第13卷 第2期 湿 地 科 学 Vol.13 No.2
2015年4月 WETLAND SCIENCE April 2015
DOI: 10.13248/j.cnki.wetlandsci.2015.02.001

黄河口潮滩盐沼沉积强度对碱蓬残体分解及氮动态的影响

孙志高[1,2],牟晓杰[3],王玲玲[2],孙万龙[2],孙文广[2,4]

(1. 福建师范大学亚热带湿地研究中心,湿润亚热带生态—地理过程教育部重点实验室,福建师范大学地理科学学院,福建 福州 350007;2. 中国科学院海岸带烟台海岸带研究所,山东 烟台 264003;3. 中国科学院湿地生态与环境重点实验室,中国科学院东北地理与农业生态研究所,吉林 长春 130102; 4. 中国科学院大学,北京 100049)

摘要:2008年4月至2009年11月,基于野外原位分解实验,模拟研究了黄河口潮滩盐沼沉积强度对中潮滩碱蓬(*Suaeda salsa*)和低潮滩碱蓬残体分解及氮动态的可能影响。沿水盐梯度,设中潮滩和低潮滩2个分解小区,每个分解小区分别设无沉积(0 mm/a)、当前沉积增加(100 mm/a)和未来沉积增加(200 mm/a)3种固定沉积处理。结果表明,沉积强度对中潮滩和低潮滩碱蓬残体的分解具有一定影响,强沉积下残体的失重率和分解速率一般较高。当前或未来沉积增强后,二者残体的分解速率分别将增加138.10%～235.56%和8.89%～10.20%,95%分解时间分别将减少58.01%～70.24%和7.94%～9.13%。未来沉积增加处理下,中潮滩碱蓬残体的氮含量最大,其次为当前沉积增加处理下的氮含量,无沉积处理下的氮含量最小,3种处理下的氮含量无显著差异($p>0.5$);低潮滩碱蓬残体在未来和当前沉积增加处理下的氮含量相当,无沉积处理下的氮含量最小,3种处理下的氮含量无显著差异($p>0.5$)。当前或未来沉积增强后,中潮滩碱蓬残体在分解阶段将大多表现为氮累积特征,而低潮滩碱蓬残体将一直表现为较强氮释放特征,C/N对二者残体分解过程中氮养分的调控作用更为重要。研究发现,当不同沉积强度下潮滩环境养分状况不发生较大变化时,中潮滩和低潮滩碱蓬残体的相对分解速率可能取决于其基质质量;当养分状况发生较大改变时,其相对分解速率可能取决于分解环境的养分供给状况。

关 键 词:残体分解;沉积;碱蓬盐沼;氮;黄河口

中图分类号:X142 **文献标识码**:A **文章编号**:1672-5948(2015)02-135-10

植物残体分解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]。潮滩盐沼处于海陆相互作用地带,是响应全球变化和人类活动较为敏感的生态系统之一。潮滩盐沼残体分解速率的高低在很大程度上影响着残体的现存量以及氮、磷等养分和其他物质向沉积物的归还,并通过潮汐扰动影响着潮间带的物质循环状况。目前,国外已在潮滩盐沼残体分解方面开展了较多研究,且研究内容已涉及残体分解特征、影响因素(水分和盐分梯度等)和元素释放规律等方面[2~10]。与之相比,国内的相关研究主要集中于闽江河口盐沼[11~14]和长江口盐沼[15,16],且研究内容已涉及残体分解规律和元素变化特征[11~16]。总体而言,当前国内外的相关研究大多停留在分解规律与一般影响因素的探讨上,对诸如沉积特征与行为、潮汐扰动、养分可利用性和生物区系等方面的影响研究还鲜有报道。

黄河三角洲是中国暖温带保存最完整、最广阔和最年轻的湿地系统,也是东北亚内陆和环西太平洋鸟类迁徙的重要中转站、越冬栖息地和繁殖地。碱蓬(*Suaeda salsa*)为一年生植物,是黄河三角洲重要的盐生植物之一,而作为黄河口潮滩演替先锋阶段的碱蓬盐沼,是黄河三角洲丹顶鹤(*Grus japonensis*)、白鹭(*Egretta garzetta*)、鸻形目(Columbiformes)鸟类等的主要栖息地,同时还具有维持湿地系统正常演替、防风固堤和调节气候等多重重要功能[17~19]。潮汐是影响潮滩盐沼变化的重要驱动力,在海陆相互作用下,潮滩地带的各种环境因素变化剧烈、频繁,潮滩的稳定性、干扰程度和频率也在不断变换,潮滩面貌和结构始终

收稿日期:2013-12-31;**修订日期**:2014-08-12

基金项目:国家自然科学基金项目(41371104, 41171424)资助。

作者简介:孙志高(1979-), 男, 山东省烟台人, 博士, 研究员, 主要从事河口湿地生物地球化学研究。E-mail: zgsunyic@126.com

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

处于变化之中。在碱蓬分布区内，由于潮滩不同地带环境条件特别是水盐条件的差异，分别在中潮滩和低潮滩形成了绿色和紫红色两种不同表现型的碱蓬群落，其在生长旺期的株高和地上生物量分别为(52.8 ± 17.9) cm (n = 50)、(902.1 ± 195.8) g/m^2(n = 5)和(28.0 ± 5.5) cm (n = 48)、(253.3 ± 62.5) g/m^2 (n = 5)[19]。沉积被认为是影响潮滩盐沼生态过程的关键因素之一，其作用程度往往取决于盛行风速引起的潮汐物理扰动的强弱[20]。2002年以来，为了恢复黄河三角洲退化湿地，国家先后实施了17次调水调沙工程。在调水调沙期间，大量泥沙入海的同时也有相当数量沉积于河口盐沼。据估计，受调水调沙工程和潮汐扰动沉积的共同影响，黄河口碱蓬盐沼的全年沉积可增加约90～100 mm/a[21]。目前，国内关于黄河口不同表现型碱蓬残体分解及养分动态对沉积强度响应的对比研究还未见报道，而对此进行研究将有利于明确碱蓬盐沼的物质循环特征。本研究以位于黄河入海口北部的中潮滩和低潮滩碱蓬残体为研究对象，探讨了不同沉积强度对两种残体失重率、分解速率和氮养分动态的影响，研究结果可以为黄河口潮滩盐沼的物质循环、能量流动和生态过程等研究提供重要基础数据。

1 材料与方法

1.1 研究区

实验于2008年4月至2009年11月在山东省黄河三角洲国家级自然保护区(东营)今黄河入海口北部的潮滩进行。黄河三角洲国家级自然保护区(37°40′N～38°10′N，118°41′E～119°16′E)于1992年经国家林业局批准建立，是全国最大的河口三角洲自然保护区，在世界范围河口湿地生态系统中具有较强的代表性[22]，主要保护黄河口新生湿地系统和珍稀濒危鸟类。该区属暖温带季风气候区，具有明显大陆性季风气候特点，雨热同期，四季分明，冷热干湿界限极为明显；年平均气温为12.1 ℃，无霜期为196 d，≥10 ℃积温为4 300 ℃，年蒸发量为1 962 mm，年降水量为551.6 mm，70%的降水集中于7～8月[21]。该区的土壤类型主要为隐域性潮土和盐土，主要植物为芦苇(*Phragmites australis*)、芦苇-荻(*Triarrhena sacchariflora*)、穗状狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、柽柳(*Tamarix chinensis*)和碱蓬等。

1.2 方 法

1.2.1 实验方法

黄河口潮滩分布的主要为演替先锋阶段的碱蓬盐沼，且主要因环境条件(特别是水盐状况)的差异，分别在中潮滩和低潮滩形成两种不同表现型的碱蓬群落。为了模拟当前或未来沉积增强对植物残体分解的可能影响，实验沿水盐梯度设中潮滩和低潮滩2个典型分解小区(5 m × 5 m，相距约3 km)，每个分解小区又分别设无沉积(0 mm/a)、当前沉积增加(100 mm/a)和未来沉积增加(200 mm/a)3种固定沉积处理。无沉积处理通过将分解袋置于地表来模拟，当前沉积增加和未来沉积增加处理则通过一次性覆盖相应厚度沉积物来模拟。为防止潮汐物理扰动所携带沉积物对分解小区沉积环境的影响，分解小区四周采取围网措施，以拦截潮水中携带的沉积物。根据两个分解小区所受潮汐的影响程度，确定围网高度为1.5 m，围网网眼为0.25 mm × 0.25 mm。

植物残体分解基于野外原位分解袋法。分解袋由网眼为0.5 mm × 0.5 mm的尼龙网制成，规格为20 cm × 20 cm。2008年4月5日，将在中潮滩和低潮滩碱蓬群落内分别收集的碱蓬残体带回实验室，剪成10 cm左右的小段，用蒸馏水清洗且烘干后，分别装进不同标记的分解袋中(区分类型)，每袋15 g(干质量)，两种碱蓬残体的基本性质详见表1。2008年4月22日，将制好的两种残体分解袋(210个)依次投放到中潮滩和低潮滩的分解小区中，并进行3种强度的固定沉积处理。实验进行时，同步测量1.5 m高度处气温、地表(0 cm)温度、土温(5 cm、10 cm、15 cm和20 cm深度)、沉积物含水量、沉积物pH和电导率等环境因子。

1.2.2 样品采集与分析

实验期内(0～571 d)，不定期从各分解小区中取回分解袋(3～4个重复)。分别于2008年7月11日(第80 d)、8月9日(第109 d)、9月20日(151 d)、10月20日(181 d)和11月5日(207 d)以及2009年4月26日(371 d)、6月25日(431 d)、8月25日(492 d)、11月12日(571 d)进行了9次采样。及时将取回的分解袋带回实验室，去掉泥土并拣出袋内杂物，用去离子水将样品清洗干净后，80 ℃烘干至恒质量。称质量后，将样品用植物粉碎机磨碎，过0.25 mm筛，采用元素分析仪测定样品的总碳和总氮含量；采用H_2SO_4-H_2O_2消煮-钼锑抗比色法测定总磷含

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表1　两种碱蓬残体的基本性质

Table 1　Basic properties of 2 types of *Suaeda salsa* litters

类　型	总碳质量分数(%)	总氮质量比(mg/kg)	总磷质量比(mg/kg)	总硫质量比(mg/kg)	C/N
中潮滩碱蓬	(40.92 ± 0.24)[a]	(3 550.37 ± 319.73)[a]	(544.40 ± 117.54)[a]	(1 922.95 ± 296.25)[a]	(115.76 ± 11.10)[a]
低潮滩碱蓬	(37.33 ± 1.17)[a]	(4 551.75 ± 138.31)[a]	(824.58 ± 42.69)[a]	(2 980.26 ± 383.09)[a]	(82.08 ± 5.06)[a]

注：同列相同字母表示数据间在$p<0.05$水平上差异不显著。

量；采用HNO_3-$HClO_4$消煮—$BaSO_4$比浊法测定总硫含量。

1.2.3　相关指标计算

植物残体分解过程中干物质残留率(W_t/W_0)的变化可以用单项指数模型来描述：

$$W_t/W_0 = e^{-kt} \quad (1)$$

公式(1)中，W_t(g)为分解t时间后残体的残留量；W_0(g)为残体的初始质量；k(1/month)为分解速率常数；t(month)为分解时间。

植物残体分解过程中氮的累积或释放可用氮积累指数(NAI)表示：

$$NAI = M_tX_t/M_0X_0 \times 100\% \quad (2)$$

公式(2)中，M_t(g)为残体在t时刻的干物质质量；X_t(mg/kg)为t时刻残体的氮含量；M_0(g)为残体干物质的初始质量；X_0(mg/kg)为残体初始氮含量。若$NAI<100\%$，说明残体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。

1.2.4　数据处理与统计

运用Origin7.5软件进行作图、计算和数学模拟。运用SPSS10.0软件进行单因素方差分析和Pearson相关分析。

2　结果与分析

2.1　植物残体失重率

由图1可知，在571 d分解期间，在不同沉积强度下，中潮滩和低潮滩碱蓬残体失重率的变化模式较一致，总体上在波动增加。0～109 d期间，中潮滩和低潮滩碱蓬残体损失非常明显，在不同沉积强度下，二者的失重率分别为20.14%～47.24%和43.47%～47.75%，物质损失量分别占总损失量的42.16%～64.42%和56.58%～62.35%；110～207 d期间，残体损失速率开始降低，其失重率在此间分别增加了3.72%～13.63%和11.54%～15.18%；第207天至翌年春季(371 d)，二者残体的失重率都呈较为平缓的变化，其值分别为24.79%～64.43%和60.29%～64.42%；之后，二者失重率又开始增加，至实验结束(第571天)，其值分别为47.78%～77.50%和76.58%～77.00%。0～571 d期间，对于中潮滩碱蓬残体，未来沉积增加处理下的失重率最大，其次为当前沉积增加处理下的失重率，无沉积处理的失重率最小，三种处理下的失重率差异显著($p<0.01$)；对于低潮滩碱蓬

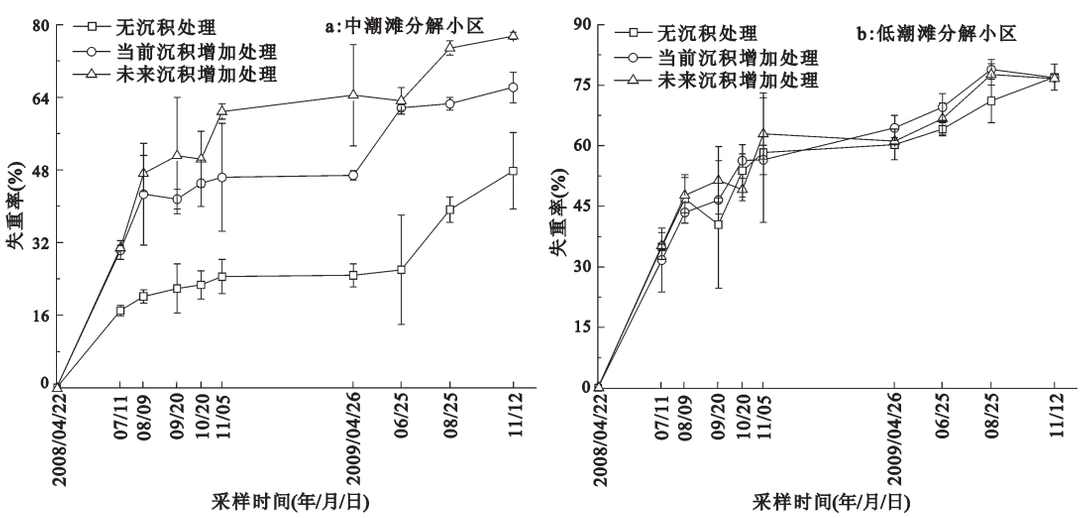

图1　不同沉积强度处理下中潮滩(a)和低潮滩(b)碱蓬残体失重率的变化

Fig.1　Changes of mass loss of *Suaeda salsa* litter at middle (a) and low (b) tidal banks under different sedimentation intensity treatments

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

残体，3种处理下的失重率非常相近，三者无显著差异($p>0.05$)。这说明沉积强度对于中潮滩碱蓬残体物质损失的影响程度要大于低潮滩碱蓬残体。潮滩盐沼当前或未来沉积增强后，中潮滩碱蓬残体的失重率分别将增加17.32%和37.37%，而低潮滩碱蓬残体失重率的变化并不明显。

2.2 植物残体分解速率

不同沉积强度处理下的中潮滩和低潮滩碱蓬残体残留率的指数拟合模型详见表2。

表2 不同沉积强度处理下中潮滩和低潮滩碱蓬残体残留率的指数拟合模型

Table 2 Exponential simulation models of mass remaining rates of litters of *Suaeda salsa* at middle and low tidal banks under different sedimentation intensity treatments

沉积强度	中潮滩碱蓬残体残留率		低潮滩碱蓬残体残留率	
(mm/a)	指数拟合模型	R^2	指数拟合模型	R^2
0	$W_t/W_0=e^{-0.0315t}$	0.692	$W_t/W_0=e^{-0.0990t}$	0.780
100	$W_t/W_0=e^{-0.0750t}$	0.671	$W_t/W_0=e^{-0.1078t}$	0.887
200	$W_t/W_0=e^{-0.1057t}$	0.809	$W_t/W_0=e^{-0.1089t}$	0.790

未来沉积增加处理下的中潮滩和低潮滩碱蓬残体的年分解速率最大(表3)，其次为当前沉积增加处理下的分解速率，无沉积处理的分解速率最小，三种处理下的分解速率差异显著($p<0.01$)，说明沉积强度对于二者残体的分解速率具有重要影响，强沉积强度下残体的分解速率较高，反之则较低。两种残体在原有环境中的年分解速率分别为0.378/a和1.188/a，95%分解所需时间分别为7.93 a和2.52 a。与无沉积相比，当前或未来沉积增加后，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的年分解速率分别将增加138.10%和235.56%、8.89%和10.20%，而95%分解所需时间分别将减少58.01%和70.24%、7.94%和9.13%。

表3 不同沉积强度处理下中潮滩和低潮滩碱蓬残体年分解速率和分解时间

Table 3 Annual decomposition rates/times of litters of *Suaeda salsa* at middle and low tidal banks under different sedimentation treatments

沉积强度	中潮滩碱蓬残体		低潮滩碱蓬残体	
(mm/a)	年分解速率(/a)	95%分解时间(a)	年分解速率(/a)	95%分解时间(a)
0	0.378 0	7.93	1.1880	2.52
100	0.900 0	3.33	1.2936	2.32
200	1.268 4	2.36	1.3068	2.29

2.3 植物残体氮含量

由图2可知，不同沉积强度下，中潮滩或低潮滩碱蓬残体在分解过程中的氮含量变化较为一致，但中潮滩或低潮滩碱蓬残体间的变化模式差异较大。在中潮滩分解小区，不同沉积强度下，中潮滩碱蓬残体的氮含量在0～371 d期间分别呈不同变化模式，之后，呈增加趋势；至571 d，在无沉积、当前和未来沉积增加处理下，中潮滩碱蓬残体的氮含量分别为(11 584.06 ± 260.60) mg/kg、(13 384.49 ± 493.93) mg/kg和(14 941.70 ± 889.19) mg/kg，为初期的3.26倍、3.77倍和4.21倍。在低潮滩分解小区，在无沉积和当前沉积增加处理下，低潮滩碱蓬残体的氮含量变化较为一致，其在0～207 d期间都呈“M”型变化，之后，整体呈增加趋势；在未来沉积增加处理下，低潮滩碱蓬残体的氮含量在0～207 d期间呈“N”型变化，之后亦呈增加趋势；至571 d，在无沉积、当前和未来沉积增加处理下，低潮滩碱蓬残体的氮含量分别为(14 525.94 ± 1 747.65) mg/kg、(14 533.06 ± 161.48) mg/kg和(14 083.44 ± 401.61) mg/kg，为初期的3.19倍、3.19倍和3.09倍。比较而言，未来沉积增加处理下中潮滩碱蓬残体的氮含量最大，其次为当前沉积增加处理下的氮含量，无沉积处理下的氮含量最小；当前和未来沉积增加处理下低潮滩碱蓬残体的氮含量相近，都大于无沉积处理下的氮含量，说明沉积强度对于二者残体氮含量的变化模式具有重要影响，但这种影响并未导致不同沉积处理间存在显著差异($p>0.5$)。

2.4 残体氮累积与释放

不同沉积强度下，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的氮积累指数变化整体可分为累积、释放和累积—释放交替变化，其在不同沉积处理间的变化模式差别较大(图3)。在中潮滩分解小区，在无沉积处理下，中潮滩碱蓬残体的氮在分解阶段一直发生不同程度的净累积，其氮积累指数为101.16%～170.37%；在当前沉积增加处理下，中潮滩碱蓬残体的氮除在第207天发生净释放外(氮积累指数为86.98%)，其他时期都发生不同程度的净累积(氮积累指数为100.95%～127.46%)；与之相比，在未来沉积增加处理下，中潮滩碱蓬残体的氮除在第151天、207～371 d和第571天发生净释放外(氮积累指数为77.74%、78.17%～90.11%和94.69%)，其他时期都发生不同程度的净累积(氮积累指数为

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

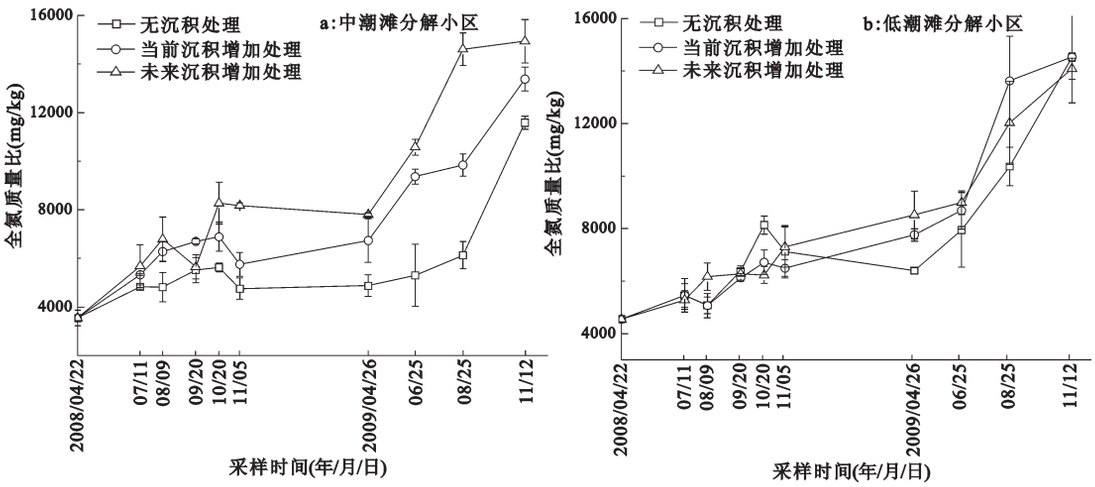

图2　不同沉积强度处理下中潮滩(a)和低潮滩(b)碱蓬残体氮含量变化

Fig.2　Changes of nitrogen contents of *Suaeda salsa* litter at middle (a) and low (b) tidal banks under different sedimentation intensity treatments

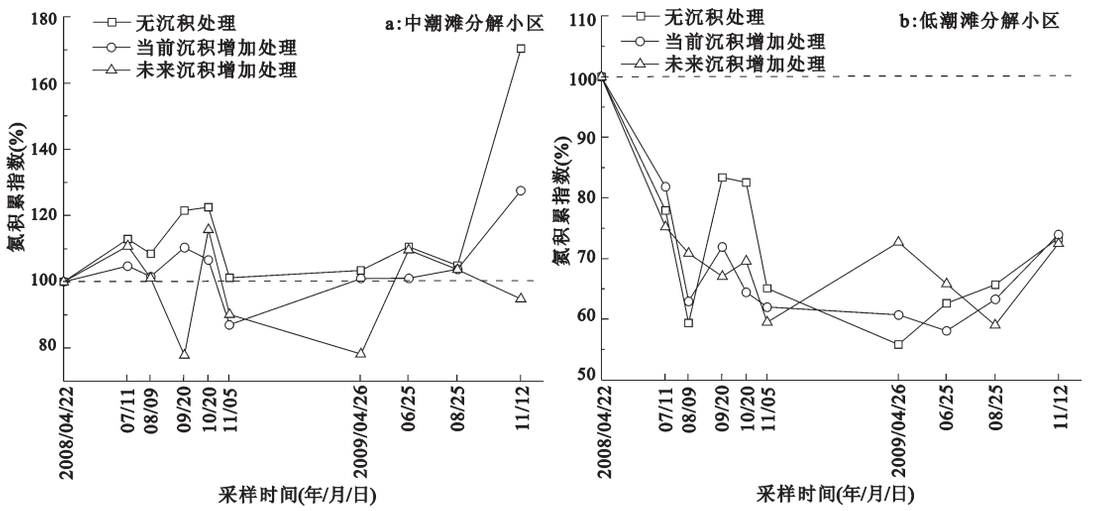

图3　不同沉积强度处理下中潮滩(a)和低潮滩(b)碱蓬残体氮积累系数的变化

Fig.3　Changes of nitrogen accumulation index of *Suaeda salsa* litter at middle (a) and low (b) tidal banks under different sedimentation intensity treatments

101.03%～110.71%)。在低潮滩分解小区,3种沉积处理下,低潮滩碱蓬残体的氮在分解阶段一直发生不同程度的净释放,且氮绝对量分别降低16.61%～44.22%、18.16%～41.95%和24.80%～41.10%。整体而言,尽管沉积强度对于二者残体的氮绝对量变化存在一定影响,但并未达到显著水平($p>0.5$)。

3　讨　论

3.1　沉积强度对残体分解及氮动态的影响

本研究表明,沉积强度对于中潮滩和低潮滩碱蓬残体的分解速率具有重要影响,未来沉积增加下的中潮滩和低潮滩碱蓬残体的分解速率明显高于无沉积和当前沉积增加处理(见表3)。但Vargo S M等[9]关于沉积物性质和沉积行为对密歇根湖湿地挺水植物分解影响的研究则表明,沉积作用可明显抑制*Typha latifolia*、*Typha angustifolia*和*Sparganium eurycarpum*残体的分解。一般而言,沉积作用可以通过抑制O_2浓度和无脊椎动物的活动等而明显抑制挺水植物分解的进行[9]。Freeman C等[10]对泥炭地(沉积作用较强)残体分解的研究发现,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,进而对残体分解产生抑制。导致本研究与前人研究结果差异的原因可能主要与潮滩盐沼沉积物中较高的O_2浓度和小型无脊椎动物[日本大眼蟹(*Macrophthalmus japonicus*)和伍氏厚

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

蟹(*Helice wuana*)为优势种]的活动有关。由于螃蟹为黄河口潮滩盐沼最为典型的小型动物，其洞穴垂直深度为15～20 cm，并在20 cm深度左右建造水平或倾斜栖息洞穴，由此使得20 cm深度沉积物中的O_2浓度可能明显高于10 cm深度，进而可能导致未来沉积增加下残体的分解速率最高。本研究还表明，尽管不同沉积处理下两种残体分解过程中的氮含量不存在显著差异($p>0.5$)，但当前和未来沉积增加下残体的氮含量总体要高于无沉积下的氮含量(见图2)。而Vargo S M等[9]的研究表明，进行贫磷和富磷粘土沉积尽管对密歇根湖湿地 *Sparganium eurycarpum* 和 *Typha angustifolia* 的残体分解具有明显抑制作用，但两种残体中的氮、磷含量都不受沉积的影响，而 *Typha latifolia* 残体的氮含量在无沉积条件下要比沉积条件下高的多。已有研究表明，不同湿地植物残体在分解过程中的氮含量存在阶段性的增加[13,22,23]，原因除与非氮物质的损失有关外，更重要的是与微生物的固持作用和分解有机物的交换吸附作用使残体中的氮从分解环境中得到补充有关[24]。因此，导致本研究中当前和未来沉积增加下两种残体氮含量与相关结果差异的原因可能主要与潮汐、沉积物矿化和养分垂直淋溶等过程有关，使得不同深度沉积物的养分条件发生频繁变化，进而使得相应沉积深度残体中的氮从分解环境(如潮水、潮滩沉积物)中得到补充有关，可能正是由于养分的垂直淋溶和前述小型动物(螃蟹)的活动使得当前和未来沉积增加下残体中的氮含量高于无沉积处理。研究还发现，尽管当前和未来沉积增加下残体中的氮含量高于无沉积处理，但其氮绝对量变化则呈不同变化特征，即中潮滩碱蓬残体的氮绝对量随沉积强度增加由累积模式转变为累积—释放交替模式，而低潮滩碱蓬残体的氮绝对量则表现为不同强度的释放模式(见图3)，原因可能主要与不同沉积强度下残体的残留量有关。相关分析表明，中潮滩和低潮滩碱蓬残体在不同沉积强度下的残留率与氮积累系数的相关性差异较大(表4)。在无沉积处理下，中潮滩碱蓬残体的残留率与氮积累系数显著负相关($p<0.05$)，与之相比，低潮滩碱蓬残体的残留率与氮积累系数在3种处理下都显著正相关($p<0.05$或$p<0.01$)，说明不同沉积强度下低潮滩碱蓬残体氮绝对量变化受残留量的影响比中潮滩碱蓬残体更明显。相对于中潮滩，低潮滩受潮汐的影响更为频繁，由此使得其在相同沉积强度下沉积物的水分含量较高(表5)，加之低潮滩碱蓬残体较高的分解速率(见表3)使得其氮养分可能更容易从残体中流失。

表4 不同沉积强度处理下中潮滩(a)和低潮滩(b)碱蓬残体残留率与氮积累系数的相关系数

Table 4 Correlation coefficients between mass remaining rate and nitrogen accumulation index of *Suaeda salsa* litters at middle (a) and low (b) tidal banks under different sedimentation intensity treatments

类型	无沉积处理	当前沉积增加处理	未来沉积增加处理
中潮滩碱蓬	−0.638*	−0.326	0.202
低潮滩碱蓬	0.732*	0.811**	0.862**

注：*表示在$p<0.05$水平上差异显著；**表示在$p<0.01$水平上差异显著。下同。

3.2 不同沉积强度下C/N对残体分解及氮动态的影响

C/N是反映和预测分解速率的指标[25]。当C/N较高时，残体分解缓慢，反之较快[26]。由于分解过程中C/N的变化反映了残体中氮的相对累积与释放程度，而残体的相对分解速率可以说明残体在某一时段内平均分解速率的相对大小，因此借助它们的关系可以说明分解过程中残体氮含量与分解速率之间的关系。本研究表明，无沉积处理下，

表5 不同沉积强度处理下中潮滩和低潮滩沉积物电导率和水分含量

Table 5 Electronic conductivities and moistures of sediments at middle and low tidal banks under different sedimentation intensity treatments

沉积强度	中潮滩沉积物		低潮滩沉积物	
(mm/a)	电导率(mS/cm)	水分体积分数(cm^3/cm^3)	电导率(mS/cm)	水分体积分数(cm^3/cm^3)
0	$(5.58 \pm 2.80)^a$	$(31.42 \pm 3.90)^a$	$(18.07 \pm 0.43)^a$	$(36.27 \pm 1.61)^a$
100	$(11.52 \pm 2.29)^b$	$(42.80 \pm 1.20)^b$	$(7.85 \pm 0.75)^b$	$(46.66 \pm 0.87)^b$
200	$(9.83 \pm 0.94)^c$	$(43.97 \pm 1.03)^c$	$(6.96 \pm 0.84)^c$	$(45.08 \pm 1.14)^c$

注：同列不同字母表示数据间在$p<0.05$水平上差异显著。

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

中潮滩碱蓬残体的C/N与相对分解速率、氮含量的相关系数都为负值(表6)，说明残体中氮的相对累积量越低，C/N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[22,23]；与之相比，无沉积、当前和未来沉积增加处理下，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的C/N与相对分解速率的相关系数多为正值，但也都未通过显著性检验，原因可能与不同时期不同分解环境的养分状况(氮、磷)及供给有关。Davis S M[27]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 J T A和Toth E[28]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 J T A和Arts H H M[29]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。氮、磷供给增加对枯落物的分解也有重要影响，因为增加氮、磷供给可改变分解环境的C/N和C/P。Aerts R和Caluwe H D[30]的研究表明，在氮沉降较多的地区，增加氮沉降可以促进枯落物的分解。Xie Y H等[31]的研究还发现，增加磷的可利用性对*Eichhornia crassipes*的分解有重要影响，其分解速率提高68%～87%。由于中潮滩和低潮滩(特别是低潮滩)经常受到潮汐(不规则半日浅海潮)养分交换的影响，且伴随着潮汐物理扰动，潮滩沉积作用亦较为强烈，其最终结果导致不同潮滩环境的养分状况发生频繁变化，由此可能影响到残体的分解速率。在本研究中，当不同时期中潮滩和低潮滩的氮、磷养分状况不发生较大变化时，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的相对分解速率在很大程度上可能取决于其基质质量指标(C/N、C/P等)；当中潮滩和低潮滩的养分状况因潮汐养分交换、潮汐扰动沉积等过程发生较大改变时，二者残体的相对分解速率在很大程度上可能取决于分解环境的养分供给状况。这与孙志高等[32]对三江平原小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)残体分解影响机制的相关结论相近。由于C/N可以反映微生物对养分的需求状况，所以常被认为是影响残体氮含量变化的重要基质质量指标。Berg B[33]的研究表明，残体营养元素动态与碳/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持，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。本研究相关分析表明，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的氮含量与C/N都显著负相关($p<0.01$)，说明C/N对不同残体分解过程中氮养分的调控作用可能更为重要。已有研究表明，氮是黄河口中潮滩的重要限制性养分，而在低潮滩，其同时受氮、磷养分的限制[34,35]。因此，在中潮滩和低潮滩碱蓬残体分解过程中，微生物对营养元素的需求可能更多的是受氮限制，而这又就进一步说明了C/N对中潮滩和低潮滩碱蓬残体分解过程氮养分的调控作用。

3.3　不同沉积强度下其他因素对残体分解的影响

本研究表明，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的失重率在生长季(5～11月)较高，而在非生长季(12～4月)较低且变化平缓。通过对比两种残体失重率以及相对应的温度条件(图4)可知，生长季潮滩盐沼的热量条件较好，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，潮滩盐沼热量条件较差，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。这与前人的研究结果较为一致[36~38]。水盐条件对于两种残体分解亦具有重要影响，其中水分条件主要是通过影响不同深度沉积物的通气状况而间接影响有机物质的转化方向和速度[39]。随着水分含量的增加，残体中的O_2浓度下降，CO_2浓度上升，水分适度可使O_2浓度处于微生物新陈代谢的最佳状态，进而有利于残体的分解。但如果水分过多会限制气体交换，使O_2很快被消耗，进而又会抑制生物的新陈代谢[40]。本研究中，低潮滩不同深度沉积物的水分含量都高于中潮滩(见表5)，且低潮滩碱蓬残体分解速率亦高于中潮滩碱蓬残体(见表2)，说明低潮滩较好的水分条件在一定程度上促进了碱蓬残体的分解。Lin C等[8]对东澳大利亚Rock Mouth Creek河口有机物质分解速率及溶解氧的研究亦发现，滞水条件下溶解氧的消耗和有机物质的分解速率均加快。本研究亦表明，低潮滩表层沉积物的盐分含量明显高于中潮滩(见表5)，且低潮滩表层的碱蓬残体分解速率亦明显高于中潮滩碱蓬残体(见表2)，说明低潮滩较高的盐分条件在一定程度上促进了残体的分解。Mendelssohn I A等[3]在日德兰半岛北部自然盐分梯度带上对纤维素分解程度的研究也得到类似结论，即在最高盐分处，每日的CTSL(Cotton Tensile Strength Loss)显著增加。此外，由于不同微生物均有最适宜活动的pH

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

表6 不同沉积强度处理下中潮滩(a)和低潮滩(b)碱蓬残体C/N与分解速率、氮含量的相关系数

Table 6 Correlation coefficients between C/N ratios and decomposition rates, nitrogen contents of *Suaeda salsa* litters at middle (a) and low (b) tidal banks under different sedimentation intensity treatments

项 目		无沉积处理	当前沉积增加处理	未来沉积增加处理
C/N与分解速率的相关系数	中潮滩碱蓬	−0.009	0.399	0.439
	低潮滩碱蓬	0.526	0.625	0.465
C/N与氮含量相关系数	中潮滩碱蓬	−0.910**	−0.915**	−0.896**
	低潮滩碱蓬	−0.919**	−0.956**	−0.961**

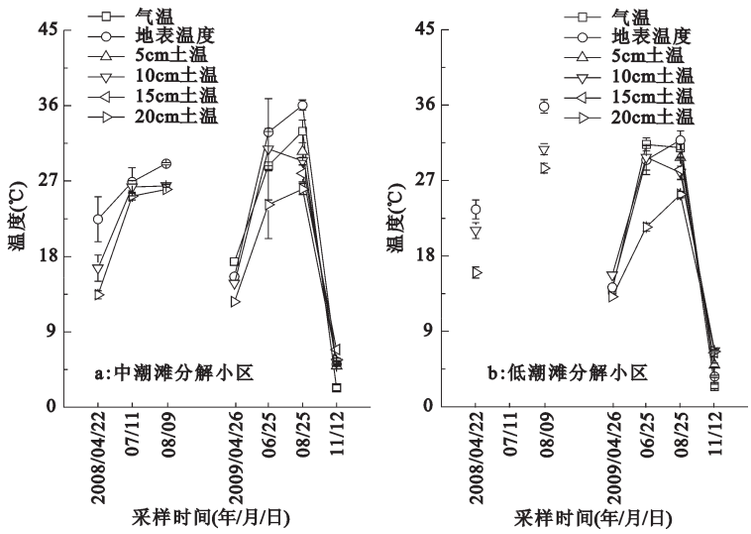

图4 中潮滩和低潮滩气温和沉积物温度变化

Fig.4 Changes of air temperature and sediment temperatures at middle (a) and low (b) tidal banks

和可能适应的范围，所以pH过高或过低都会对微生物活性产生抑制作用[39]。Leuven R S E W和Wolfs W J[41]的研究发现，pH显著影响*Juncus bulbosus*枯落物的分解。Hohmann J和Neely R K[42]的研究还表明，增加酸度可抑制*Sparganium eurycarpum*枯落物的分解。分解200 d后，在pH为4、6和8的情况下，枯落物剩余干质量分别为原来的47.5%、27.9%和7.3%。本研究中，中潮滩和低潮滩沉积物的pH分别为(7.71 ± 0.08)和(8.32 ± 0.12)(n = 6)，呈弱碱性，说明不同潮滩沉积物的pH在一定程度上亦可以影响不同微生物的活性，进而对不同残体的分解速率产生重要影响。

4 结 论

在黄河口潮滩盐沼，未来沉积增加处理下的中潮滩碱蓬残体的失重率最大，其次为当前沉积增加处理下的失重率，无沉积处理下的失重率最小；3种沉积强度处理下低潮滩碱蓬残体的失重率相当；沉积强度对中潮滩碱蓬残体物质损失的影响要强于低潮滩碱蓬；当前或未来沉积增强后，中潮滩碱蓬残体失重率将增加17.32%～37.37%，而低潮滩碱蓬残体失重率变化不大。

中潮滩和低潮滩碱蓬残体的分解速率都是在未来沉积增加处理下最大，当前沉积增加处理下次之，无沉积处理下最小，即强沉积下残体的分解速率较高。当前和未来沉积增强后，二者的分解速率分别将增加138.10%～235.56%和8.89%～10.20%，95%分解时间分别将减少58.01%～70.24%和7.94%～9.13%。

未来沉积增加处理下的中潮滩碱蓬残体的氮含量最大，当前沉积增加处理下次之，无沉积处理下最小；当前和未来沉积增加处理下的低潮滩碱蓬残体的氮含量相近，无沉积处理下的氮含量最小。尽管沉积强度对于二者氮含量和氮绝对量变化存在一定影响，但都未达到显著水平(p＞0.5)。C/N对二者残体分解过程中氮养分的调控作用更为重要。

当不同沉积强度下潮滩环境养分状况不发生较大变化时，中潮滩和低潮滩碱蓬残体的相对分解速率可能取决于其基质质量；当养分状况发生

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

较大改变时，相对分解速率可能取决于环境养分的供给状况。

参考文献

[1]Mistch W J, Gosselin J G. Wetlands[M]. New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc., 2000.

[2]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[J]. Marine Biology, 1989, **101**: 471-481.

[3]Mendelssohn I A, Sorrell B K, Brix H, *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]Bouchard V, Lefeuvre J C. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: carbon and nitrogen budgets [J]. Aquatic Botany, 2000, **67**: 23-42.

[5]Anesio A M, Abreu P C, Biddanda B A. The role of free and attached microorganisms in the decomposition of estuarine macrophyte detritus[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2003, **56**: 197-201.

[6]Foote A E, Reynolds K A. Decomposition of saltmeadow cordgrass (Spartina patens) in Louisiana coastal marshes[J]. Estuaries, 1997, **20**(3): 579-588.

[7]Hemminga M A, de Leeuw J, de Munck W, *et al*. Decomposition in estuarine salt marshes: the effect of soil salinity and soil water content[J]. Vegetatio, 1991, **94**: 25-33.

[8]Lin C, Wood M, Haskins P, *et al*. Controls on water acidification and de-oxygenation in an estuarine waterway, eastern Australia[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2004, **61**: 55-63.

[9]Vargo S M, Neely R K, Kirkwood S M. Emergent plant decomposition and sedimentation: response to sediments varying in texture, phosphorus content and frequency of deposition[J]. Environmental and Experimental Botany. 1998, **40**: 43-58.

[10]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**: 1 663-1 667.

[11]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[J]. 中国环境科学, 2012, **32**(9): 1 683~1 687.

[12]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[J]. 地理研究, 2009, **28**(1): 118~128.

[13]曾从盛, 张林海, 王天鹅, 等. 闽江河口湿地植物枯落物立枯和倒伏分解主要元素动态[J]. 生态学报, 2012, **32**(20): 6 289~6 299.

[14]张林海, 曾从盛, 张文娟, 等. 闽江河口湿地枯落物分解及主要影响因子[J]. 应用生态学报. 2012, **23**(9): 2 404~2 410.

[15]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): 44~50.

[16]Liao C Z, Luo Y Q, Fang C M, *et al*. Litter pool sizes, decomposition, and nitrogen dynamics in Spartina alterniflora-invaded and native coastal marshlands of the Yangtze estuary[J]. Oecologia, 2008, **156**: 589-600.

[17]田家怡, 王秀凤, 蔡学军, 等. 黄河三角洲湿地生态系统保护与恢复技术[M]. 青岛: 中国海洋大学出版社, 2005.

[18]孙志高, 牟晓杰, 陈小兵, 等. 黄河三角洲湿地保护与恢复的现状、问题与建议[J]. 湿地科学, 2011, **9**(2): 107~115.

[19]牟晓杰, 孙志高, 王玲玲, 等. 黄河口滨岸潮滩不同生境下翅碱蓬氮的累积与分配特征[J]. 湿地科学, 2010, **8**(1): 57~66.

[20]Maun M A. Adaptation enhancing survival and establishment of seedlings on coastal dune systems[J]. Vegetatio. 1994, **111**: 59-70.

[21]Sun Z G, Mou X J, Lin G H, *et al*. Effects of sediment burial disturbance on seedling survival and growth of Suaeda salsa in the tidal wetland of the Yellow River estuary[J]. Plant and Soil, 2010, **337**: 457-468.

[22]Sun Z G, Mou X J, Tian H Q, *et al*. Phosphorus biological cycle of the different Suaeda salsa marshes in the Yellow River estuary of China[J]. Environmental Earth Science, 2013, **69**: 2 595-2 608.

[23]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): 1 297~1 302.

[24]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

[25]Taylor B R, Parkinson D, Parsons W F J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test[J]. Ecology, 1989, **70**(1): 97-104.

[26]Moretto A, Distel R A. 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.

[27]Davis S M. 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.

[28]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.

[29]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.

[30]Aerts R, Caluwe H D. Effects of nitrogen supply on canopy structure and leaf nitrogen distribution in Carex Species[J]. Ecology, 1994, **75**: 1 482-1 490.

[31]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.

[32]孙志高, 刘景双, 于君宝, 等. 模拟湿地水分变化对小叶章枯落物分解及氮素动态的影响[J]. 环境科学, 2008, **29**(8): 2 081-2 093.

[33]Berg B. Nutrient release from litter and humus in coniferous forest soils-a mini review[J]. Scandinavian Journal of Forest Research, 1986, **1**: 359-369.

[34]Sun Z G, Mou X J, Sun J K, *et al*. Nitrogen Biological cycle characteristics of seepweed (*Suaeda salsa*) wetland in intertidal zone of Huanghe (Yellow) River estuary[J]. Chinese Geographical Science, 2012, **22**(1): 15-28.

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

[35]Mou X J, Sun Z G, Wang L L, *et al*. Nitrogen biological cycle of a typical Suaeda salsa marsh ecosystem in the Yellow River estuary[J]. Journal of Environmental Sciences, 2011, **23**(6): 958-967.

[36]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.

[37]高俊琴, 欧阳华, 吕宪国, 等. 三江平原小叶章湿地枯落物分解及其影响因子研究[J]. 水土保持学报, 2004, **18**(4): 121~124.

[38]李新华, 刘景双, 杨继松. 三江平原小叶章湿地枯落物和根分解及其硫元素释放动态[J]. 湿地科学, 2007, **5**(1): 76~82.

[39]蔡晓明. 生态系统生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2000.

[40]Laiho R, Laine J, Trettin C C, *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**: 1 095-1 109.

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

[42]Hohmann J, Neely R K. Decomposition of *Sparganium eurycarpum* under controlled pH and nitrogen regimes[J]. Aquatic Botany, 1993, **46**(1): 17-33.

Effects of Sedimentation Intensity on Decomposition and Nitrogen Dynamics of *Suaeda salsa* Litters in Salt Marshes in Tidal Bank of the Yellow River Estuary

SUN Zhigao[1,2], MOU Xiaojie[3], WANG Lingling[2], SUN Wanlong[2], SUN Wenguang[2,4]

(1. *Centre of Wetlands in Sub–tropical Regions*, *Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographical Process of Ministry of Education*, *School of Geographical Sciences*, *Fujian Normal University*, *Fuzhou* 350007, *Fujian*, *P.R.China*;
2. *Yantai Institute of Coastal Zone Research*, *Chinese Academy of Sciences*, *Yantai* 264003, *Shandong*, *P.R.China*;
3. *Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment*, *Northeast Institute of Geography and Agroecology*, *Chinese Academy of Sciences*, *Changchun* 130102, *Jilin*, *P.R.China*; 4. *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *P.R.China*)

Abstract: The potential effects of sedimentation intensity on decomposition and nitrogen dynamics of the *Suaeda salsa* litters in salt marshes in middle and low tidal banks in the Yellow River estuary were investigated by *in situ* experiment from April 2008 to November 2009. Two decomposition sub-zones were laid in intertidal zone along the water and salinity gradients. Three one-off sedimentation treatments (no sedimentation (0 mm/a), current sedimentation (100 mm/a) and strong sedimentation (200 mm/a)) were designed in each decomposition sub-zone. The results showed that sedimentation intensity had great influences on the decomposition of the litters. High mass loss and decomposition rate were generally observed in the strong sedimentation treatment. If the sedimentation was enhanced, the decomposition rates of the litters in salt marshes in middle and low tidal banks would increase 138.10%-235.56% and 8.89%-10.20%, and the 95% decomposition time would decrease 58.01%-70.24% and 7.94%-9.13%, respectively. Higher nitrogen contents of the litters in middle tidal bank were observed in strong sedimentation treatment compared to no sedimentation and current sedimentation treatments ($p>0.5$). Comparatively, the nitrogen contents of the litters in the low tidal bank with current and strong sedimentation treatments were approximate and higher than those in no sedimentation treatment ($p>0.5$). As the sedimentation was enhanced, the litters in the middle tidal bank would immobilize nitrogen from decomposition environment in most periods while the litters in low tidal bank would release more nitrogen to environment, which might be regulated by C/N ratios during decomposition. This study found that the relative decomposition rates, to a great extent, might depend on the substrate quality of the litters in the middle and low tidal banks if the nutrient status of decomposition environment did not change greatly. In reverse, if the nutrient status of environment varied significantly, the relative decomposition rates, to a great extent, might depend on the supplement of nutrient in environment.

Keywords: litter decomposition; sedimentation; *Suaeda salsa* salt marshes; nitrogen; Yellow River estuary

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net