

DOI: 10.5846/stxb201607261527

侯贯云, 翟水晶, 高会, 乐晓青. 盐度对互花米草枯落物分解释放硅、碳、氮元素的影响. 生态学报, 2017, 37(1): - .

Hou G Y, Zhai S J, Gao H, Le X Q. Effect of salinity on silicon, carbon, and nitrogen during decomposition of *Spartina alterniflora* litter. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(1): - .

盐度对互花米草枯落物分解释放硅、碳、氮元素的影响

侯贯云³, 翟水晶^{1,2,3,*}, 高 会³, 乐晓青³

1 福建师范大学地理研究所, 福州 350007

2 湿润亚热带生态地理过程教育部重点实验室, 福州 350007

3 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007

摘要: 为了研究潮汐湿地盐度对枯落物分解过程中硅、碳、氮元素释放的影响, 通过室内模拟不同盐度(0‰、5‰、15‰和 30‰)对互花米草枯落物茎和叶分解释放过程中硅、碳、氮元素的动态变化进行测定。结果表明: (1) 互花米草茎和叶枯落物失重率和分解速率均随盐度增加而降低。(2) 互花米草茎和叶枯落物分解水体中硅含量均随着盐度升高而增加, 并且盐度 30‰处理下, 枯落物分解硅释放量显著高于盐度 0 和 5‰($P < 0.05$)。而分解末期生物硅残留量则随盐度升高而降低。(3) 不同盐度处理茎枯落物分解碳释放量无显著差异, 但叶枯落物分解碳释放量在盐度 5‰、15‰和 30‰处理中显著高于淡水($P < 0.05$)。(4) 互花米草茎枯落物分解释放到水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随着盐度的升高而减少, $\text{NO}_3^+\text{-N}$ 含量与之相反。研究单因素盐度对枯落物分解及元素释放的影响, 可以为预测潮汐湿地枯落物分解对盐水入侵的响应机制提供参考, 为湿地生源要素生物地球化学循环过程研究提供基础依据。

关键词: 枯落物; 硅; 盐度; 碳; 氮

Effect of salinity on silicon, carbon, and nitrogen during decomposition of *Spartina alterniflora* litter

HOU Guanyun³, ZHAI Shuijing^{1,2,3,*}, GAO Hui³, LE Xiaoping³

1 Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

2 Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

3 College of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: To investigate the effect of salinity on silicon, carbon, and nitrogen values during decomposition of wetland litter, the changing dynamics of silicon, carbon, and nitrogen in *Spartina alterniflora* stems and leaves under different salinities (0‰, 5‰, 15‰, and 30‰) were analyzed in the laboratory. The results showed that the percentage weight loss and decomposition rate of litter decreased with increasing salinity. The silicon release concentrations of litter increased with higher salinity, and were significantly greater in the high salinity treatment (30‰) than in the freshwater (0) and low salinity (5‰) treatments ($P < 0.05$). In contrast, the biogenic silica (BSi) residual contents demonstrated an opposite trend during the terminal decomposition. The carbon contents released from the stem were not significantly different between the different salinity treatments, but the carbon contents in the leaf were lower in the freshwater treatment than in the other treatments ($P < 0.05$). In the higher salinity treatments, the stem litter had higher $\text{NH}_4^+\text{-N}$ release, with $\text{NO}_3^+\text{-N}$ contents shown to be the opposite. Salinity impact studies on litter decomposition and element release provides reference information for decomposition responses of tidal wetland litter to saltwater intrusion and is the basis for further research on

基金项目: 国家自然科学基金项目(41401114); 福建省基金面上项目(2016J01184); 福建省教育厅项目(JA14082)

收稿日期: 2016-07-26; **修订日期:** 2016-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: zhaisj@fjnu.edu.cn

biogeochemical cycles of biogenic elements in wetlands.

Key Words: litter; silicon; salinity; carbon; nitrogen

2003 年,互花米草(*Spartina alterniflora*)被我国确认为首批入侵物种^[1],是一种多年生耐盐植物,主要分布在被潮水周期性淹没的潮间带^[2],具有较高的光合效率和生物量以及耐盐、耐淹等特点,其生长、死亡及残体分解对湿地生态系统营养盐循环具有重要的影响。目前,互花米草枯落物分解研究多侧重于 C、N、P 元素分解动态对比^[3-6],而对营养元素—硅动态变化研究缺乏^[7],互花米草属于富硅植物^[8-10],尤其是枯体中含硅量较高^[10]。因此,互花米草枯落物分解释放硅素对研究湿地硅素的生物地球化学循环过程具有重要的意义。

盐度是河口潮汐湿地生态系统中重要的环境因子,目前关于盐度对枯落物分解与元素释放的影响研究结果不尽一致。大多研究表明,随着盐度上升,盐的毒害作用会抑制微生物和酶活性,使微生物降解能力减弱,从而抑制枯落物分解^[11-12];但也有研究认为盐度升高能带来大量的硫酸盐,促进微生物厌氧分解,进而加速枯落物分解^[13-16]。盐度对枯落物 N 分解影响不显著^[12],盐度升高能减缓 P 释放^[17];但也有研究认为,盐度升高能减缓 C 释放速率,促进 N 和 P 释放^[16]。盐度对湿地枯落物分解受微生物种类、丰度、群落结构及其活性的影响,通常盐度升高微生物种群数量减少,微生物对 N 和 P 束缚作用减弱,加快氮磷释放。盐度通过改变微生物、酶、大型底栖动物及基质质量影响枯落物分解,而单因子盐度对枯落物分解释放硅、碳和氮元素影响的报道研究较少。鉴于此,本文以闽江口鳔鱼滩潮汐湿地互花米草为研究对象,通过室内人工控制盐度单因子实验,分析单因子盐度影响下物质分解动态及硅、碳、氮元素的变化,探讨盐度对互花米草枯落物分解过程的影响,阐明枯落物分解过程营养元素释放规律,为进一步认识湿地生源要素生物地球化学循环过程提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

2003 年以来,外来入侵种互花米草(*Spartina alterniflora*)迅速入侵闽江口鳔鱼滩湿地,分布形态逐渐由块状分布变成连片分布,2010 年鳔鱼滩湿地已有 72.54% 的面积被互花米草侵占^[18]。于 2015 年 7 月在闽江口鳔鱼滩湿地互花米草斑块中心区域,剪取其立枯体,带回实验室用自来水冲洗表层污泥,茎叶分开处理,分别剪成 5 cm 左右小段,风干,在 70℃ 下烘干至恒重,装袋(孔径 90 目,规格 20 cm×30 cm),每袋称重 12 g。

1.2 实验设计

闽江口鳔鱼滩潮汐半咸水湿地的天然盐度变化于 0.94—8.10‰^[19],有研究表明湿地盐度差值较小(约 3‰—5‰)时盐度对枯落物分解过程的影响不显著^[20]。因此为了突出盐度对枯落物分解的影响,本文实验设置了 0、5‰、15‰和 30‰等盐度梯度。同时,为避免由于水体微生物活动对枯落物分解的影响,采用海盐和去离子水配制“人造海水”。在室内选用高密度聚乙烯箱(长×宽×高=28 cm×21 cm×17.5 cm,预先经过 5% 的 HCl 处理后去离子水冲洗干净)作为反应器,每箱加入 3L 人造海水,并加入 150mg HgCl₂用作水样的杀菌剂^[21-22]。

在 4 个盐度溶液中分别加入 1 袋互花米草茎或叶样品(每袋重 12 g),共 8 个处理,除空白处理外,其他每个处理 3 个重复。实验从 2015 年 7 月 25 日开始,8 月 30 日结束,共 37 天。分别于第 2、4、6、8、11、14、17、21、25、30、36 d,测量水体 pH,采集 30ml 水样测试 DSi、DOC、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度。实验过程及时添加相应浓度的溶液补充蒸发损失的水量,并且校正水体盐度。实验结束时,取出枯落物样品袋,70℃ 下烘干至恒重并称重,粉碎,过 60 目尼龙网筛,置于聚乙烯塑料袋中密封保存、待测。

1.3 测定指标及方法

活性硅酸盐(Dissolved Silicate, DSi)的测定:按照《海洋监测规范》第 4 部分(GB17378.4—1998)中“活性

硅酸盐硅钼蓝法”测定水体中活性硅酸盐含量。

可溶性有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)含量测定:将待测样品经 0.45 μm 滤膜过滤,采用总有机碳分析仪(Elementar Liqui TOC, 日本)测定。

铵态氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝态氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)含量测定:将待测样品经 0.45 μm 滤膜过滤,采用连续流动分析仪(SKALAR San ++, 荷兰)测定。

枯落物中生物硅(Biogenic Silica, BSi)的测定:称取重量约为 0.03 g 的植物样品于 50ml 聚丙烯离心管中,加入 0.1 mol/L 的 Na_2CO_3 提取液 50ml,震荡摇匀,加入 85℃ 恒温水浴 5 h 后提取,并于 1 h、3 h 摇匀离心管,用硅钼蓝比色法测定提取液中溶解 Si 含量。

1.4 指标计算

失重率(P_w): $P_w = (W_0 - W_t) / W_0 \times 100\%$ 。式中, W_t 为分解 t 时间后枯落物的残留量(g); W_0 为枯落物的初始重量(g); t 为分解时间(d)。

分解速率:根据 Olson^[23] 指数衰减模型 $W_t/W_0 = e^{-kt}$, 对分解残留率数据进行自然对数转换后,线性拟合得到分解速率常数 $k(\text{d}^{-1})$ 值(表 1)。

释放速率: $N_t = (n_t/n_0 - 1) / t$, 其中, n_0 为水体中初始枯落物元素含量; n_t 为经过 t 时间后水体中剩余枯落物元素含量, t 为分解时间。

1.5 数据分析与处理

所得数据用 Excel 2007 整理后,应用 SPSS 20.0 统计分析软件中的单因素方差分析对不同处理下枯落物的分解速率和 BSi 及水样中 DSi 、DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 进行差异性检验,并结合 Origin 8.0 辅助做图。

2 结果与分析

2.1 不同盐度梯度互花米草枯落物分解速率的变化特征

互花米草茎和叶枯落物分解过程中,茎枯落物平均失重率与平均分解速率均低于叶(分别为 4.59%、0.00131 d^{-1} 和 9.96%、0.00311 d^{-1})。盐度 0‰、5‰、15‰ 和 30‰ 处理下,茎枯落物失重率分别为 6%、6.39%、3.94% 和 2.03%(表 1),分解速率分别为 0.0017、0.0018、0.0011 和 0.0006 d^{-1} ;而叶枯落物失重率分别为 13.33%、10.72%、10.92% 和 4.86%,分解速率分别为 0.00397、0.00315、0.0032 和 0.0014 d^{-1} 。互花米草茎和叶枯落物失重率和分解速率总体表现为随着盐度的增加而降低。

表 1 不同盐度梯度互花米草枯落物失重率及分解速率

Table 1 Weight loss ratio and decomposition rate of *Spartina alterniflora* litter in different salinities

组织 Tissue	盐度/‰ Salinity	失重率/% Weight loss ratio	分解速率 d^{-1} Decomposition rate	组织 Tissue	盐度/‰ Salinity	失重率/% Weight loss ratio	分解速率 d^{-1} Decomposition rate
茎 Stem	0	6	0.0017	叶 Leaf	0	13.33	0.00397
	5	6.39±1.06	0.0018±0.0003		5	10.72±0.23	0.00315±0.00
	15	3.94±1.88	0.0011±0.0005		15	10.92±0.55	0.0032±0.0002
	30	2.03±2.03	0.0006±0.0006		30	4.86±4.86	0.0014±0.0014

表中数据为:均值±标准误

2.2 不同盐度梯度互花米草枯落物分解硅素释放的变化特征

总体而言,互花米草茎和叶枯落物分解过程溶液中硅浓度均随时间推移而逐渐增加(图 1),且初期分解较快,从第 17 d 后逐渐稳定。从不同组织来看,互花米草叶枯落物硅释放速率高于茎,叶和茎硅的释放速率分别为 2.84 和 1.19 d^{-1} 。从不同盐度梯度来看,盐度越大,枯落物分解释放硅的含量越高,在盐度 30‰ 的处理下,茎和叶枯落物分解释放硅含量均显著高于盐度 0 和 5‰ 的含量($P < 0.05$),但与盐度 15‰ 的含量差异性不显著($P > 0.05$)。

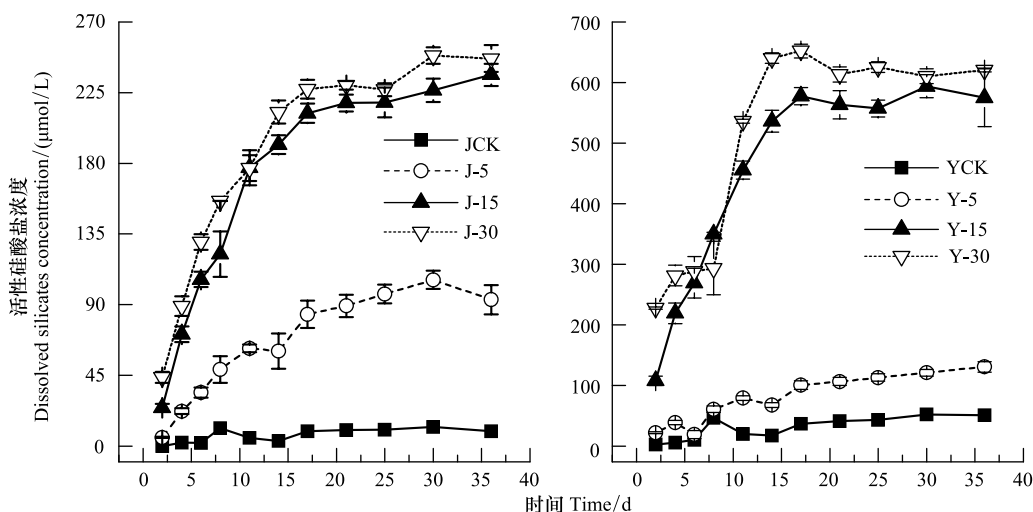


图1 不同盐度互花米草枯落物分解水体中硅含量变化

Fig.1 Variation of silicon releasing of *Spartina alterniflora* litter in different salinities

JCK 表示茎盐度为 0; J-5 表示茎盐度为 5; J-15 表示茎盐度为 15; J-30 表示茎盐度为 30; YCK 表示叶盐度为 0; Y-5 表示叶盐度为 5; Y-15 表示叶盐度为 15; Y-30 表示叶盐度为 30

2.3 不同盐度梯度互花米草枯落物分解碳素释放的变化特征

互花米草茎和叶枯落物分解释放碳的含量均随分解时间增加呈波动变化趋势(图 2)。互花米草叶枯落物碳释放速率高于茎, 叶和茎碳释放速率分别为 0.24 和 0.14 d^{-1} 。从不同盐度处理来看, 茎枯落物分解过程水体 DOC 含量无显著差异, 淡水中(0)叶分解过程水体 DOC 含量显著低于其他盐度处理 ($P < 0.05$)。在分解初期(前 14 d), 茎和叶枯落物分解水体中 DOC 含量均随盐度升高而增加; 在分解中后期, 茎枯落物分解水体中碳含量随盐度升高而减少, 叶枯落物水体中碳含量在盐度 5‰ 处理下出现最大值 (113.51 mg/L)。

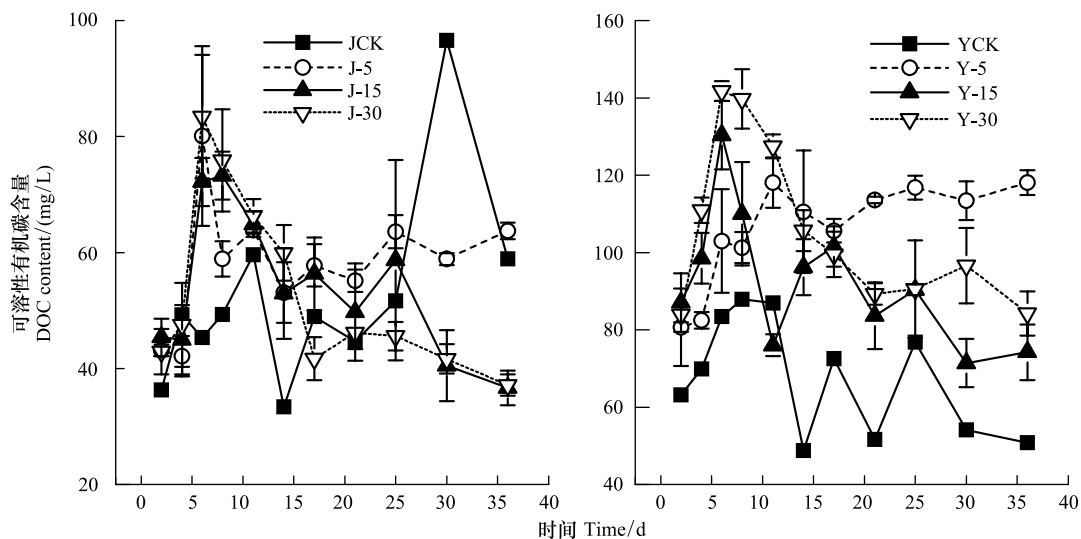


图2 不同盐度互花米草枯落物分解水体中碳含量变化

Fig.2 Variation of carbon releasing of *Spartina alterniflora* litter in different salinities

2.4 不同盐度梯度互花米草枯落物分解氮素释放的变化特征

从不同组织来看, 互花米草茎和叶枯落物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分解释放速率分别为 1.36 和 2.92 d^{-1} , 且叶枯落物中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 释放速率高于茎。总体而言, 互花米草茎和叶枯落物分解释放到水中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度呈现波动上升趋势。

势(盐度 30‰ 除外)(图 3),且在互花米草茎枯落物分解期间,水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量随盐度增加而降低;在分解初期(前 14 d),茎和叶枯落物含氮物分解释放的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度均随盐度升高而增加;而分解中后期,茎枯落物含氮物分解释放的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度随盐度升高而减少,且盐度 30‰ 处理的叶枯落物释放 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度最低(0.86 mg/L)。

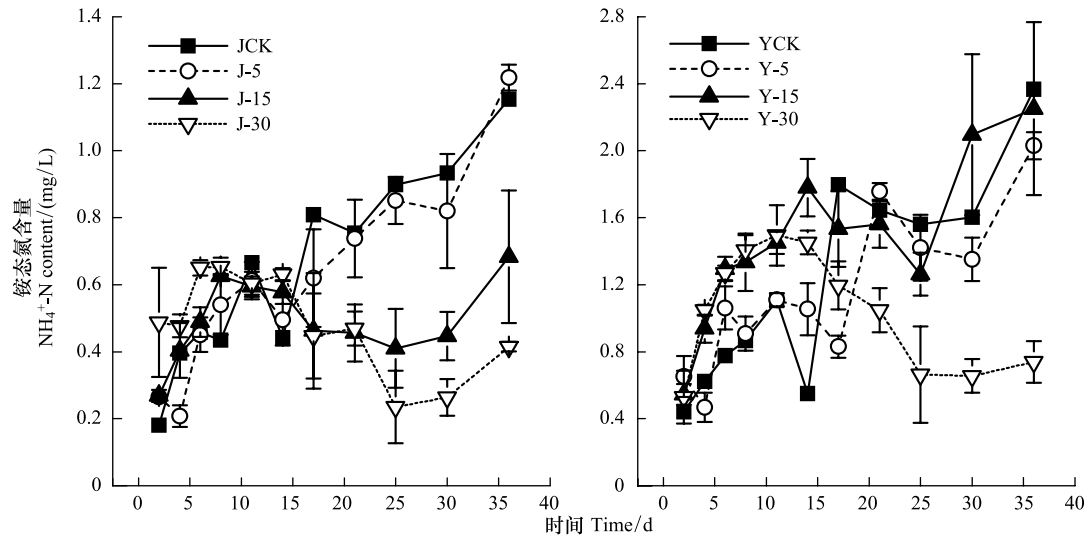


图 3 不同盐度互花米草枯落物分解水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量变化

Fig.3 Variation of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ releasing of *Spartina alterniflora* litter in different salinities

互花米草枯落物含氮物分解释放 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随培养时间增加波动较大(图 4)。互花米草茎枯落物含氮物分解释放 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量随盐度升高而增加,且盐度 30‰ 处理下水体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著高于盐度为 0 和 5‰ 处理的($P<0.05$);在分解初期(前 14 d),盐度 30‰ 处理下叶枯落物含氮物分解释放 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量高于其他处理,而分解中后期盐度 0 处理下水体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量最高(0.12 mg/L)。

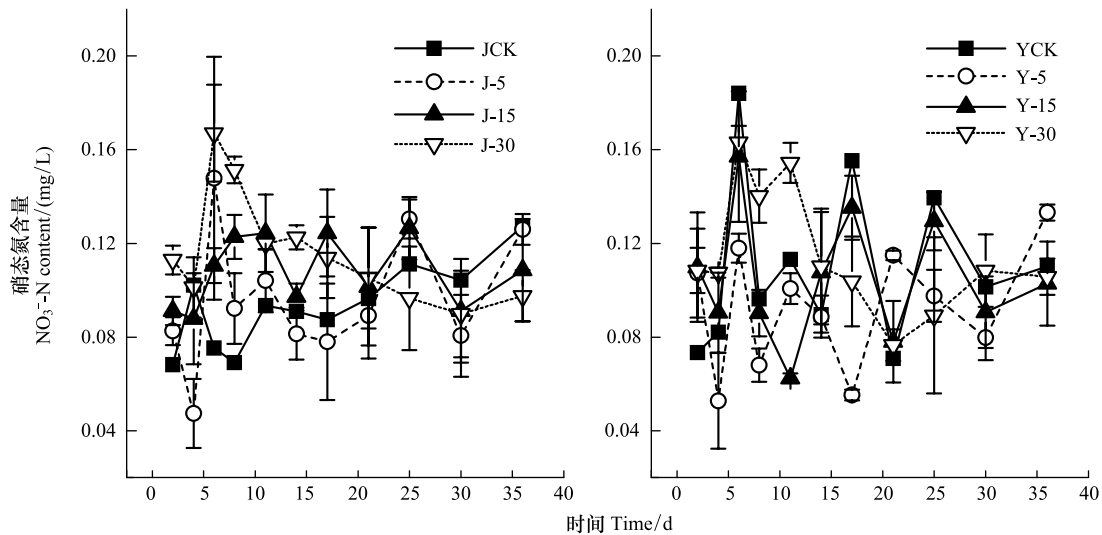


图 4 不同盐度互花米草枯落物分解水体中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量变化

Fig.4 Variation of $\text{NO}_3^-\text{-N}$ releasing of *Spartina alterniflora* litter in different salinities

2.5 互花米草茎和叶分解末期 BSi 残留量变化特征

随着盐度的升高,茎和叶枯落物分解末期 BSi 残留量均呈现逐渐降低趋势,空白处理下茎枯落物分解末

期 BSi 残留量显著高于其他盐度,在盐度为 5‰ 处理下显著高于 30‰;叶枯落物分解末期 BSi 残留量在 0 和 5‰ 盐度处理下显著高于 15‰ ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 盐度对枯落物失重率和分解速率的影响

在枯落物分解过程一般包括三个阶段,第一个阶段持续不到一个月,主要是可溶性物质的快速淋溶阶段,损失重量约为 5%—40%,为快速失重阶段^[24]。第二、三阶段分解较慢,分别持续约一年,主要是微生物降解阶段以及难分解性物质的积累。本研究主要模拟不考虑微生物作用的枯落物分解第一阶段,互花米草茎和叶枯落物分解 37 d 后干物质损失率分别为 4.59% 和 9.96%,刘白贵^[4]等研究发现互花米草在分解 20 d 后干物质损失率高达 70%,远超过室内模拟实验的结果,可见,盐度可能会影响枯落物分解。

盐度是影响枯落物分解的重要环境因子,本研究发现互花米草茎和叶枯落物失重率和分解速率均随盐度升高而降低,表明盐度升高能抑制枯落物分解,这与 Michael^[11]研究结论一致,即随着盐度升高,其毒害作用会抑制酶活性和微生物活性,使微生物降解能力减弱,不利于枯落物分解。但也有研究认为,盐度升高会促进枯落物分解^[13-16],一方面盐度升高可带来大量的硫酸盐,促进微生物厌氧分解;另一方面,盐度上升也可能导致其他环境因子变化而协同作用引起微生物群落变化^[25]。而本研究没有微生物的参与,盐度通过影响其他因素对枯落物分解产生影响,如 SO_4^{2-} 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等二价离子浓度和可溶性溶解氧浓度,在静止水体中,可溶性溶解氧是限制枯落物分解的重要因素,随着盐度的增加,水体中可溶性溶解氧会降低^[26],枯落物分解速率减慢。

3.2 盐度对互花米草枯落物分解过程中硅素的影响

植物生长过程中不断吸收水体中的可溶性硅,并以无定形硅(即生物硅)的形式储存^[27],而水体中活性硅酸盐主要来源于枯落物分解和植硅体溶解^[28],枯落物分解到水体中的硅含量越多,枯落物体内 BSi 含量会越少。互花米草被认为是硅聚集体,不同器官含硅量不同。

不同盐度梯度下,互花米草茎和叶枯落物分解释放的硅含量与盐度呈显著正相关关系(表 2),说明盐度越高越能促进互花米草枯落物硅的释放。有研究表明,盐度增加会促进沉积物 BSi 的溶解^[29], MgCl_2 、 NaCl 和 KCl 溶液能提高合成无定形硅的溶解,盐度越高,水体中 Na^+ 、 K^+ 和 Mg^{2+} 等阳离子越多,沉积物溶解释放的硅含量越多。同时,盐度可以通过改变 pH 间接影响 BSi 溶解,盐度升高,氯离子增加,即负离子增加,则水电离平衡会沿电离减少的方向移动,造成 pH 值升高。pH 值也会影响硅的溶解,当 $\text{pH} < 8$ 时,BSi 的溶解度随着 pH 的增加逐渐加大^[30]。同样,本研究中,盐度 0、5‰、15‰ 和 30‰ 处理下,水体中 pH 平均值分别为 4.75、5.43、6.6 和 7.11,枯落物分解释放的硅含量随着 pH 的增加而增加。这说明沉积物和枯落物中 BSi 释放存在相关性,盐度与枯落物硅素释放还有待研究。在分解第 17 d 后,互花米草茎枯落物分解释放的硅含量缓慢增加,

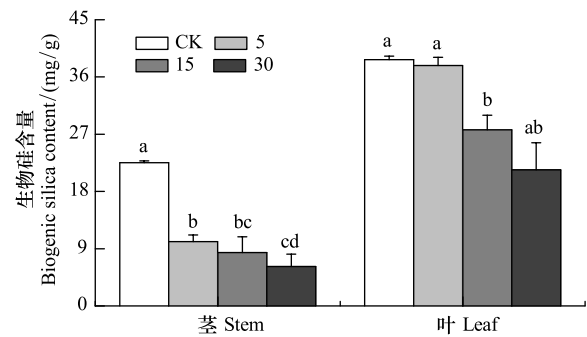


图 5 互花米草枯落物分解末期 BSi 残留量变化

Fig.5 Variation of BSi residual contents of *Spartina alterniflora* litter in the end of decomposition under different salinities

图中不同字母表示同一枯落物组织不同盐度处理下生物硅含量差异显著 ($P < 0.05$),反之差异不显著

表 2 互花米草茎和叶分解水体中 DSi、DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量与盐度之间的关系

Table 2 Relationships between DSi, DOC, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$ releasing of *Spartina alterniflora* litter and salinity

组织 Tissue	DSi	DOC	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	TIN ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}$)
盐度 Salinity					
茎 Stem	0.705 **	-0.057	-0.226 *	0.234 *	-0.181 *
叶 Leaf	0.709 **	0.075	-0.095	0.037	-0.09

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

而叶枯落物分解释放的硅含量缓慢降低,这可能与水体中硅的饱和度有关,茎枯落物分解释放的硅含量极显著低于叶($P<0.001$),茎枯落物水体没有达到硅饱和度,而叶枯落物水体已经达到硅的饱和度,造成硅在分解后期释放减少。

3.3 盐度对互花米草枯落物分解过程中碳、氮含量的影响

C 是植物组织中碳水化合物的重要元素之一,在枯落物分解初期会损失大量的可溶性有机质(DOM)和非木质素的碳水化合物,其中有一部分为 DOC 形式存在^[31],导致分解初期(前 2 周)互花米草茎和叶枯落物分解水体中 DOC 含量释放较快;而随着难分解物质含量相对增大,枯落物分解释放的 DOC 含量减少。在 36 d 的培养试验中,Maie^[31]等研究发现枯落物分解 2 周内淋溶释放的 DOC 含量占 60—85%,可溶性有机质的淋溶与枯落物分解初期物质损失有关。

盐分和 Cl^- 主要通过渗透胁迫、离子毒害、营养失衡以及盐胁迫的等途径影响产甲烷菌活性,抑制有机物以 CH_4 和 CO_2 的形式排出水体^[32],本研究中不存在微生物作用,盐度本身可能也会抑制 CH_4 和 CO_2 产生,造成互花米草茎和叶枯落物在分解前 2 周 DOC 含量释放随盐度升高而增加,而分解中后期,茎枯落物分解释放的 DOC 含量则相反,可能是因为高盐度的海水增加了离子浓度,引起部分阳离子快速置换,促进有机质矿化,加速了有机碳的损失^[33]。

互花米草茎枯落物在分解 37 d 后,对照处理组水体中 NH_4^+-N 含量最高, NO_3^--N 含量最低,这表明随着盐度变化,互花米草茎枯落物分解水体中 NH_4^+-N 含量降低, NO_3^--N 含量升高。目前多数研究认为,硝化速率随着盐度的增加而下降^[34],高盐度环境会抑制微生物酶活性,高盐度的钠离子和氯离子能对微生物产生毒害作用,如高渗透压造成微生物细胞脱水,进而导致质壁分离和细胞失活^[35]。但本研究结果与此相反,硝化速率随着盐度的增加而升高,这可能与本实验没有硝化细菌的参与,高盐度的氯离子和钠离子只能通过对水体环境的改变,进而影响硝化作用。

4 结论

(1)在盐度 0、5‰、15‰、30‰处理下互花米草茎和叶枯落物失重率和分解速率总体均表现为:盐度越高,枯落物失重率和分解速率越低。

(2)互花米草茎和叶枯落物分解释放的硅含量与盐度呈极显著正相关关系,即盐度越高,枯落物分解释放的硅越多。而分解末期枯落物生物硅残留量变化与此相反。

(3)互花米草茎和叶枯落物在分解前期(前 14 d)释放的碳含量呈现随着盐度的升高而增加,而分解后期茎水体中碳含量与前期相反。

(4)互花米草茎枯落物含氮物分解释放 NH_4^+-N 浓度随盐度增加而降低,而 NO_3^--N 含量变化与此相反;不同盐度梯度下,叶枯落物含氮物分解释放的氮浓度无明显规律。

参考文献(References):

- [1] 葛松源. 国家环保总局公布第一批外来入侵物种名单. 上海环境科学, 2003, (5): 352-352.
- [2] 石福臣, 鲍芳. 盐和温度胁迫对外来种互花米草(*Spartina alterniflora*)生理生态特性的影响. 生态学报, 2007, 27(7): 2733-2741.
- [3] 欧阳林梅, 王纯, 王维奇, 全川. 互花米草与短叶荇菜枯落物分解过程中碳氮磷化学计量学特征. 生态学报, 2013, 33(2): 389-394.
- [4] 刘白贵. 闽江河口湿地芦苇、短叶荇菜和互花米草三种植物枯落物分解研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2008.
- [5] 全川, 刘白贵. 不同水淹环境下河口感潮湿地枯落物分解及营养动态. 地理研究, 2009, 28(1): 118-128.
- [6] 王天鹅. 闽江河口湿地互花米草不同构件枯落物分解研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2011.
- [7] Struyf E, Conley D J. Silica: An essential nutrient in wetland biogeochemistry. Frontiers in Ecology and the Environment, 2009, 7(2): 88-94.
- [8] Norris A R, Hackney C T. Silica content of a mesohaline tidal marsh in North Carolina. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999, 49(4): 597-605.
- [9] Hodson M J, White P J, Mead A, Broadley M R. Phylogenetic variation in the silicon composition of plants. Annals of Botany, 2005, 96(6): 1027-1046.

- [10] Hou L J, Liu M, Yang Y, Ou D N, Lin X, Chen H. Biogenic silica in intertidal marsh plants and associated sediments of the Yangtze Estuary. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(3): 374-380.
- [11] Roache M C, Bailey P C, Boon P I. Effects of salinity on the decay of the freshwater macrophyte, *Triglochin procerum*. *Aquatic Botany*, 2006, 84(1): 45-52.
- [12] Rejmánková E, Sirov D. Wetland macrophyte decomposition under different nutrient conditions: Relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, 2007, 39(2): 526-538.
- [13] Sun Z G, Mou X J, Sun W L. Decomposition and heavy metal variations of the typical halophyte litters in coastal marshes of the Yellow River estuary, China. *Chemosphere*, 2016, 147: 163-172.
- [14] Craft C. Freshwater input structures soil properties, vertical accretion, and nutrient accumulation of Georgia and U.S tidal marshes. *Limnology and Oceanography*, 2007, 52(3): 1220-1230.
- [15] Lopes M L, Martins P, Ricardo F, Rodrigues A M, Quintino V. *In situ* experimental decomposition studies in estuaries: A comparison of *Phragmites australis* and *Fucus vesiculosus*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2011, 92(4): 573-580.
- [16] 王维奇, 王纯, 刘白贵. 盐度对湿地枯落物分解过程中碳氮磷化学计量比的影响. *中国环境科学*, 2012, 32(9): 1683-1687.
- [17] 胡宏友, 张朝潮, 李雄. 盐度对秋茄凋落叶分解过程中物质与能量动态的影响. *植物生态学报*, 2010, 34(12): 1377-1385.
- [18] Zhang W L, Zeng C S, Tong C, Zhang Z C, Huang J H. Analysis of the expanding process of the *Spartina alterniflora* salt marsh in Shanyutan wetland, Minjiang River estuary by remote sensing. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, 10: 2472-2477.
- [19] 汪旭明. 闽江口淡水 and 半咸水短叶茳芏潮汐湿地 N₂O 通量研究[D]. 福州: 福建师范大学, 2015.
- [20] 胡伟芳. 盐度和水淹对闽江河口潮汐湿地短叶茳芏枯落物分解的影响[D]. 福州: 福建师范大学, 2016.
- [21] McLachlan S M. The rate of nutrient release from grass and dung following immersion in lake water. *Hydrobiologia*, 1971, 37(3-4): 521-530.
- [22] Otsuki A, Wetzel R G. Release of dissolved organic matter by autolysis of a submersed macrophyte, *Scirpus subterminalis*. *Limnology and Oceanography*, 1974, 19(5): 842-845.
- [23] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 1963, 44(2): 322-331.
- [24] Valiela I, Teal J M, Allen S D, Van Etten R, Goehringer D, Volkmann S. Decomposition in salt marsh ecosystems: The phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1985, 89(1): 29 - 54.
- [25] Henriques I S, Alves A, Taco M, Almeida A, Cunha A, Correia A. Seasonal and spatial variability of free-living bacterial community composition along an estuarine gradient (Ra de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2006, 68(1 - 2): 139-148.
- [26] McComb A J. Limnological Analyses. *Lakes & Reservoirs Research & Management*, 2002, 7(2): 135-135.
- [27] Sommer M, Kaczorek D, Kuzyakov Y, Breuer J. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes-A review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 2006, 169(3): 310-329.
- [28] Derry L A, Kurtz A C, Ziegler K, Chadwick O A. Biological control of terrestrial silica cycling and export fluxes to watersheds. *Nature*, 2005, 433(7027): 728-731.
- [29] Loucaides S, Van Cappellen P, Behrends T. Dissolution of biogenic silica from land to ocean: Role of salinity and pH. *Limnology and Oceanography*, 2008, 53(4): 1614-1621.
- [30] Van Cappellen P, Qiu L Q. Biogenic silica dissolution in sediments of the Southern Ocean.I. Solubility. *Deep-Sea Research II: Topical Studies in Oceanography*, 1997, 44(5): 1109-1128.
- [31] Maie N, Jaff R, Miyoshi T, Childers D L. Quantitative and Qualitative Aspects of Dissolved Organic Carbon Leached from Senescent Plants in an Oligotrophic Wetland. *Biogeochemistry*, 2006, 78(3): 285-314.
- [32] Baldwin D S, Rees G N, Mitchell A M, Watson G, Williams J. The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*, 2006, 26(2): 455-464.
- [33] Weston N B, Vile M A, Neubauer S C, Velinsky D J. Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils. *Biogeochemistry*, 2011, 102(1): 135-151.
- [34] Rysgaard S, Thastum P, Dalsgaard T, Christensen P B, Sloth N P. Effects of salinity on NH₄⁺ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish estuarine sediments. *Estuaries*, 1999, 22(1): 21-30.
- [35] 邱金泉, 王静, 张雨山. 人工湿地处理高盐度污水的适用性及研究进展. *工业水处理*, 2009, 29(11): 1-3.