

ISSN 1000-0933

CN 11-2031/Q

生态学报

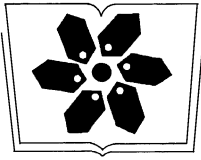
Acta Ecologica Sinica



第 32 卷 第 20 期 Vol.32 No.20 **2012**

中国生态学学会
中国科学院生态环境研究中心
科学出版社

主办
出版



中国科学院科学出版基金资助出版

生态学报

(SHENGTAI XUEBAO)

第 32 卷 第 20 期 2012 年 10 月 (半月刊)

目 次

太湖流域源头溪流氧化亚氮(N₂O)释放特征..... 袁淑方,王为东 (6279)

闽江河口湿地植物枯落物立枯和倒伏分解主要元素动态..... 曾从盛,张林海,王天鹅,等 (6289)

宁夏荒漠草原小叶锦鸡儿可培养内生细菌多样性及其分布特征..... 代金霞,王玉炯 (6300)

陕西省栎黄枯叶蛾蛹的空间分布..... 章一巧,宗世祥,刘永华,等 (6308)

模拟喀斯特生境条件下干旱胁迫对青冈栎苗木的影响..... 张中峰,尤业明,黄玉清,等 (6318)

中国井冈山生态系统多样性..... 陈宝明,林真光,李 贞,等 (6326)

鄂西南木林子常绿落叶阔叶混交林恢复过程中优势树种生态位动态..... 汤景明,艾训儒,易咏梅,等 (6334)

不同增温处理对夏蜡梅光合特性和叶绿素荧光参数的影响 徐兴利,金则新,何维明,等 (6343)

模拟长期大风对木本猪毛菜表观特征的影响 南 江,赵晓英,余保峰 (6354)

雷竹林土壤和叶片 N、P 化学计量特征对林地覆盖的响应 郭子武,陈双林,杨清平,等 (6361)

利用树木年轮重建赣南地区 1890 年以来 2—3 月份温度的变化 曹受金,曹福祥,项文化 (6369)

川西亚高山草甸土壤呼吸的昼夜变化及其季节动态..... 胡宗达,刘世荣,史作民,等 (6376)

火干扰对小兴安岭白桦沼泽和落叶松-苔草沼泽凋落物和土壤碳储量的影响 周文昌,牟长城,刘 夏,等 (6387)

黄土丘陵区三种典型退耕还林地土壤固碳效应差异..... 佟小刚,韩新辉,吴发启,等 (6396)

岩质公路边坡生态恢复土壤特性与植物多样性 潘树林,辜 彬,李家祥 (6404)

坡位对东灵山辽东栎林土壤微生物量的影响..... 张 地,张育新,曲来叶,等 (6412)

太湖流域典型入湖港口景观格局对河流水质的影响..... 王 瑛,张建锋,陈光才,等 (6422)

基于多角度基尼系数的江西省资源环境公平性研究 黄和平 (6431)

中国土地利用空间格局动态变化模拟——以规划情景为例 孙晓芳,岳天祥,范泽孟 (6440)

世界主要国家耕地动态变化及其影响因素 赵文武 (6452)

不同氮源下好氧反硝化菌 *Deffluibacter lusatiensis* str. DN7 的脱氮特性 肖继波,江惠霞,褚淑祎 (6463)

基于生态足迹方法的南京可持续发展研究..... 周 静,管卫华 (6471)

基于投入产出方法的甘肃省水足迹及虚拟水贸易研究..... 蔡振华,沈来新,刘俊国,等 (6481)

浦江县土壤碱解氮的空间变异与农户 N 投入的关联分析 方 斌,吴金凤,倪绍祥 (6489)

长江河口潮间带盐沼植被分布区及邻近光滩鱼类组成特征 童春富 (6501)

深圳湾不同生境湿地大型底栖动物次级生产力的比较研究..... 周福芳,史秀华,邱国玉,等 (6511)

灰斑古毒蛾口腔反吐物诱导沙冬青细胞 Ca²⁺ 内流及 H₂O₂ 积累 高海波,张淑静,沈应柏 (6520)

濒危物种金斑喙凤蝶的行为特征及其对生境的适应性..... 曾菊平,周善义,丁 健,等 (6527)

细叶榕榕小蜂群落结构及动态变化..... 吴文珊,张彦杰,李凤玉,等 (6535)

专论与综述

流域生态系统补偿机制研究进展 张志强,程 莉,尚海洋,等 (6543)

可持续消费的内涵及研究进展——产业生态学视角 刘晶茹,刘瑞权,姚 亮 (6553)

工业水足迹评价与应用..... 贾 佳,严 岩,王辰星,等 (6558)

矿区生态风险评价研究述评..... 潘雅婧,王仰麟,彭 建,等 (6566)

研究简报

围封条件下荒漠草原 4 种典型植物群落枯落物枯落量及其蓄积动态..... 李学斌,陈 林,张硕新,等 (6575)

密度和种植方式对夏玉米酶活性和产量的影响..... 李洪岐,蔺海明,梁书荣,等 (6584)

期刊基本参数:CN 11-2031/Q * 1981 * m * 16 * 312 * zh * P * ¥ 70.00 * 1510 * 35 * 2012-10

封面图说: 草丛中的朱鹮——朱鹮有着鸟中“东方宝石”之称。洁白的羽毛,艳红的头冠和黑色的长嘴,加上细长的双脚,朱鹮历来被日本皇室视为圣鸟。20 世纪前朱鹮在中国东部、日本、俄罗斯、朝鲜等地曾有较广泛地分布,由于环境恶化等因素导致种群数量急剧下降,至 20 世纪 70 年代野外已认为无踪影。1981 年 5 月,中国鸟类学家经多年考察,在陕西省洋县重新发现朱鹮种群,一共只有 7 只,也是世界上仅存的种群。此后对朱鹮的保护和科学研究做了大量工作,并于 1989 年在世界首次人工孵化成功。

彩图提供: 陈建伟教授 北京林业大学 E-mail: cites.chenjw@163.com

DOI: 10.5846/stxb201105200662

曾从盛, 张林海, 王天鹅, 张文娟, 仝川. 闽江河口湿地植物枯落物立枯和倒伏分解主要元素动态. 生态学报, 2012, 32(20): 6289-6299.

Zeng C S, Zhang L H, Wang T E, Zhang W J, Tong C. Nutrient dynamics of the litters during standing and sediment surface decay in the Min River estuarine marsh. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(20): 6289-6299.

闽江河口湿地植物枯落物立枯和 倒伏分解主要元素动态

曾从盛*, 张林海, 王天鹅, 张文娟, 仝川

(湿润亚热带生态地理过程省部共建教育部重点实验室, 亚热带资源与环境福建省重点实验室,
福建师范大学地理研究所, 福建师范大学地理科学学院, 福州 350007)

摘要: 采用分解袋法, 对闽江河口湿地 2 种挺水植物——芦苇 (*Phragmites australis*) 和互花米草 (*Spartina alterniflora*) 花和叶枯落物的立枯和倒伏分解过程及 C、N、P 元素动态进行研究。结果表明: (1) 立枯分解是 2 种湿地盐沼植物重要的分解阶段, 干物质损失率在 13.26%—31.89% 之间。多项式模型能较好描述 2 种植物花和叶的枯落物分解残留率动态。(2) 立枯分解阶段, 芦苇花和叶的 C 含量主要为波动下降, 互花米草较为稳定; 倒伏阶段后期, 2 种植物都以升高为主。立枯分解阶段 2 种植物枯落物 N 含量略有下降, 而倒伏阶段逐渐上升。分解过程中枯落物 P 含量的波动较大。(3) 2 种植物花和叶 C、N 的 NAI 值在分解过程中 < 100%。芦苇的花和叶中 P 的 NAI 值在立枯和倒伏分解阶段都经历了明显下降和升高的过程, 而互花米草在立枯阶段变化不大, 倒伏阶段下降较为明显。(4) 与芦苇相比, 互花米草的花和叶枯落物 C 库较高, N 库较低, P 库差异不大。

关键词: 枯落物分解; 元素动态; 芦苇; 互花米草; 闽江河口湿地

Nutrient dynamics of the litters during standing and sediment surface decay in the Min River estuarine marsh

ZENG Congsheng*, ZHANG Linhai, WANG Tian'e, ZHANG Wenjuan, TONG Chuan

Fujian Province and Education of Ministry's Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process, Fujian Key Laboratory of Subtropical Resources and Environment, Institute of Geography, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China

Abstract: The above-ground litter component in wetland ecosystems is an important carbon and nutrient store, and the rate of its decomposition influences both wetland productivity and those processes that contribute to biogeochemical cycling. This paper examined the decomposition and nutrient dynamics of the leaf and flower litter produced by two contrasting emergent macrophytes in the Min River estuary of southeast China; *Spartina alterniflora* is an invasive species and *Phragmites australis* a native one. The results demonstrated that:

(1) Decomposition of standing litter within the vegetation was an important stage in the decomposition process with a loss of dry mass between 13%—15% in *P. australis* and 21%—32% in *S. alterniflora*. At day 210, the loss rate of dry mass in *P. australis* and *S. alterniflora* was accounting about 64%—67% and 59%—66%, respectively. There was no significant difference in litter mass loss between *S. alterniflora* and *P. australis*.

(2) In the first 90 days of decomposition, carbon (C) concentration of *P. australis* litter reduced in a fluctuating pattern whereas *S. alterniflora* was relatively stable. However, in the later decay at the sediment surface (after 180 days),

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (31000262, 41071148); 福建省科技厅重点项目 (2010Y0019); 国家海洋局海洋公益性行业科研专项 (200905009-2)

收稿日期: 2011-05-20; 修订日期: 2012-09-28

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

the C concentration in both species increased. At day 210, the C concentration of the flower litter in *S. alterniflora* and *P. australis* had regained their initial values and leaf litter concentrations were 107% and 106% respectively. The variation in litter nitrogen (N) concentrations of the two species showed the same pattern with a slow decrease during the standing stage, and an increase during the days of decay at the sediment surface. At day 210, the N concentration of the flower litter in *S. alterniflora* and *P. australis* was 125% and 254% of their initial values and leaf litter was 191% and 185%, respectively. However, average phosphorus (P) concentration varied distinctly between the two species; there was a quick decrease in P concentration for *P. australis* in the first 15 days of decomposition to 14% and 12% for flowers and leaves, whereas *S. alterniflora* was relatively stable in the first 90 days of decomposition. The P concentration in the two plants declined first and then rose in the sediment surface decay. The P concentration of leaf litter in *S. alterniflora* was significantly greater than that of *P. australis* during decomposition, on the contrary, the flower litter of *S. alterniflora* was significantly lower than that of *P. australis*.

(3) The element accumulation index (NAI) values of C and N of the two plants were less than 100%, which indicated a release of C and N in both species. NAI values of P in *P. australis* decreased first, and then increased both in standing and sediment surface decay. There was no distinct fluctuation of *S. alterniflora* during standing decomposition, whereas there was a drop in the days of decay at the sediment surface.

(4) The litter C concentration of *S. alterniflora* was significantly greater than that of *P. australis*, but the N concentration of flower litter in *S. alterniflora* was significantly lower than that of *P. australis*. Where the invasive *S. alterniflora* was present in the Min River estuary the carbon pool of leaf and flower litter was greater compared to where *P. australis* was present but the nitrogen pool was lower, and the phosphorus pool showed no obvious difference.

Key Words: litter decomposition; nutrient dynamics; *Spartina alterniflora*; *Phragmites australis*; Min River estuarine marsh

枯落物是湿地生态系统重要的营养库之一,其养分能通过分解作用而被再次利用^[1],并影响到湿地生态系统的生产力和全球碳变化的进程^[2-3]。目前,大部分学者对湿地植物枯落物分解研究采用的最为广泛的方法是把枯落物收集至尼龙网袋后直接放置于地表,以模拟枯落物的分解过程^[4]。但是,许多湿地植物特别是挺水植物枯萎和死亡后,并不是立刻倒伏进入湿地水中或湿地沉积物表面,而是处于站立状态,有些站立的枯落物(即立枯状态)能够保持几个月甚至几年的时间,其表面或内部寄生着大量的真菌或细菌,产生微生物定殖和分解作用^[5]。虽然立枯阶段的分解是湿地挺水植物枯落物分解的重要组成部分,而目前国内外研究主要集中在枯落物倒伏后的分解^[6-8],这并不能真正反映枯落物自然的分解状况^[9]。

生物入侵是全球环境变化的重要部分。入侵植物可以通过改变枯落物输入的数量和质量(如 C/N、C/P、N/P)等途径来影响生态系统的养分循环及碳分配格局,因而逐渐成为研究的热点^[10]。目前,入侵植物枯落物分解研究主要集中在陆地生态系统,对湿地生态系统入侵植物枯落物分解研究较少^[11-12]。作为影响中国东部沿海的一种主要入侵植物,互花米草(*Spartina alterniflora*)在中国已经引进近 30 a 的时间,虽然在 20 世纪 80 年代就有学者报道了美国东海岸互花米草凋落物的分解,但只是作为本地种进行研究^[13-14],在中国对互花米草枯落物分解的研究仅有少量的报道,研究区域也主要集中在长江入海口^[8, 15]。

闽江河口湿地是中国东南沿海典型的开放式感潮河口湿地,互花米草由于其极强的繁殖能力,在闽江河口湿地已迅速取代土著植物芦苇(*Phragmites australis*)和短叶茼蒿(*Cyperus malaccensis*)群落,但是对该湿地植物枯落物分解研究的报道很少,而前期对闽江河口湿地枯落物的研究没有模拟立枯阶段的分解,也没有区分枯落物不同构件^[16-17]。本研究以闽江河口最大的蟠鱼滩湿地为研究区,以该湿地代表性优势挺水植物——入侵种互花米草和本地种芦苇为研究对象,对这 2 种主要优势植物花和叶的枯落物在不同分解阶段中 C、N、P 含量及固持-释放动态进行研究,旨在揭示湿地入侵植物和本地植物在不同分解阶段的分解和养分差

异,为进一步了解湿地生态系统物质循环过程以及湿地保护与生态恢复提供基础数据。

1 研究区域和研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于闽江河口鱗鱼滩湿地(图1),地处闽江入海口,地理坐标为 $119^{\circ}34'12''\text{E}$ — $119^{\circ}41'40''\text{E}$, $26^{\circ}00'36''\text{N}$ — $26^{\circ}03'42''\text{N}$,面积约 3120 hm^2 。该湿地是闽江河口地区面积最大的天然湿地,位于亚热带与中亚热带的过渡地带,地理条件独特。气候暖热湿润,雨量充沛,年均降水日数为153 d,多年平均年降水量为1346 mm,降水多集中在3—9月。区内土壤主要为滨海盐土和沙土,含盐量较高,pH值偏酸性。其临江濒海,水草茂盛,因此有较高的生物多样性。该湿地终年受潮汐影响,属正规半日潮。芦苇、互花米草、短叶茳茳等在鱗鱼滩湿地分布面积大,范围广,常组成单优势种群落。2002年开始,互花米草迅速入侵,已经形成明显的大面积入侵斑块,主要分布于平行岸线的潮滩内缘^[18]。

1.2 材料和方法

1.2.1 样品采集和分析

考虑到植物构件中,一般花和叶的C/N、C/P相对较小,枯落物分解较快^[19],更容易反映枯落物分解速率和养分变化情况,本研究选取植物花和叶的枯落物为主要对象。样点选择在福建省长乐市克凤村五门闸堤外鱗鱼滩湿地的中高潮带。在芦苇和互花米草群落,选取人为干扰较少的地点剪取花和叶的立枯体,按花、叶等不同构件剪成5—10 cm左右的小段,自然风干后在 $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘干至恒质量。枯落物分解实验采用分解袋法,试验中分解袋的孔径为60目(0.3 mm),袋的规格为 $25\text{ cm}\times 30\text{ cm}$ 。每种枯落物单独装袋,每袋称取的质量为花10 g、叶为20 g。

2010年3月12将系有尼龙绳的分解袋系至事先埋设在2种植物种群斑块内部的木桩上,按照立枯时不同植物构件的原始高度设置分解袋,同时设置3个重复,以模拟枯落物的立枯分解。分别在分解袋投放后的15、30、45、60、75、90 d各取1次样。2010年6月12号,把所有剩余的分解袋解下,放置于地表,模拟倒伏阶段的分解。分别于分解袋放置地表后的30、60、90、120 d各取1次样。所有样品带回实验室后,捡去杂物,用去离子水冲洗枯落物表面,放置在烘箱中,在 $70\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘干至恒质量并称其质量。样品混合后碾磨粉碎,过0.25mm的筛,测定C、N、P元素的含量。植物C、N元素测定采用德国Vario ELIII元素分析仪测定,P元素测定采用钼锑抗比色法。

在取分解袋时对样地的一些环境指标进行实测(土壤温度、盐度、Eh、pH值;水温、水盐;大气温度、湿度)。其中盐度/温度用2265FS便携式电导仪测定,氧化还原电位和pH用IQ150便携式pH/氧化还原电位仪器测定,空气指标采用便携式风速测定仪测定。

1.2.2 数据处理

枯落物分解过程中元素的积累或释放可用积累系数(NAI)表示: $\text{NAI} = (W_t \times X_t) / (W_0 \times X_0) \times 100\%$,式中 W_t 为枯落物在 t 时刻的干物质重量, X_t 为 t 时刻枯落物中元素的浓度(g/kg), W_0 为枯落物的初始干物质重量, X_0 为枯落物中元素的初始浓度(g/kg)。NAI < 100%,说明枯落物分解过程中元素发生了净释放,NAI > 100%,说明枯落物分解过程中元素发生了净积累^[20]。

采用方差分析(ANOVA)中单因素duncan新复极差法检验芦苇和互花米草枯落物分解不同时期干物质残留质量、枯落物C、N、P含量及C、N、P的NAI值的差异。用显著性水平 P 推断处理间的差异程度, $P < 0.01$

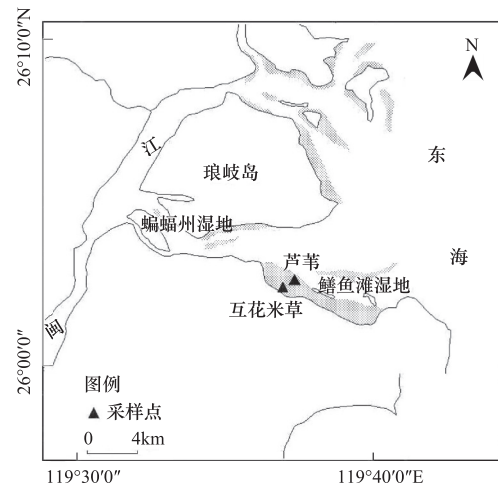


图1 研究区采样点位置

Fig. 1 Disposal of sampling site (▲) in the study area

和 $P < 0.05$ 表示在不同区组间具有极显著和显著差异。统计分析和图像绘制使用 SPSS13.0 及 EXCEL2003 软件。

2 结果分析

2.1 枯落物分解过程干物质质量残留动态

芦苇和互花米草的花和叶在 210 d 分解过程中干物质质量残留动态如表 1。至立枯分解结束时(分解 90 d 后),芦苇和互花米草花的干物质残留质量分别为初始质量的 84.97% 和 79.23%,叶的干物质残留质量分别为初始质量的 86.74% 和 68.11%,干物质损失率在 13.26%—31.89% 之间,这表明,立枯分解是枯落物分解的重要阶段。实验结束时(分解 210 d 后),芦苇和互花米草花的干物质残留质量分别为初始质量的 35.94% 和 41.00%,叶的干物质残留质量分别为初始质量的 32.91% 和 34.04%,干物质损失率在 59.00%—67.09% 之间,此阶段干物质损失率加快的重要原因可能是此阶段是在夏季,平均气温较高,分解加快。方差分析表明,在整个分解过程中,2 种植物干物质残留质量没有显著差异(花: $F_{(1,20)} = 0.112, P > 0.05$);叶: $F_{(1,20)} = 0.262, P > 0.05$)。

表 1 芦苇和互花米草花和叶的枯落物分解过程中干物质质量残留动态/g

Table 1 Dynamics of dry mass remaining in *P. australis* and *S. alterniflora* during decomposition

分解时间/d Time for decomposition	枯落物类型 Litter type			
	花 Flower		叶 Leaf	
	芦苇 <i>P. australis</i>	互花米草 <i>S. alterniflora</i>	芦苇 <i>P. australis</i>	互花米草 <i>S. alterniflora</i>
0	10.00±0.00	10.00±0.00	20.00±0.00	20.00±0.00
15	9.73±0.04	9.62±0.06	19.16±0.22	18.93±0.14
30	9.70±0.03	9.15±0.09	18.69±0.05	18.71±0.59
45	9.62±0.01	8.81±0.04	18.49±0.63	18.23±0.30
60	9.51±0.04	8.77±0.11	17.64±0.10	17.53±0.25
75	9.24±0.15	8.47±0.17	17.48±0.03	17.40±0.32
90*	8.50±0.35	7.92±0.11	17.35±0.23	13.62±0.27
120	5.98±0.03	6.10±0.63	12.62±0.45	7.83±0.41
150	4.73±0.18	4.37±0.24	9.51±0.11	6.51±0.44
180	4.03±0.15	3.58±0.21	6.54±0.30	6.12±0.34
210	3.05±0.06	3.25±0.019	5.71±0.51	4.64±0.41

*: 立枯和倒伏分解阶段的时间分界

为更好的描述枯落物分解动态,对枯落物干物质残留率 (W_t/W_0) 和分解时间 (t) 进行回归分析。结果表明,多项式模型可以较好的描述 2 种植物花和叶的枯落物分解残留率,决定系数 (R^2) 都达到 0.92 以上(图 2),这与枯落物分解残留率降低速度随着时间推移加快的实际情况比较一致。

2.2 枯落物分解过程中 C、N、P 变化动态

芦苇和互花米草花和叶的枯落物分解过程中 C、N、P 含量的变化如图 3。立枯分解阶段,芦苇的 C 含量主要为波动下降,互花米草的 C 含量较为稳定。立枯分解结束时(90 d),芦苇和互花米草花的 C 含量分别为初始值的 94.15% 和 98.63%;叶的 C 含量分别为初始值的 100.09% 和 102.02%。倒伏阶段,芦苇花的 C 含量为先降后升,互花米草则主要为上升趋势,分解结束时其含量分别为倒伏初始值的 101.39% 和 100.86%。芦苇和互花米草叶的 C 含量均为升高趋势,分解结束时分别为倒伏初始值的 107.14% 和 105.85%。整个分解过程中,互花米草花和叶的 C 含量极显著高于芦苇 ($P < 0.01$)。从植物的构件上看,植物花的 C 含量都极显著高于叶 ($P < 0.01$)。

2 种植物枯落物分解中 N 含量的变化比较一致。在立枯分解阶段,N 含量略有下降,立枯结束时,芦苇和互花米草花的 N 含量分别为初始值的 90.85% 和 61.83%;叶的 N 含量分别为初始值的 106.08% 和 74.77%。

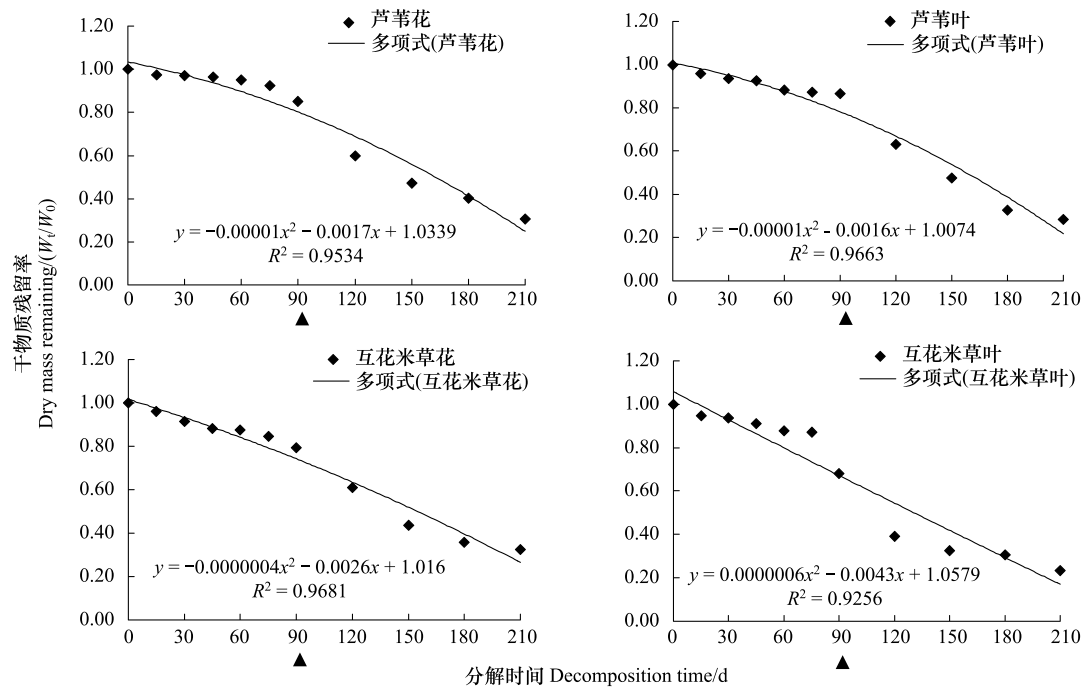


图2 枯落物分解过程中干物质残留率及其回归分析

Fig. 2 Equations and parameters of dry mass remaining of litter (y) regressed on decomposition days (t)

▲: 立枯和倒伏分解阶段的时间分界

在倒伏阶段, N 含量逐渐上升, 倒伏结束时, 芦苇和互花米草花的 N 含量分别为倒伏初始值的 124.66% 和 253.92%; 叶的 N 含量分别为倒伏初始值的 195.61% 和 184.93%。分解过程中, 芦苇花的 N 含量极显著高于互花米草 ($F_{(1,20)} = 169.50, P < 0.01$), 但是叶之间的差异不显著 ($P < 0.05$)。从植物的构件上看, 芦苇花的 N 含量极显著高于叶 ($F_{(1,20)} = 51.08, P < 0.01$), 而互花米草花的 N 含量显著低于叶 ($F_{(1,20)} = 7.30, P < 0.05$)。

植物枯落物 P 含量波动较大。芦苇的花和叶在立枯经历了明显下降的过程。立枯分解的 15 d, 芦苇的 P 含量快速下降, 花和叶的 P 含量仅为初始值的 13.99% 和 11.89%, 之后逐渐升高; 互花米草枯落物 P 含量波动较小, 立枯分解初期略有升高, 分解 45 d 后开始下降。倒伏分解阶段, 芦苇和互花米草 P 含量都有先下降后升高的过程, 芦苇花和叶的 P 含量至 150 d 时达到最低值, 为倒伏初始值的 16.02% 和 72.14%, 之后逐渐上升; 互花米草花和叶的 P 含量分别在 150 d 和 180 d 达到最小值, 为倒伏初始值的 99.75% 和 66.95%, 之后也逐渐升高。分解过程中, 芦苇花的 P 含量显著高于互花米草 ($F_{(1,20)} = 6.85, P < 0.05$), 但是芦苇叶的 P 含量极显著低于互花米草 ($F_{(1,20)} = 19.87, P < 0.01$)。从植物的构件上看, 芦苇花的 P 含量极显著高于叶 ($F_{(1,20)} = 51.08, P < 0.01$), 而互花米草花的 P 含量极显著低于叶 ($F_{(1,20)} = 29.53, P < 0.01$)。

2.3 枯落物分解过程枯落物中 C、N、P 元素 NAI 变化动态

芦苇和互花米草花和叶的枯落物分解过程中 C、N、P 的 NAI 值变化动态如图 4。2 种植物 C 的 NAI 值变化比较一致, 呈单调下降趋势; 分解 210 d 后, 芦苇花和叶的 NAI 值仅为 29.15% 和 30.61%, 互花米草的花和叶的 NAI 值为 32.32% 和 25.04%, 这也表明植物在不同的分解阶段都发生了 C 的净释放。分解过程中, 芦苇与互花米草 C 的 NAI 值没有显著差异 ($P > 0.05$)。

2 种植物 N 的 NAI 值也呈下降趋势。在立枯分解阶段芦苇花中 N 的 NAI 下降较快, 叶下降较慢。实验结束时, 芦苇花和叶的 NAI 值为 34.58% 和 59.23%, 互花米草花和叶的 NAI 值为 51.01% 和 32.06%, 互花米草花的 NAI 值在最后分解过程中稍有升高, 但仍表现为 N 的净释放。方程分析表明, 立枯分解过程中, 芦苇花中 N 的 NAI 值极显著高于互花米草 ($F_{(1,12)} = 10.91, P < 0.01$); 芦苇叶 N 的 NAI 值则在整个分解期显

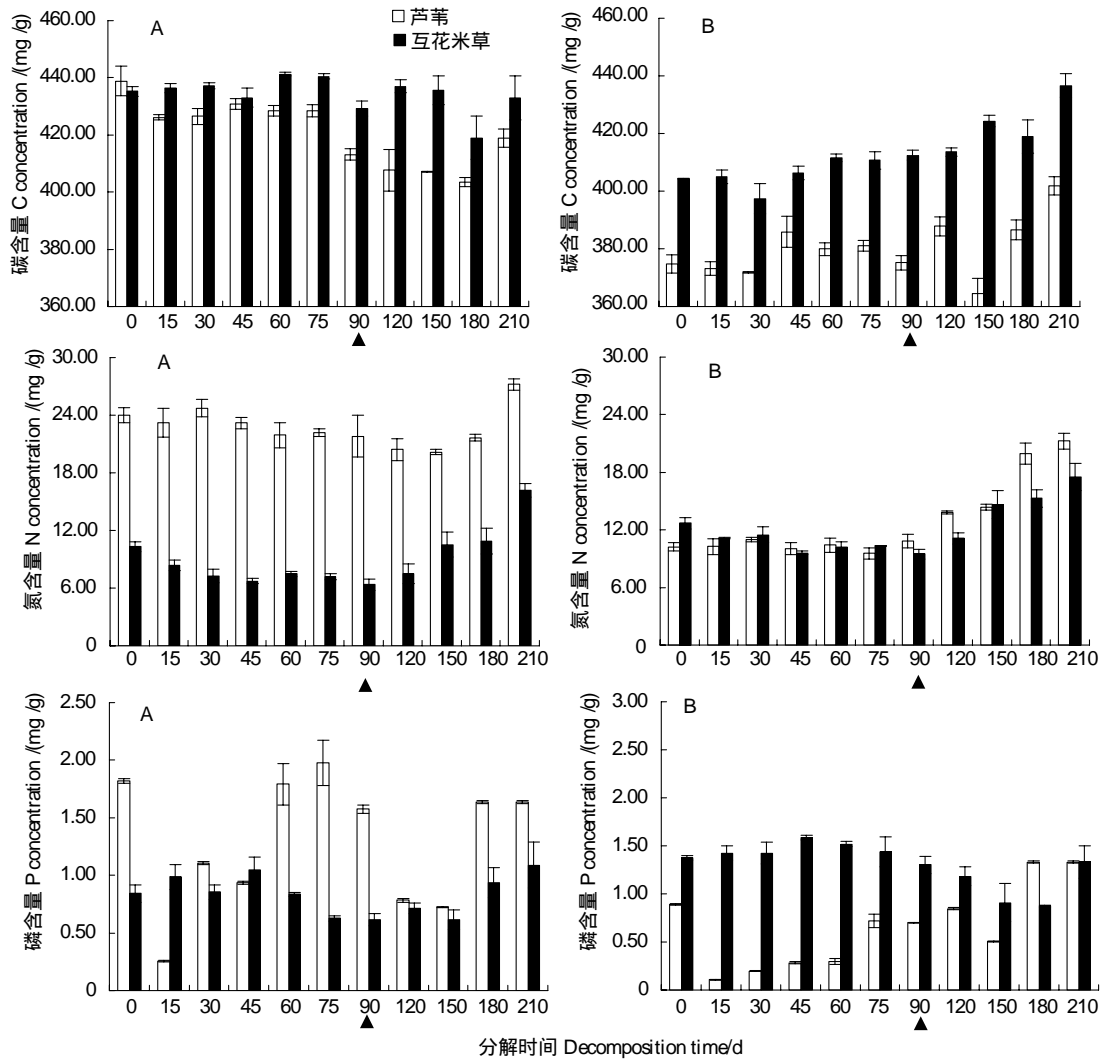


图3 芦苇和互花米草枯落物花(A)和叶(B)分解过程中C、N、P含量变化

Fig. 3 Concentration of C, N, P of litters in flower (A) and leaf (B) during the decomposition

▲: 立枯和倒伏分解阶段的时间分界

著高于互花米草 ($F_{(1,20)} = 7.61, P < 0.05$), 说明2种植物中互花米草N的释放更快。

2种植物P的NAI值则波动较大。立枯分解的早期(0—15 d)阶段, 芦苇的P的NAI值快速下降, 15 d时花和叶的P的NAI值仅为13.57%和11.39%, 之后迅速升高; 互花米草在立枯分解的前期有发生少量P的积累, 分解中期(45 d)后开始下降, 分解90 d后花和叶分别降至57.99%和64.55%。倒伏分解开始后芦苇和互花米草P的NAI值仍然下降, 并在分解150 d和180 d达到最低值, 之后也略有升高。方程分析表明, 整个分解过程中, 芦苇与互花米草花中P的NAI值没有显著差异 ($P > 0.05$), 但是立枯阶段芦苇叶的NAI值极显著低于互花米草 ($F_{(1,12)} = 12.04, P < 0.01$), 说明立枯时芦苇叶P的释放更快。分解过程中植物花和叶的NAI值都没有显著差异 ($P > 0.05$)。

2.4 环境因子状况

图5是枯落物分解过程环境因子动态。立枯阶段, 影响枯落物的分解的主要环境因素是气候条件。3月份放置枯落物时的初始温度较高, 在20℃以上, 4月份有所下降, 5、6月份温度又逐渐升高, 此阶段互花米草群落气温稍高于芦苇群落。群落中大气湿度都较大, 特别是4、5月份为雨季, 湿度最高达99.8%, 但2种植物群落气温和大气湿度的差异都不显著 ($P > 0.05$)。倒伏阶段, 枯落物分解除受气候条件控制外, 还受地表沉积物、潮水等理化性质的影响。此阶段7、8、9月气温较高, 达30℃以上, 10月有所回落, 芦苇群落稍高于互

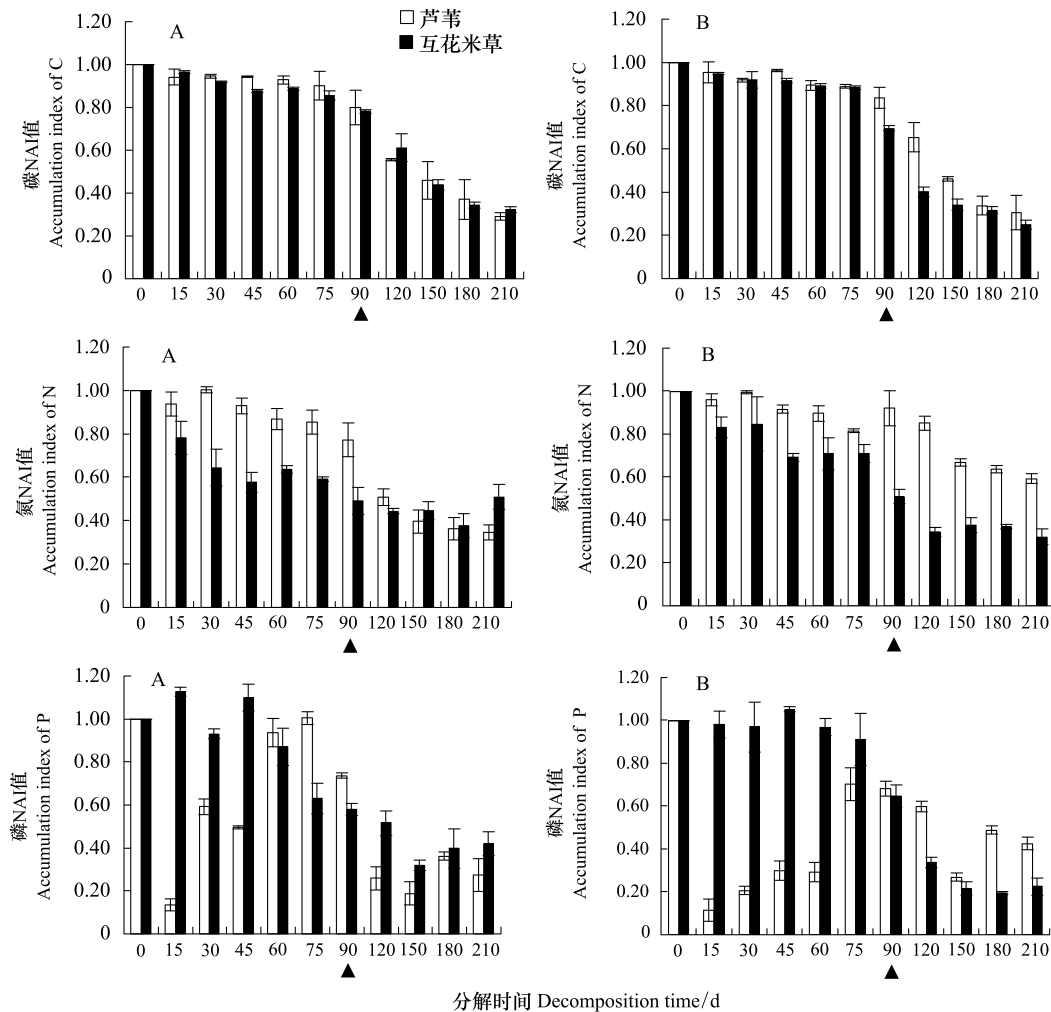


图4 芦苇和互花米草花(A)和叶(B)枯落物分解过程C、N、P元素NAI变化动态

Fig.4 Changes in NAI of C,N,P of litters in *flower* (A) and *leaf* (B) during the decomposition

▲:立枯和倒伏分解阶段的时间分界

花米草群落,土壤温度、潮水温度也都有大致的规律。盐度在倒伏分解的初期(6、7月份)较低,在秋季开始升高,芦苇的土壤盐度稍高于互花米草。2种群落表层土壤pH值在5.1—7.6之间,呈先下降后升高趋势,土壤Eh变化较大,7、8、9月较高。但是由于2种植物群落距离较近,方差分析表明环境因子的差异都不显著($P > 0.05$)。

3 讨论

3.1 不同分解阶段枯落物主要元素含量动态

以往湿地挺水植物枯落物研究中容易忽视立枯阶段的分解。因为多数研究者认为在枯落物倒伏进入水环境之前,微生物的侵蚀和分解是很少的^[6]。但Kuehn等^[21]通过控制实验研究发现挺水植物倒伏进入水中以前,就发生明显的淋溶和微生物的矿化作用。本研究也表明,在立枯阶段,植物就已经损失部分质量(68.11%—86.74%),而主要元素的变化与倒伏阶段也存在较大差异(图3、图4),因此,不能忽视湿地挺水植物立枯分解对生态系统物质循环和养分分配的作用。

由于立枯阶段影响枯落物分解的气候因子差异不大(图5),枯落物本身性质是影响2种植物分解速率和元素变化的主导因素。本研究表明,立枯分解过程中互花米草的花和叶C含量变化不大,与Davis等^[22]的结论一致,其稳定的碳含量可能是由于C是结构性元素及互花米草植物体组织中存在大量化学性质不活泼的化合物结构所致。但是芦苇花和叶在立枯阶段C含量表现为下降趋势,这可能是由于芦苇的平均C/N

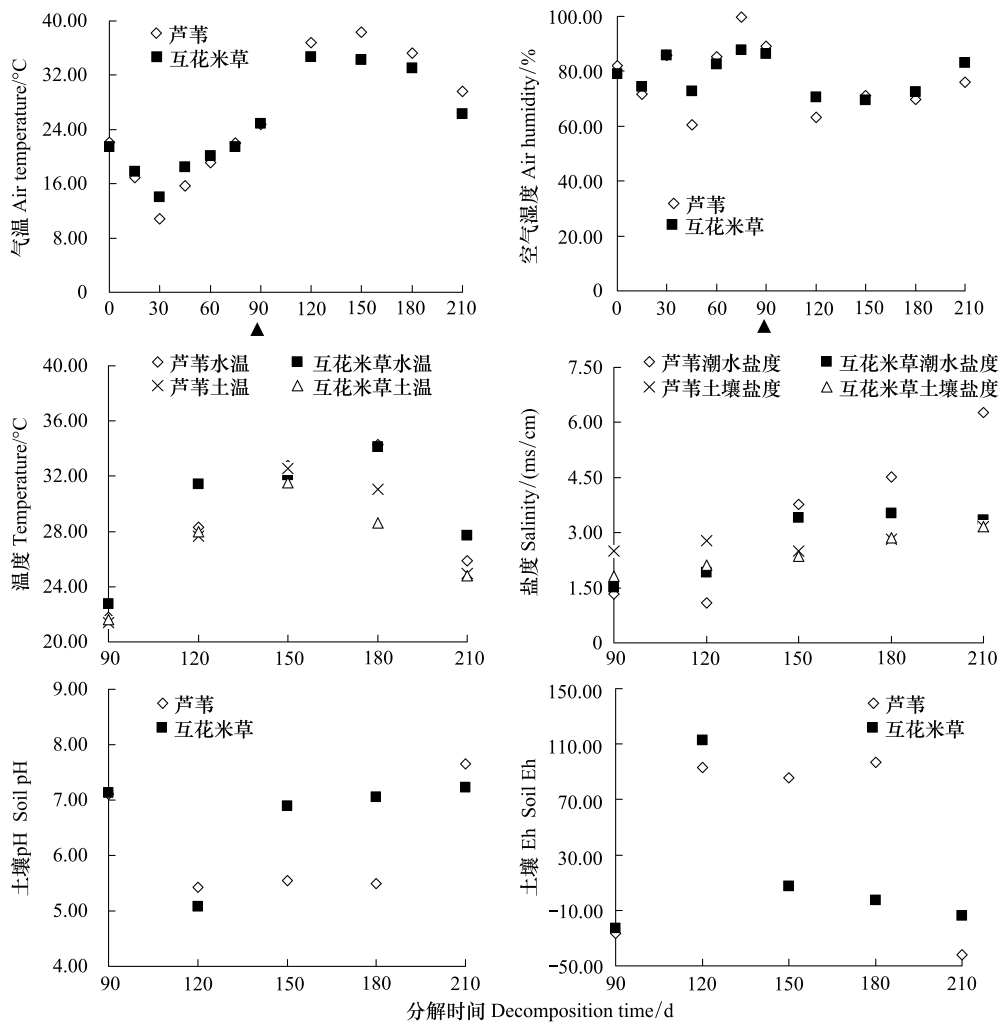


图5 枯落物分解过程环境因子动态

Fig. 5 Dynamics of environmental factors during the decomposition

▲:立枯和倒伏分解阶段的时间分界

(27.43)要低于互花米草(37.05),因此在芦苇在分解初期,易溶性碳水化合物快速的淋溶,分解较快,更易导致C的损失^[20]。2种植物枯落物立枯分解阶段N含量为下降趋势,Wrubleski等^[23]研究认为早期植物组织中可溶性蛋白质的淋溶损失,是导致枯落物中N浓度下降的主要原因。但这一变化趋势与Kuehn和Suberkropp^[24]的研究结果并不一致,在他们的研究中,淡水挺水植物*Juncus effusus*叶在分解过程中,N浓度呈上升而其绝对量稳定。Köchy和Wilson^[25]认为植物N的淋失或固持还决定于枯落物的基质(如C/N、C/P)及养分有效性。本研究中2种植物枯落物叶和花初始C/N较低(18.27—42.23),其自身的N源能够满足分解者的需求,因此在立枯阶段枯落物中过剩的N向外界释放。倒伏分解阶段,由于枯落物由完全暴露在空气的环境变为长期水淹状态,微生物需要从外界摄取N源营养来维持其分解活性,而倒伏阶段土壤盐度和潮水盐度的逐渐升高为枯落物中的微生物提供了重要的氮源,同时在真菌和细菌的作用下枯落物也可以吸收土壤的可利用性氮,因此枯落物中N含量逐渐升高。而Gessner^[26]的研究也表明,淹水条件下,*P. australis*的茎、叶、鞘在分解过程中相应枯落物N的浓度均为上升趋势,认为这与枯落物中微生物对外来氮源的固定有关。芦苇花和叶的枯落物分解15d后P含量急剧下降,Steinke等^[27]分析认为分解早期枯落物中P的快速下降是由于植物组织中可溶性物质的淋失。不过互花米草花和叶初始的C/P(294.11和517.37)相对芦苇C/P要高(241.51和420.39),分解受P的限制较强,需要增加P的含量以满足分解需求,因而分解初期并没有出现P含量的急剧下降,而是出现升高的现象。2种植物在倒伏阶段都有明显的P释放过程,这可能与植物组

织中 P 的大无机分子结构有关^[28]。但是分解 150 d 后枯落物中 P 浓度呈上升趋势,这可能是微生物自身生长过程中吸收养分造成的^[29-30]。另外一种可能是新凋落的叶淋失了大量的 P 素,分解过程微生物吸收导致 P 升高^[22],但是其机制还要进一步研究。

3.2 不同分解阶段枯落物主要元素积累-释放动态

枯落物中元素积累-释放取决于元素的损失率与重量的损失率之间的关系。2 种植物的枯落物在立枯阶段就有一定的重量损失率,同时 C、N 元素含量也在下降,因此 C、N 的 NAI 值在立枯阶段就已经下降。尽管倒伏分解阶段 C、N 元素含量都略有升高,C、N 元素损失率甚至为负值,但是此阶段温度较高,土壤沉积物的 pH 值接近中性,而且土壤 Eh 较高,透气性较好,微生物活性增强,枯落物分解加快,2 种植物重量损失率极大(仅为初始质量的 23.19%—32.48%),因此植物 C、N 的 NAI 值仍呈单调下降趋势,表明植物向环境中释放大量的 C、N。对三江平原典型湿地 3 种植物枯落物早期分解过程的研究也发现,枯落物有机碳绝对含量都表现为净释放^[31],杨继松等^[20]观测三江平原小叶章(*Deyeuxia angustifolia*)枯落物分解过程 N 的变化也有相似的结果,而闽江口湿地前期枯落物分解的研究也认为经常性的潮汐缩短了分解过程中 N 固持阶段滞留的时间,促进了 N 的损失^[17]。芦苇在分解 15 d 后 P 的 NAI 值出现大幅波动则主要是由于 P 含量的波动造成的,这可能与 P 的化合物的形式存在有关^[32],倒伏分解阶段植物 P 的波动可能和分解环境的变化,P 在潮汐和水淹过程中的流失和富集有关^[29]。

整个分解过程中互花米草花和叶的 C 含量都极显著高于芦苇($P < 0.01$),表明互花米草的入侵可以增加生态系统花和叶枯落物的 C 库。美国东海岸互花米草的报道也认为,互花米草能将大量的枯落物分配到空中^[6],中国长江入海口同样发现入侵植物互花米草空中枯落物在分解过程 C 含量高于本地种芦苇^[8]。但与他们的研究结果不同的是,本研究中,在整个分解过程互花米草花和叶枯落物的 N 含量和 NAI 值始终显著低于芦苇($P < 0.01$),因此互花米草降低了入侵生态系统枯落物的 N 库。这可能是由于芦苇样地的高程较低,受潮汐水淹的时间长,枯落物较多的水分导致大量的微生物如腐生固 N 微生物繁殖,其中藻青菌(*Cyanobacteria*)是固 N 的主要微生物类群,这些微生物能从空气中固定大量的氮^[33-34],同时微生物矿化作用又增加了可溶性氮的再生和有效性^[35]。在分解过程中互花米草枯落物叶的 P 含量极显著高于芦苇($F_{(1,20)} = 19.86, P < 0.001$);但是花的 P 含量却显著低于芦苇($F_{(1,20)} = 6.85, P < 0.05$),总体平均值差异不大,因此互花米草并没有显著增加入侵生态系统花和叶枯落物中的 P 库。

4 结论

(1) 闽江口湿地芦苇和互花米草花和叶在立枯分解阶段,植物就已经损失部分质量(残留率 68.11%—86.74%),立枯分解是湿地生态系统物质循环和养分分配的重要过程。多项式模型可以较好的描述 2 种植物花和叶的枯落物在整个分解过程中的残留率,决定系数(R^2)都达到 0.9 以上。

(2) 立枯阶段,互花米草花和叶枯落物的 C 含量较为稳定,而芦苇主要为波动下降;倒伏阶段后期,2 种植物都以升高为主。立枯分解阶段,2 种植物花和叶的 N 含量略有下降,倒伏阶段逐渐上升。植物枯落物 P 含量波动较大,特别是芦苇在立枯分解的早期(0—15 d)阶段有急剧下降现象,倒伏分解阶段,芦苇和互花米草 P 含量都有先下降后升高的过程。

(3) 2 种植物 C、N 的 NAI 值变化比较一致,在立枯和倒伏阶段,主要为下降趋势,表明 C、N 元素在分解过程中主要为淋溶释放。芦苇的花和叶中 P 的 NAI 值在立枯和倒伏分解阶段都经历了明显下降和升高的过程。互花米草 P 的 NAI 值在立枯阶段变化不大,倒伏阶段下降较为明显。

(4) 闽江口湿地互花米草的入侵可以增加湿地生态系统枯落物花和叶的 C 库,但同时降低了枯落物花和叶的 N 库,对植物枯落物花和叶的 P 库没有影响。

致谢: 本实验得到王维奇、黄佳芳、王宝霞等的帮助,实验过程中得到亚热带湿地研究中心团队的支持,特此致谢。

References:

- [1] Park S K, Cho K H. Nutrient leaching from leaf litter of emergent macrophyte (*Zizania latifolia*) and the effects of water temperature on the leaching process. *Korean Journal of Biological Sciences*, 2003, 7(4): 289-294.
- [2] Moretto A S, Distel R A. Decomposition of and nutrient dynamics in leaf litter and roots of *Poa ligularis* and *Stipa gyneriodes*. *Journal of Arid Environments*, 2003, 55(3): 503-514.
- [3] Tuomi M, Thum T, Järvinen H, Fronzek S, Berg B, Harmon M, Trofymow J A, Sevanto S, Liski J. Leaf litter decomposition-estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling*, 2009, 220(23): 3362-3371.
- [4] Wu H T, Lü X G, Yang Q. Factors affecting litter decomposition of wetland herbaceous macrophytes. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(11): 1405-1411.
- [5] Kuehn K A, Gessner M O, Wetzel R G, Suberkropp K. Decomposition and CO₂ evolution from standing litter of the emergent macrophyte *Eriarthus giganteus*. *Microbial Ecology*, 1999, 38(1): 50-57.
- [6] Newell S Y. Decomposition of shoots of a saltmarsh grass: methodology and dynamics of microbial assemblages. *Advances in Microbial Ecology*, 1993, 13: 301-326.
- [7] Newell S Y, Moran M A, Wicks R, Hodson R E. Productivities of microbial decomposers during early stages of decomposition of leaves of a freshwater sedge. *Freshwater Biology*, 1995, 34(1): 135-148.
- [8] Liao C Z, Tang X P, Cheng X L, Li B, Luo Y Q. Nitrogen dynamics of aerial litter of exotic *Spartina alterniflora* and native *Phragmites australis*. *Biodiversity Science*, 2010, 18(6): 631-637.
- [9] Bärlocher F. Pitfalls of traditional techniques when studying decomposition of vascular plant remains in aquatic habitats. *Limnetica*, 1997, 13(2): 1-11.
- [10] Yan Z P, Tong C. Impacts of exotic plant invasions on terrestrial ecosystem below-ground carbon cycling and carbon pool. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(9): 4440-4450.
- [11] Rothstein D E, Vitousek P M, Simmons B L. An exotic tree alters decomposition and nutrient cycling in a Hawaiian montane forest. *Ecosystems*, 2004, 7(8): 805-814.
- [12] Vinton M A, Goergen E M. Plant-soil feedbacks contribute to the persistence of *Bromus inermis* in tallgrass prairie. *Ecosystems*, 2006, 9(6): 967-976.
- [13] Newell S Y, Fallon R D, Miller J D. Decomposition and microbial dynamics for standing, naturally positioned leaves of the salt-marsh grass *Spartina alterniflora*. *Marine Biology*, 1989, 101(4): 471-481.
- [14] Newell S Y, Arsuffi T L, Palm L A. Seasonal and vertical demography of dead portions of shoots of smooth cordgrass in a south-temperate saltmarsh. *Aquatic Botany*, 1998, 60(4): 325-335.
- [15] Liao C Z, Luo Y Q, Fang C M, Chen J K, Li B. Litter pool sizes, decomposition, and nitrogen dynamics in *Spartina alterniflora*-invaded and native coastal marshlands of the Yangtze Estuary. *Oecologia*, 2008, 156(3): 589-600.
- [16] Liu B G, Tong C, Luo R T. Litter decomposition of three main plants in winter and spring in the marsh of Minjiang river estuary. *Journal of Fujian Normal University: Natural Science Edition*, 2008, 24(2): 80-85.
- [17] Tong C, Liu B G. Litter decomposition and nutrient dynamics in different tidal water submergence environments of estuarine tidal wetland. *Geographical Research*, 2009, 28(1): 118-128.
- [18] Liu, J Q, Zeng C S, Cheng L. Research of Minjiang River Estuary Wetland. Beijing: Science Press, 2005: 19-56.
- [19] Wang X E, Xue L, Xie T F. A review on litter decomposition. *Chinese Journal of Soil Science*, 2009, 40(6): 1473-1478.
- [20] Yang J S, Liu J S, Yu J B, Wang J D, Zhao W. Dynamics of major elements in *Deyeuxia angustifolia* litter during its decomposition in Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(6): 597-602.
- [21] Kuehn K A, Steiner D, Gessner M O. Diel mineralization patterns of standing-dead plant litter: implications for CO₂ flux from wetlands. *Ecology*, 2004, 85(9): 2504-2518.
- [22] Davis III S E, Corronado-Molina C, Childers D L, Day Jr J W. 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. *Aquatic Botany*, 2003, 75(3): 199-215.
- [23] Wrubleski D A, Murkin H R, van der Valk A G, Nelson J W. Decomposition of emergent macrophyte roots and rhizomes in a northern prairie marsh. *Aquatic Botany*, 1997, 58(2): 121-134.
- [24] Kuehn K A, Suberkropp K. Decomposition of standing litter of the freshwater emergent macrophyte *Juncus effusus*. *Freshwater Biology*, 1998, 40(4): 717-727.

- [25] Köchy M, Wilson S D. Litter decomposition and nitrogen dynamics in Aspen forest and mixed-grass prairie. *Ecology*, 1997, 78(3): 732-739.
- [26] Gessner M O. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 2000, 66(1): 9-20.
- [27] Steinke T D, Holland A J, Singh Y. Leaching losses during decomposition of mangrove leaf litter. *South African Journal of Botany*, 1993, 59(1): 21-25.
- [28] Twilley R R, Lugo A E, Patterson-Zucca C. Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 1986, 67(3): 670-683.
- [29] Ozalp M, Conner W H, Lockaby B G. Above-ground productivity and litter decomposition in a tidal freshwater forested wetland on Bull Island, SC, USA. *Forest Ecology and Management*, 2007, 245(1/3): 31-43.
- [30] Schilling E B, Lockaby B G. Relationships between productivity and nutrient circulation within two contrasting southeastern U. S. floodplain forests. *Wetlands*, 2006, 26(1): 181-192.
- [31] Wu H T, Lü X G, Yang Q, Jiang M, Tong S Z. The early-stage litter decomposition and its influencing factors in the wetland of the Sanjiang Plain, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(10): 4027-4035.
- [32] Puriveth P. Decomposition of emergent macrophytes in a Wisconsin marsh. *Hydrobiologia*, 1980, 72(3): 231-242.
- [33] Currin C A, Paerl H W. Epiphytic nitrogen fixation associated with standing dead shoots of smooth cordgrass, *Spartina alterniflora*. *Estuaries and Coasts*, 1998, 21(1): 108-117.
- [34] Moisaner P H, Piehler M F, Paerl H W. Diversity and activity of epiphytic nitrogen-fixers on standing dead stems of the salt marsh grass *Spartina alterniflora*. *Aquatic Microbial Ecology*, 2005, 39(3): 271-279.
- [35] Rice D L, Tenore K R. Dynamics of carbon and nitrogen during the decomposition of detritus derived from estuarine macrophytes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1981, 13(6): 681-690.

参考文献:

- [4] 武海涛, 吕宪国, 杨青. 湿地草本植物枯落物分解的影响因素. *生态学杂志*, 2006, 25(11): 1405-1411.
- [8] 廖成章, 唐小平, 程小玲, 李博, 骆亦其. 外来种互花米草和土著种芦苇空中凋落物氮动态的比较研究. *生物多样性*, 2010, 18(6): 631-637.
- [10] 闫宗平, 仝川. 外来植物入侵对陆地生态系统地下碳循环及碳库的影响. *生态学报*, 2008, 28(9): 4440-4450.
- [16] 刘白贵, 仝川, 罗榕婷. 闽江河口湿地3种主要植物冬春季枯落物分解特征. *福建师范大学学报:自然科学版*, 2008, 24(2): 80-85.
- [17] 仝川, 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.
- [18] 刘剑秋, 曾从盛, 陈宁. 闽江河口湿地研究. 北京: 科学出版社, 2005: 19-56.
- [19] 王相娥, 薛立, 谢腾芳. 凋落物分解研究综述. *土壤通报*, 2009, 40(6): 1473-1478.
- [20] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 王金达, 赵卫. 三江平原小叶章湿地枯落物分解及主要元素变化动态. *生态学杂志*, 2006, 25(6): 597-602.
- [31] 武海涛, 吕宪国, 杨青, 姜明, 佟守正. 三江平原典型湿地枯落物早期分解过程及影响因素. *生态学报*, 2007, 27(10): 4027-4035.

ACTA ECOLOGICA SINICA Vol. 32, No. 20 October, 2012 (Semimonthly)

CONTENTS

Characteristics of nitrous oxide (N ₂ O) emission from a headstream in the upper Taihu Lake Basin	YUAN Shufang, WANG Weidong (6279)
Nutrient dynamics of the litters during standing and sediment surface decay in the Min River estuarine marsh	ZENG Congsheng, ZHANG Linhai, WANG Tian'e, et al (6289)
Diversity and distribution of endophytic bacteria isolated from <i>Caragana microphylla</i> grown in desert grassland in Ningxia	DAI Jinxia, WANG Yujiong (6300)
Spatial distribution of <i>Trabala vishnou gigantina</i> Yang pupae in Shaanxi Province, China	ZHANG Yiqiao, ZONG Shixiang, LIU Yonghua, et al (6308)
Effects of drought stress on <i>Cyclobalanopsis glauca</i> seedlings under simulating karst environment condition	ZHANG Zhongfeng, YOU Yeming, HUANG Yuqing, et al (6318)
Ecosystem diversity in Jinggangshan area, China	CHEN Baoming, LIN Zhengguang, LI Zhen, et al (6326)
Niche dynamics during restoration process for the dominant tree species in montane mixed evergreen and deciduous broadleaved forests at Mulinzi of southwest Hubei	TANG Jingming, AI Xuenru, YI Yongmei, et al (6334)
Effects of different day/night warming on the photosynthetic characteristics and chlorophyll fluorescence parameters of <i>Sinocalycanthus chinensis</i> seedlings	XU Xingli, JIN Zexin, HE Weiming, et al (6343)
The effect of simulated chronic high wind on the phenotype of <i>Salsola arbuscula</i>	NAN Jiang, ZHAO Xiaoying, YU Baofeng (6354)
Responses of N and P stoichiometry on mulching management in the stand of <i>Phyllostachys praecox</i>	GUO Ziwu, CHEN Shuanglin, YANG Qingping, et al (6361)
Tree-ring-based reconstruction of the temperature variations in February and March since 1890 AD in southern Jiangxi Province, China	CAO Shoujin, CAO Fuxiang, XIANG Wenhua (6369)
Diel variations and seasonal dynamics of soil respirations in subalpine meadow in western Sichuan Province, China	HU Zongda, LIU Shirong, SHI Zuomin, et al (6376)
Effects of fire disturbance on litter mass and soil carbon storage of <i>Betula platyphylla</i> and <i>Larix gmelinii</i> - <i>Carex schmidtii</i> swamps in the Xiaoxing'an Mountains of Northeast China	ZHOU Wenchang, MU Changcheng, LIU Xia, et al (6387)
Variance analysis of soil carbon sequestration under three typical forest lands converted from farmland in a Loess Hilly Area	TONG Xiaogang, HAN Xinhui, WU Faqi, et al (6396)
Soil-property and plant diversity of highway rocky slopes	PAN Shulin, GU Bin, LI Jiexiang (6404)
Effects of slope position on soil microbial biomass of <i>Quercus liaotungensis</i> forest in Dongling Mountain	ZHANG Di, ZHANG Yuxin, QU Laiye, et al (6412)
Responses of water quality to landscape pattern in Taihu watershed; case study of 3 typical streams in Yixing	WANG Ying, ZHANG Jianfeng, CHEN Guangcai, et al (6422)
Study on the fairness of resource-environment system of Jiangxi Province based on different methods of Gini coefficient	HUANG Heping (6431)
Simulation of the spatial pattern of land use change in China; the case of planned development scenario	SUN Xiaofang, YUE Tianxiang, FAN Zemeng (6440)
Arable land change dynamics and their driving forces for the major countries of the world	ZHAO Wenwu (6452)
Denitrification characteristics of an aerobic denitrifying bacterium <i>Deffluibacter lusatiensis</i> str. DN7 using different sources of nitrogen	XIAO Jibo, JIANG Huixia, CHU Shuyi (6463)
Study on sustainable development in Nanjing based on ecological footprint model	ZHOU Jing, GUAN Weihua (6471)
Applying input-output analysis method for calculation of water footprint and virtual water trade in Gansu Province	CAI Zhenhua, SHEN Laixin, LIU Junguo, et al (6481)
Correlation analysis of spatial variability of Soil available nitrogen and household nitrogen inputs at Pujiang County	FANG Bin, WU Jinfeng, NI Shaoxiang (6489)
Characteristics of the fish assemblages in the intertidal salt marsh zone and adjacent mudflat in the Yangtze Estuary	TONG Chunfu (6501)
A comparison study on the secondary production of macrobenthos in different wetland habitats in Shenzhen Bay	ZHOU Fufang, SHI Xiuhua, QIU Guoyu, et al (6511)
Regurgitant from <i>Orgyia ericae</i> Germar induces calcium influx and accumulation of hydrogen peroxide in <i>Ammopiptanthus mongolicus</i> (Maxim. ex Kom.) Cheng f. cells	GAO Haibo, ZHANG Shujing, SHEN Yingbai (6520)
Behavior characteristics and habitat adaptabilities of the endangered butterfly <i>Teinopalpus aureus</i> in Mount Dayao	ZENG Juping, ZHOU Shanyi, DING Jian, et al (6527)
Community structure and dynamics of fig wasps in syconia of <i>Ficus microcarpa</i> Linn. f. in Fuzhou	WU Wenshan, ZHANG Yanjie, LI Fengyu, et al (6535)
Review and Monograph	
Review and trend of eco-compensation mechanism on river basin	ZHANG Zhiqiang, CHENG Li, SHANG Haiyang, et al (6543)
Definition and research progress of sustainable consumption; from industrial ecology view	LIU Jingru, LIU Ruiquan, YAO Liang (6553)
The estimation and application of the water footprint in industrial processes	JIA Jia, YAN Yan, WANG Chenxing, et al (6558)
Research progress in ecological risk assessment of mining area	PAN Yajing, WANG Yanglin, PENG Jian, et al (6566)
Scientific Note	
Litter amount and its dynamic change of four typical plant community under the fenced condition in desert steppe	LI Xuebin, CHEN Lin, ZHANG Shuoxin, et al (6575)
Effects of planting densities and modes on activities of some enzymes and yield in summer maize	LI Hongqi, LIN Haiming, LIANG Shurong, et al (6584)

《生态学报》2013 年征订启事

《生态学报》是中国生态学学会主办的生态学专业性高级学术期刊,创刊于 1981 年。主要报道生态学研究原始创新性科研成果,特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章;研究简报;生态学新理论、新方法、新技术介绍;新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。

《生态学报》为半月刊,大 16 开本,300 页,国内定价 90 元/册,全年定价 2160 元。

国内邮发代号:82-7,国外邮发代号:M670

标准刊号:ISSN 1000-0933 CN 11-2031/Q

全国各地邮局均可订阅,也可直接与编辑部联系购买。欢迎广大科技工作者、科研单位、高等院校、图书馆等订阅。

通讯地址:100085 北京海淀区双清路 18 号 电 话:(010)62941099; 62843362

E-mail: shengtaixuebao@rcees.ac.cn 网 址: www.ecologica.cn

编辑部主任 孔红梅 执行编辑 刘天星 段 靖

生 态 学 报

(SHENGTAI XUEBAO)

(半月刊 1981 年 3 月创刊)

第 32 卷 第 20 期 (2012 年 10 月)

ACTA ECOLOGICA SINICA

(Semimonthly, Started in 1981)

Vol. 32 No. 20 (October, 2012)

编 辑	《生态学报》编辑部 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085 电话:(010)62941099 www.ecologica.cn shengtaixuebao@rcees.ac.cn	Edited by	Editorial board of ACTA ECOLOGICA SINICA Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China Tel: (010)62941099 www.ecologica.cn Shengtaixuebao@rcees.ac.cn
主 编	冯宗炜	Editor-in-chief	FENG Zong-Wei
主 管	中国科学技术协会	Supervised by	China Association for Science and Technology
主 办	中国生态学学会 中国科学院生态环境研究中心 地址:北京海淀区双清路 18 号 邮政编码:100085	Sponsored by	Ecological Society of China Research Center for Eco-environmental Sciences, CAS Add: 18, Shuangqing Street, Haidian, Beijing 100085, China
出 版	科 学 出 版 社 地址:北京东黄城根北街 16 号 邮政编码:100071	Published by	Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷	北京北林印刷厂	Printed by	Beijing Bei Lin Printing House, Beijing 100083, China
发 行	科 学 出 版 社 地址:东黄城根北街 16 号 邮政编码:100071 电话:(010)64034563 E-mail: journal@espg.net	Distributed by	Science Press Add: 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China Tel: (010)64034563 E-mail: journal@espg.net
订 购	全国各地邮局	Domestic	All Local Post Offices in China
国外发行	中国国际图书贸易总公司 地址:北京 399 信箱 邮政编码:100044	Foreign	China International Book Trading Corporation Add: P. O. Box 399 Beijing 100044, China
广告经营 许 可 证	京海工商广字第 8013 号		



ISSN 1000-0933
CN 11-2031/Q

国内外公开发行

国内邮发代号 82-7

国外发行代号 M670

定价 70.00 元