

类型	项目	平方和	自由度	均方	F	Sig.
TMC	水分带	3.8911978	5	7781400	31396	0.1009
MMC	水分带	4.6521272	5	9301454	31933	0.1005
PF	类型	1.871402	1	1.871402	21960	0.1105
MG	类型	9.11086	1	9.11086	11125	0.1305
WL	类型	3.571303	1	3.571303	31850	0.1067
XII	类型	3.711914	1	3.711914	21960	0.1104
XI	类型	3.1689	1	3.1689	0.1011	0.1919
DZL	类型	2.591267	1	2.591267	0.1376	0.1548

2.1.2 根系分解速率

应用单项指数模型 $W_t/W_0 = e^{-kt}$ 对 TMC 和 MMC 根系的物质残留率进行拟合, 进而计算出根系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 为根系初始重量, k 为一次指数模型拟合的分解常数。拟合结果如表 2 所示。从表 2 可以看出, TMC 和 MMC 的根系在不同水分带上的分解速率均存在显著差异。其中前者表现为 DZL> XI> WL> XII> MG> PF, 后者则表现为 DZL> XI> XII> MG> WL> PF。说明根系在无淹水带(XI、DZL)上的分解速率较高(0.1048 4~0.1106 0 gP(g#月)和 0.1062 4~0.1077 0 gP(g#月)), 而在常年积水带(PF、MG)和季节淹水带(WL、XII)上的分解速率较低(0.1021 7~0.1030 8 gP(g#月)和 0.1015 7~0.1023 4 gP(g#月))。比较而言, 不同水分带上 TMC 的根系分解速率一般要高于 MMC, 前者为后者的 1.125~1.172 倍。总之, 两种小叶章根系的分解速率在不同水分

表 2 根系残留率(W_t/W_0)一次指数拟合

TABLE 2 First order exponential simulation of mass remaining rates of roots

小区	TMC根系一次指数拟合模型	R ²	MMC根系一次指数拟合模型	R ²
DZL	$W_t/W_0 = e^{-0.1060t}$	0.1777	$W_t/W_0 = e^{-0.1077t}$	0.1779
XI	$W_t/W_0 = e^{-0.10484t}$	0.1619	$W_t/W_0 = e^{-0.10624t}$	0.1829
XII	$W_t/W_0 = e^{-0.10302t}$	0.1840	$W_t/W_0 = e^{-0.10234t}$	0.1627
WL	$W_t/W_0 = e^{-0.10308t}$	0.1658	$W_t/W_0 = e^{-0.10179t}$	0.1831
MG	$W_t/W_0 = e^{-0.10251t}$	0.1902	$W_t/W_0 = e^{-0.10201t}$	0.1715
PF	$W_t/W_0 = e^{-0.10217t}$	0.1564	$W_t/W_0 = e^{-0.10157t}$	0.1719

带及类型间的差异均比较明显,说明基质质量和环境条件对于其分解速率具有重要影响。对比研究表明,当两种小叶章湿地的水分条件发生重大改变后(形成积水环境),其根系分解速率相对于原有环境分别将降低 36136%~55117%(TMC)和 14110%~32191%(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 的根系分解速率在 XII 小区(水分相对增加)将降低 37160%,在 DZL 小区(水分相对降低)将增加 119101%。相应地,MMC 的根系分解速率在 XI 和 DZL 小区(水分相对降低)分别将增加 229106%和 166167%。

表 3 为 TMC 和 MMC 根系的年均分解速率和 95% 分解时间。从表 3 可以看出,二者的根系在原有环境中的年均分解速率分别为 01580 8 gP(g#a)和 01280 8 gP(g#a),95% 分解时间分别为 5116 年和 10167 年。当湿地水分条件发生较大改变后(积水环境),其根系年均分解速率分别将降低 36136%~55117%(TMC)和 14110%~32191%(MMC),95%分

解时间将增加 2195~6134 年(TMC)和 1175~5124 年(MMC)。当湿地水分条件发生较小改变或植物群落发生变化后,TMC 的根系年均分解速率和 95% 分解时间在 XII 小区分别为 01362 4 gP(g#a)和 8127 年,在 DZL 小区分别为 11272 0 gP(g#a)和 2134 年。相应的,MMC 的根系年均分解速率和 95% 分解时间在 XI 小区分别为 01748 8 gP(g#a)和 4100 年,在 DZL 小区分别为 01924 0 gP(g#a)和 3124 年。

表 3 根系年均分解速率和分解时间
TABLE 3 Annual average decomposition rates and decomposition time of roots

小区	TMC 分解速率(g#g ⁻¹ #a ⁻¹)	95% 分解时间/a	MMC 分解速率(g#g ⁻¹ #a ⁻¹)	95% 分解时间/a
DZL	11272 0	2134	01924 0	3124
XI	01580 8	5116	01748 8	4100
XII	01362 4	8127	01280 8	10167
WL	01369 6	8111	01214 8	13195
MG	01301 2	9195	01241 2	12142
PF	01260 4	11150	01188 4	15191

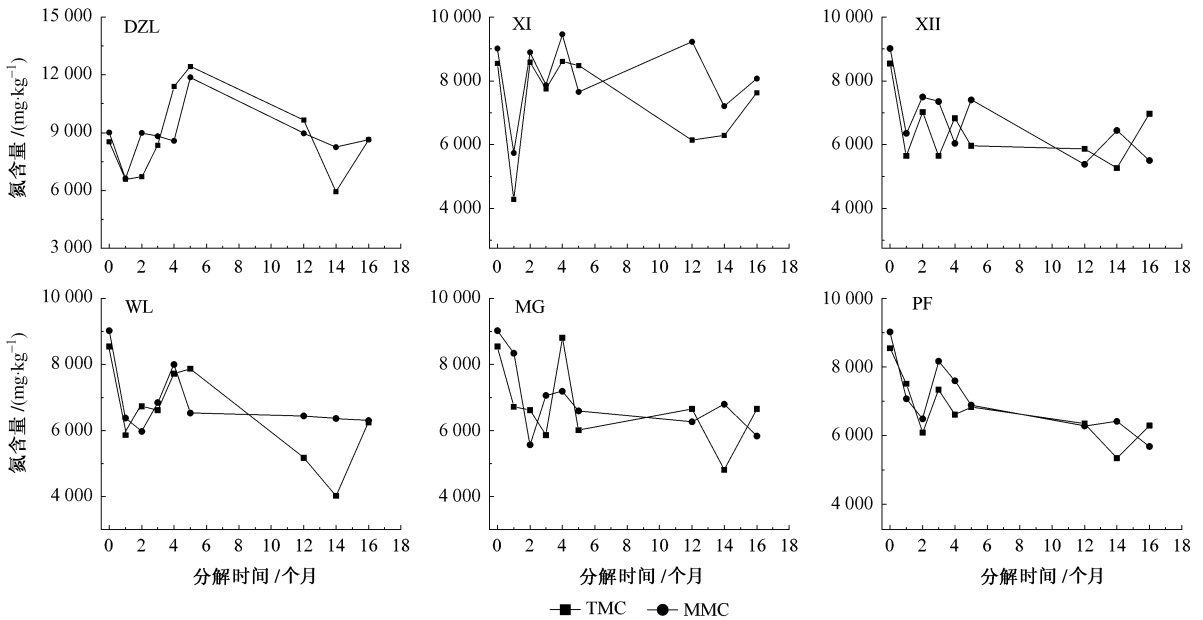


图 3 不同小区根系分解过程中的氮含量变化

FIGURE 3 Changes of nitrogen content in roots during decomposition process at different subzones

213 根系分解过程氮含量变化特征

图 3 为不同分解小区 TMC 和 MMC 根系在分解过程中的氮含量变化。据图 3 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 0~1 个月由于淋溶过程的进行均迅速降低(6 573165 和 6 621150 mgPkg),之后的 1~5 个月,前者的氮含量一直增加,而后者则呈/N0型变化,并均于第 5 个月取得最高值(12 447114 和 11 870113 mgPkg)。5~14 个月,其值均逐渐降低,之后又开始增加。到试验结束,二者的氮含量分别为初期的 1101

和 0196 倍。在 XI 小区,二者的氮含量在 0~1 个月的下降低为明显,分别降至 4 281155 和 5 733147 mgPkg。之后的 1~5 个月,其值均呈/M0型变化。5~16 个月,二者的变化趋势并不一致,前者呈/U0型变化,而后者则呈斜/N0型变化。到试验结束,二者的氮含量均为初期的 0189 倍。在 XII 小区,二者的氮含量在 0~1 个月的下降低为明显,分别降至 5 648167 和 6 352148 mgPkg。之后的 1~5 个月,前者的氮含量呈/M0型变化,后者则呈/N0型变化。5~12 个月,其值均呈降低趋势,但后者变化比前者更为明显。12~16 个月,其值的变化趋势正好相反。

到试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 0.182 和 0.161 倍。在 WL 小区, 二者的氮含量在 0~1 个月的下降低为迅速, 分别降至 5.648167 和 6.352148 mg/kg。之后的 1~5 个月, 前者呈/N0型变化, 后者则呈反/N0型变化。5~16 个月, 二者的变化差异较大, 前者呈/V0型, 并于第 14 个月取得较低值(4.026186 mg/kg), 后者的变化较为平缓, 其值介于 6.302190~6.525149 mg/kg 之间。到试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 0.173 和 0.170 倍。在 MG 小区, 二者的氮含量在 0~2 个月的下降也极为迅速, 分别降至 6.620134 和 5.570144 mg/kg。之后的 2~5 个月, 前者呈反/N0型变化, 并于第 4 个月取得最高值(8.805106 mg/kg), 后者则呈倒/V0型变化。5~12 个月, 前者的氮含量略有增加, 而后者则略有降低。12~16 个月, 二者的变化趋势正好相反。到试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 0.178 和 0.165 倍。在 PF 小区, 二者的氮含量在 0~2 个月的下降非常迅速, 分别降至 6.079179 和 6.485181 mg/kg。之后的

2~5 个月, 前者呈/N0型变化, 后者则呈倒/V0型变化。5~12 个月, 其值均逐渐降低。12~16 个月, 二者的变化趋势正好相反。到试验结束, 二者的氮含量分别为初期的 0.174 和 0.163 倍。

上述分析表明, TMC 和 MMC 根系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他方面得到补充, 而这些来源可能是小动物、土壤和水体等^[10]。总的来说, TMC 和 MMC 根系的氮含量在不同水分带上的上述变化, 说明水分条件对二者的根系氮含量具有重要影响, 并且这种影响使得二者根系的氮含量变化在不同水分带间的差异达到显著水平($P < 0.05$) (表 4)。此外, 同一水分带上两种根系的氮含量变化也均存在一定差异, 但这种差异并未达到显著水平($P > 0.05$) (表 4), 说明基质质量尽管对根系氮含量变化也存在重要影响, 但其并未导致二者氮含量变化规律间的显著差异。

表 4 根系氮含量的 ANOVA 结果

TABLE 4 ANOVA results of nitrogen content in roots

类型	项目	平方和	自由度	均方	F	Sig.
TMC	水分带	32.430775800	5	6.4861551160	31110	0.016
MMC	水分带	32.520547800	5	6.5041091570	41954	0.001
PF	类型	405.6481259	1	405.6481259	0.1415	0.1529
MG	类型	220.3971096	1	220.3971096	0.1156	0.1698
WL	类型	416.036176	1	416.036176	0.1285	0.1601
XII	类型	583.4441826	1	583.4441826	0.1491	0.1494
XI	类型	2.5803401730	1	2.5803401730	11410	0.1252
DZL	类型	123.2491505	1	123.2491505	0.1037	0.1850

2.1.4 根系分解过程氮的累积与释放

根系分解过程中氮的累积或释放可用积累系数 (NAI) 表示, 即

$$NAI = \frac{M_t X_t}{M_0 X_0} @ 100$$

式中, M_t 为根系在 t 时刻的干物质重量(g), X_t 为 t 时刻根系的氮含量(mg/kg), M_0 为根系干物质的初始重量(g), X_0 为根系的初始氮含量(mg/kg)。若 $NAI < 100%$, 说明根系在分解过程中发生了氮净释放; 若 $NAI > 100%$, 说明发生了氮净累积。

图 4 为不同分解小区 TMC 和 MMC 根系在分解过程中的 NAI 变化。据图 4 可知, 试验阶段两种小叶章的根系在不同分解小区的 NAI 均小于 100%, 说明二者根系的氮在整个时期一直表现为释放, 但不同小区间的变化模式差别较大。研究还发现, 不同分解小区, 根系分解过程中的氮绝对量变化与其氮含量变化趋势存在一定的相似性(图 3、4), 其中根系氮绝对量的阶段性上升变化也主要与非氮物质损失, 以及微生物固持作用和分解有机物的交换吸附作用有关。比较而言, 两种根系在不同分解小区

中的氮释放规律基本一致, 其在整体上均表现出第 1 年下降幅度较小, 次年下降幅度明显的变化特征。在 DZL、XI、XII、WL、MG 和 PF 小区, TMC 根系的氮绝对量在第 1~5 个月的降幅分别为 24.07%~43.31%、32.54%~57.39%、31.18%~52.96%、30.24%~43.46%、22.42%~48.59% 和 20.41%~41.45%, 在第 12~16 个月的降幅分别为 45.12%~86.11%、56.07%~62.15%、47.04%~60.67%、53.13%~68.48%、38.22%~61.07% 和 44.92%~53.59%。与之相比, MMC 根系的氮绝对量在第 1~5 个月的降幅分别为 11.74%~34.64%、24.26%~43.30%、30.04%~40.75%、23.44%~41.14%、14.91%~46.21% 和 20.10%~37.28%, 在第 12~16 个月的降幅分别为 38.13%~87.65%、54.79%~67.02%、45.89%~58.18%、42.26%~44.38%、38.73%~51.76% 和 41.64%~50.90%。总的来说, 两种根系的 NAI 在不同水分带上的上述变化说明水分条件对于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($P > 0.05$) (表 5)。此外, 同一水分带

上两种根系的氮绝对量变化也均存在一定差异,但这种差异并未达到显著水平($P > 0.05$)(表 5),说明基质质量尽管对根系氮绝对量变化也具有重要影响,但其并未导致二者间的显著差异。相关分析表

明,两种根系在不同分解小区的残留率(W/PW_0)与 NAI 几乎均呈极显著正相关($P < 0.01$)(表 6),说明根系氮绝对量的变化在很大程度上受制于其物质残留量的变化。

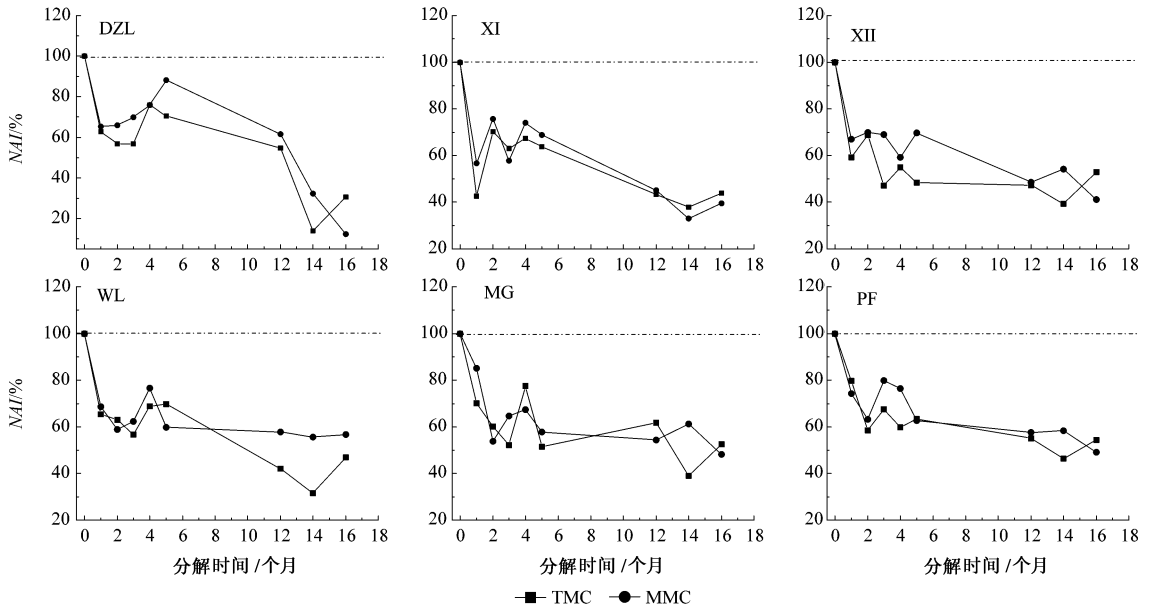


图 4 不同分解小区根系氮积累系数 (NAI) 的变化

FIGURE 4 Changes of nitrogen accumulation coefficients (NAI) of roots in different decomposition subzones

表 5 根系 NAI 的 ANOVA 结果

TABLE 5 ANOVA results of NAI of roots

类型	项目	平方和	自由度	均方	F	Sig.
TMC	水分带	3751873	5	751175	01196	01963
MMC	水分带	3221699	5	641540	01180	01969
PF	类型	751687	1	751687	01202	01660
MG	类型	431208	1	431208	01048	01830
WL	类型	1511053	1	1511053	01676	01423
XII	类型	2051561	1	2051561	01507	01487
XI	类型	191584	1	191584	01144	01709
DZL	类型	1351101	1	1351101	01307	01587

表 6 残留率(W/PW_0)与积累系数 (NAI) 的相关系数

TABLE 6 Correlation coefficients between mass remaining rates (W/PW_0) and accumulation coefficients (NAI)

残留率(W/PW_0)	DZL 小区	XI 小区	XII 小区	WL 小区	MG 小区	PF 小区
TMC	01846**	01714*	01888**	01872**	01857*	01954**
MMC	01911**	01866*	01842**	01794*	01917*	01863**

注: * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, $n = 8$ 。

2.1.5 根系氮的现存量及年归还量

湿地生态系统残根的现存量是一个动态变化量,其在数值上取决积累量与分解量之和。设 t 为时间(年), $x(t)$ 为残根的现存量, $g(t)$ 为每年残根的输入量, $k(t)$ 为年分解速率, 则

$$\frac{dx(t)}{dt} = g(t) - k(t)x(t)$$

$$x(t) = \exp(-\int_0^t k(s) ds) [x(t_0) +$$

$$\int_0^t g(u) \exp(\int_0^u k(s) ds) du]$$

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 A , 则剩余率 $B = 1 - A$ 。每年输入的残根需经若干年后才能分解完全,因此 t 年后残根的积累量可假设为 $x_n(t)$ ($n = 0, 1, 2, \dots$)。 $x_0(t)$ 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, $x(0)$ 为该状态下残根的干物质总量, x 为残根的多年平均生产量。据此,至 t 年残根的积累量,即现存量:

$$x(t) = x_0(t) + x_1(t) + \dots + x_n(t) + \dots =$$

$$x \sum_{i=0}^{t-1} B^i + B^t x(0) =$$

$$\frac{x}{1-B} (1-B^t) + B^t x(0)$$

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

可见, 对于一个稳定生态系统而言, 只要残根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 $x_{st} = \frac{x}{1-B}$

前述研究可知, TMC 和 MMC 的残根在原有环境中的年分解速率分别为 0.15808 和 0.12808, 而其

表 7 根系氮的现存量及年归还量

TABLE 7 Standing crops and annual returning amount of nitrogen in roots

根系类型	年输入量 $P(\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$	年分解速率	现存量 $P(\text{g} \cdot \text{m}^{-2})$	平均氮含量 $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	氮现存量 $(\text{g} \cdot \text{m}^{-2})$	氮年归还量 $P(\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1})$
TMC	807109	0.15808	1389162	7367113	10124	> 3190
MMC	1069110	0.12808	3807134	6777145	25180	> 4196

3 讨 论

3.1.1 环境因子对分解速率的影响

表 8 为主要环境因子与相对分解速率的相关关系。据表 8 可知, 两种根系的相对分解速率在不同分解小区与气温、地表(水)温度以及不同深度地(水)温(5、10 和 20 cm)均呈一定的正相关(少数除外), 其中, 个别小区还呈显著或极显著正相关($P < 0.105$ 或 $P < 0.101$)。说明温度对根系分解过程的影响较为深刻, 其分解速率一般随温度的升高而增加, 这与前人的研究结果较为一致^[11]。通过前面的研究可知, 水分条件对于根系分解也有重要影响, 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^[12]。相关分析表明, 两种根系的相对分解速率在 DZL、XI 和 XII 分解小区与 0~10 cm 和 10~20 cm 土壤含(持)水量大多呈一定的负相关(少数呈一定正相关), 其中, 个别小区还呈显著负相关($P < 0.105$)。而在 WL、MG 和 PF 分解小区, 两种根系的相对分解速率与积水水位大多也呈一定的负相关(个别呈较弱正相关)。说明不同分解小区的水分条件对于根系的相对分解速率大多表现为抑制作用。试验阶段, 由于 DZL、XI 和 XII 分解小区, 0~10 cm 和 10~20 cm 土层的含(持)水量分别介于 261.94%~691.93%、441.94%~931.38%、1381.18%~3751.63% 和 311.50%~691.16%、381.25%~501.65%、401.56%~1811.03% 之间; 而 WL、MG 和 PF 分解小区的积水水位则位于 151.80~391.30 cm、281.67~561.30 cm 和 251.53~641.00 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根系中 O_2 和 CO_2 状况的影响有关。一般而言, 随着水分的增加, 残根中的 O_2 浓度下降, CO_2 浓度上升, 但水分过多又会限制气体交换, 使 O_2 很快被消耗, 进而又会抑制生物新陈代谢, 并最终影响有机物质的转化方向和速度。Akira 等^[13] 对日本 Masukata 贫营养沼泽有机物质分解的研究发现, 3 种残体(泥炭藓(Sphagnum palustre)、芦苇(Phragmites australis)和赤杨(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^[14] 的研究还发现, 泥炭地(即使是表层)通常缺乏 O_2 , 而 O_2 的缺乏又会限制酚氧化酶的活性, 进而对泥炭地的残体分解产生抑制。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^[12]。James 等^[15] 的研究表明, 增加酸度可抑制巨大黑三棱(Sparganium eurycarpum)残体的分解。分解 200 d 后, pH 为 4、6、8 情况下的残体剩余干重分别为原来的 47.15%、27.19% 和 71.3%。Rob 等^[16] 的研究还发现, 水体 pH 显著影响着灯心草(Juncus bulbosus L.)的残体分解。在 pH 为 3.15 和 5.16 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 5.16 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 5.136~6.137 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。

表 8 环境因子与相对分解速率的相关系数

TABLE 8 Correlation coefficients between environmental factors and relative decomposition rates

项目		DZ12小区	X12小区	XI12小区	WI12小区	MG12小区	PF12小区
气温	TMC	01 574	01 769*	01 764*	01 813*	01 554	01 633
	MMC	01 415	01 896**	01 249	01 596	01 341	01 083
地表(水)温度	TMC	01 289	01 163	01 604	01 770*	01 628	01 810*
	MMC	01 259	01 717*	01 174	01 552	01 295	01 067
5 cm地(水)温度	TMC	01 339	01 289	01 399	01 333	01 424	01 366
	MMC	01 217	01 630	01 318	01 332	01 086	- 01 363
10 cm地(水)温度	TMC	01 300	01 234	01 343	01 162	01 187	01 320
	MMC	01 162	01 574	01 184	01 186	- 01 112	- 01 377
20 cm地(水)温度	TMC	01 208	01 068	01 211	- 01 030	01 171	01 269
	MMC	01 127	01 267	01 096	01 057	01 066	- 01 342
0~ 10 cm土壤含(持)水量	TMC	- 01 784*	01 002	- 01 331			
	MMC	- 01 090	- 01 118	- 01 172			
10~ 20 cm土壤含(持)水量	TMC	01 017	- 01 107	01 475			
	MMC	- 01 436	01 012	- 01 252			
积水水位	TMC				01 017	- 01 299	- 01 082
	MMC				- 01 221	- 01 122	- 01 400

注: 表中均为月均值, * P < 0.05, ** P < 0.01, n = 8。

312 CPN、CPP 与氮含量变化的关系

CPN 和 CPP 是影响残体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^[17]的研究表明,残体中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。微生物对残体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。从表 9 为根系分解过程中 CPN、CPP 与氮含量的相关分析结果。表 9 可知,不同分解小区

TMC 和 MMC 残根的氮含量与 CPN 均呈极显著负相关(P < 0.01),而与 CPP 之间的相关性虽然基本上也为负值(少数为正值),但仅有少数达到显著水平。说明 CPN 对根系分解过程中氮养分的调控作用可能更为重要。孙志高等^[18]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,在根系分解过程中,微生物对营养元素的需求可能不受 P 限制,但受 N 限制,而这又就进一步说明 CPN 对根系分解过程中氮养分的调控作用。

表 9 CPN、CPP 与氮含量的相关系数

TABLE 9 Correlation coefficients between CPN or CPP ratios and nitrogen contents

CPN 或 CPP	DZ12 小区	X12 小区	XI12 小区	WI12 小区	MG12 小区	PF12 小区
^a TMC	- 01 985**	- 01 974**	- 01 965**	- 01 972**	- 01 964**	- 01 974**
^a MMC	- 01 884**	- 01 858**	- 01 955**	- 01 979**	- 01 973**	- 01 957**
^b TMC	- 01 510	01 049	- 01 556	- 01 870*	- 01 681*	01 017
^b MMC	01 478	01 109	- 01 662	- 01 775*	- 01 894*	- 01 882**

注: ^a 为 CPN, ^b 为 CPP, * P < 0.05, ** P < 0.01, n = 8。

313 CPN、CPP 与分解速率的关系

CPN 是反映和预测分解速率的较好指标,当 CPN 较高时,残体分解缓慢,反之较快^[19]。Aerts 等^[20]的研究则表明,残体在分解初期强烈受 CPP 的限制,但长期分解又与酚类物质PN、酚类物质PP 等密切相关。由于分解过程中残体 CPN、CPP 的变化反映了 N、P 的相对累积与释放程度,而残体的相对分解速率可说明残体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残体 N、P 含量变化与分解速率之间的关系。本研究表明,两种根系的 CPN、CPP 与相对分解速率大多呈负相关,个别还达到显著水平(P < 0.05)(表 10)。即残根中 N、P 的相对累积量越低,CPN 和 CPP 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,两种残根的 CPN、CPP 与相对分解速率在不同分解小区还呈一定的正相关(表 10),原因可能与不同时期、不同分解小区根系分解环境的 N、P 养分状况及供给有关^[12]。Steven^[21]的研究发现, *Cladium jamaicense* 和 *Typha domingensis* 残体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^[22]也发现富养分沼泽中的残体分解要比贫养分沼泽中快。Verhoeven 等^[23]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 供给增加对根系分解也有重要影响,因为增加 N、P 供给可改变分解环境的 CPN 和 CPP。Aerts 等^[24]的研究表明,在 N 沉降较多的地区,增加 N 沉降可促进残体分解。Xie 等^[25]的研究还发现,

增加P的可利用性对凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)的残体分解有重要影响,其分解速率提高68%~87%。图5为2005年5-9月WL、MG和PF3个分解小区沼泽水中的氮、磷含量变化。从图5可以看出,3个分解小区沼泽水的TN、TP、NH₄⁺2N、NO₃⁻2N、NO₂⁻2N和PO₃³⁻2P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和土壤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根系分解环境的N、P养分状况不发生较大变化时,其相对分解速率在很大程度上取决于基质质量指标(CPN、CPP等);而当不同小区根系分解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,其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。

表10 CPN、CPP与相对分解速率的相关系数

TABLE 10 Correlation coefficients between CPN or CPP ratios and relative decomposition rates

CPN 或 CPP	DZ12 小区	X12 小区	X12 小区	WL2 小区	MG2 小区	PF2 小区
^a TMC	0.574	0.489	0.287	-0.060	0.195	-0.253
^a MMC	-0.163	0.399	-0.263	0.608	-0.176	0.058
^b TMC	0.429	-0.822*	-0.226	-0.003	-0.475	-0.470
^b MMC	-0.052	-0.032	0.102	0.035	0.090	-0.118

注: ^a为CPN, ^b为CPP, * P < 0.05, n = 8。

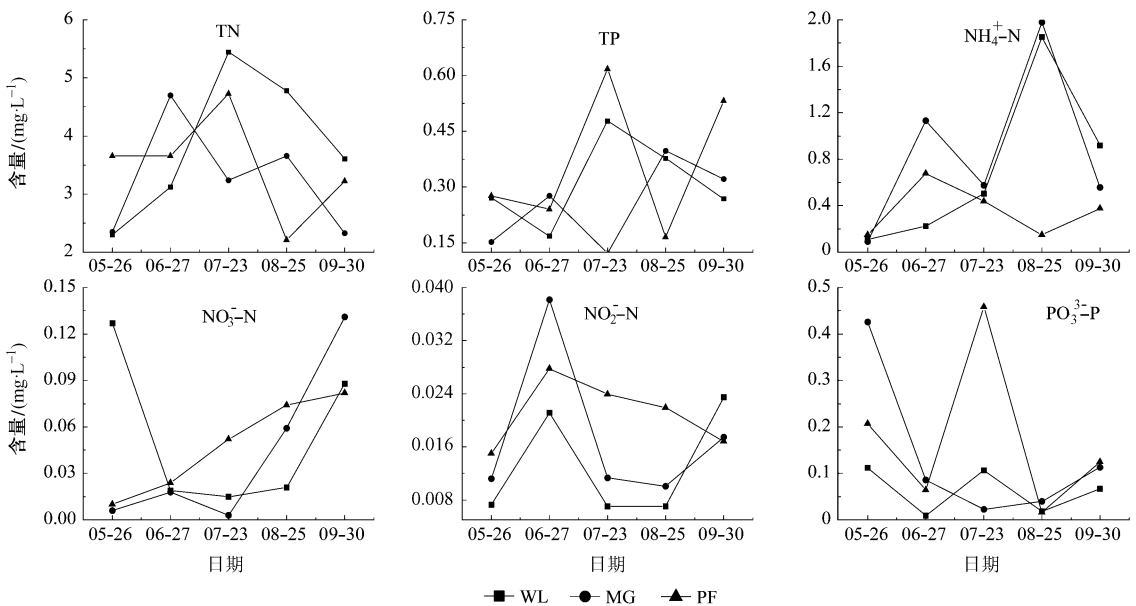


图5 不同分解小区沼泽水的氮、磷含量变化

FIGURE 5 Changes of nitrogen and phosphorus content in marsh water in different decomposition subzones

4 结 论

1) 水分条件对根系分解具有重要影响,当未来降水格局变化导致小叶章湿地形成积水环境后,TMC和MMC的根系失重率相对于原有环境分别将降低29.12%~48.54%和21.81%~42.22%,分解速率将降低36.13%~55.17%和14.10%~32.91%,95%分解时间将增加21.95~61.34年和11.75~51.24年。

2) TMC和MMC根系的氮含量及NAI变化整体上较为一致,但不同分解小区间的变化模式差异较大。二者根系的氮在6个分解小区一直表现为释

放,但不同小区间的释放模式差别较大。二者根系氮绝对量的变化在很大程度上受制于其物质残留量的变化。

3) TMC和MMC残根的现存量分别为1389162和3807134 g/m²,氮库现存量为10124和25180 g/m²,残根向土壤氮库的年归还量分别大于3190和4196 gP(m²#a)。

4) 温度对根系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;CPN对根系分解过程中氮养分的调控作用比CPP更为重要。

5) 当分解环境的养分状况不发生较大变化时,

根系相对分解速率取决于其基质质量指标(CPN、CP 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): 1534-1541
PENG S L, LIU Q. The dynamics of forest litter and its responses to global warming[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(9): 1534-1541
- [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
YIN C J, HUANG D H, CHEN Z Z. Quantitative relationships between the litter decomposition of four species in Inner Mongolia grassland and climatic factors[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1994, 14(2): 149-154
- [3] BERG B, MICHAEL M, BENGT W. Decomposition of red clover (*Trifolium pratense*) roots[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1987, 19(5): 589-593
- [4] EDWARD G T, FRANK P D. Decomposition of roots in a seasonally flooded swamp ecosystem[J]. *Aquatic Botany*, 1990, 37(3): 199-214
- [5] DALA A W, HENRY R M, AMOLD G V, et al. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh[J]. *Aquatic Botany*, 1997, 58(2): 121-134
- [6] TIMO D, LEENA F, RAIJA L, et al. Decomposition of Scots pine litter and the fate of released carbon in pristine and drained pine mires[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2000, 32: 1572-1580
- [7] 王启兰, 曹广民, 姜文波, 等. 高寒湿地植物残体降解的动态分析[J]. 草业学报, 2004, 13(4): 392-441
WANG Q L, CAO G M, JIANG W B, et al. Analysis of plant residue decomposition dynamics in alpine swamp meadow[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2004, 13(4): 392-441
- [8] 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
TIAN Y B, XIONG M B, XIONG X S, et al. The organic carbon distribution and flow in wetland soil-plant system in Ruergai Plateau[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2003, 27(4): 490-495
- [9] 周俊丽, 吴莹, 张经, 等. 长江口潮滩先锋植物藨草腐烂分解过程研究[J]. 海洋科学进展, 2006, 24(1): 442-501
ZHOU J L, WU Y, ZHANG J, et al. Study on putrefaction and decomposition process of *Scirpus triquetus* on the Changjiang Estuary Tidal Flat[J]. *Advances in Marine Science*, 2006, 24(1): 442-501
- [10] 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): 892-902
LIU J S, SUN X L, YU J B. Nitrogen content variation in litters of *Deyouxia angustifolia* and *Carex lasiocarpa* in Sanjiang Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, 11(6): 892-902
- [11] VITOUSEK P M, TURNER 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
- [12] 蔡晓明. 生态系统生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2000: 223-234
CAI X M. *Ecosystem ecology*[M]. Beijing: Science Press, 2000: 223-234
- [13] 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.
- [14] 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
- [15] JAMES H, ROBERT K N. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes[J]. *Aquatic Botany*, 1993, 46(1): 123-131
- [16] ROB S E W L, WILLY J W. Effects of water acidification on the decomposition of *Juncus bulbosus* L. [J]. *Aquatic Botany*, 1988, 31(2): 57-81
- [17] BERG B. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils: a mini review[J]. *Scand J For Res*, 1986, 1: 359-369
- [18] 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
SUN Z G, LIU J S, WANG J D. Dynamics of nitrogen in the atmospheric wet deposition and its ecological effects in typical wetland ecosystem of Sanjiang Plain[J]. *Advances in Water Science*, 2007, 18(2): 182-192
- [19] ALICIA S M, ROBERTO A D. Decomposition of nutrient dynamics in leaf litter and roots of *Poa ligularis* and *Stipa gyneriodes* [J]. *Journal of Arid Environments*, 2003, 55(3): 503-514
- [20] AERTS R, CALUWE H D. Nutritional and plant mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species[J]. *Ecology*, 1997, 78: 2442-2601
- [21] 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
- [22] VERHOEVEN J T A, TOIH 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
- [23] 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
- [24] 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
- [25] XIE Y H, YU D, REN B. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants[J]. *Aquatic Botany*, 2004, 80: 292-371