

苏北潮滩湿地不同生态带有机质来源辨析与定量估算

高建华^{1, 2}, 杨桂山², 欧维新³

(1. 南京大学海岸与海岛开发教育部重点实验室, 南京 210093; 2. 中国科学院南京地理与湖泊研究所流域室, 南京 210008; 3. 南京农业大学土地管理学院, 南京 210095)

摘要:对苏北潮滩湿地表层沉积物以及不同生态带柱状沉积物与植被中的 TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 的含量进行分析, 并通过不同的指标进行相互验证, 探讨各测量指标的分布规律, 分析不同生态带植被和沉积物间的生物地球化学作用, 定量估算不同生态带有机物的来源, 对比不同生态带及其植被在苏北潮滩湿地有机质富集中的作用。结果表明: TOC、TN、C/N 和 $\delta^{13}\text{C}$ 都表现出了比较明显的地带性分布特征; 光滩以及光滩和互花米草过渡带内的有机质来源以海源为主, 互花米草滩以陆源为主, 盐蒿滩也以海源为主, 互花米草对生态系统内的有机质有着重要的贡献; 研究区互花米草滩、盐蒿滩和芦苇地内, 每年新增的 TOC、有机质和 TN 分别达到了 6 451 t、16 595 t 和 536 t; 互花米草滩对 TOC、有机质和 TN 的富集量要远大于其它几个带, 在整个潮滩湿地生态系统的物质循环和交换中也发挥着不可替代的作用。

关键词:有机质; 稳定碳氮同位素; 辨析; 估算; 苏北

中图分类号: X171.1; P736 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2005)06-0051-06

Analysizing and Quantitatively Evaluating the Organic Matter Source at Different Ecologic Zones of Tidal Salt Marsh, North Jiangsu Province

GAO Jian-hua^{1, 2}, YANG Gui-shan², OU Wei-xin³

(1. Ministry of Education Key Laboratory of Coastal and Island Development, Nanjing University, Nanjing 210093, China; 2. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academic of Sciences, Nanjing 210008, China; 3. College of Land Administration, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: The indicators including TOC, TN, C/N, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of surface sediments, core sediments and plants of tidal salt marshes in North Jiangsu Province are analyzed. Subsequently, distribution regularities of these measurement indicators are discussed, and the biogeochemistry processes between sediments and plants are also analyzed. Lastly, the organic matter sources of different ecologic zones in tidal salt marsh are evaluated, and the organic matter accumulations in different ecologic zones induced by their plants are also compared. The results indicate that TOC, TN, C/N and $\delta^{13}\text{C}$ show obviously zonal distribution. The organic matter sources are dominated by marine input in silt flat, *Artemisia schrenkiana* flat, and the transition zone between silt and *Spartina alterniflora* flat, and controlled by terrigenous input in *Spartina alterniflora* flat. *Spartina alterniflora* plays an important role in the accumulation of organic matter in the whole tidal salt marshes ecosystem. In study area, the annually increased TOC, organic matter and TN in *Spartina alterniflora* flat, *Artemisia schrenkiana* flat and reed flat respectively reach 6 451 t, 16 595 t and 536 t. The amount of TOC, organic matter and TN accumulated in *Spartina alterniflora* flat are more than those in other ecological zones, which show that the *Spartina alterniflora* flat exert nonreplaceable effect on the material cycle and exchange in the whole tidal salt marshes ecosystem.

Key words: organic matter; stable carbon and nitrogen isotopes; differentiating and analysizing; evaluating; North Jiangsu Province

潮滩湿地是一种特殊类型的滨海湿地, 作为潮滩湿地生态系统分带性的重要标志, 盐沼植物由于具有很高的生产力而在整个生态系统物质循环中发挥着不可忽视的重要作用。北美潮滩湿地的研究表明, 米草等植被对其生态系统净生产力的贡献率可高达 74% ~ 86%^[1], Bull 等也曾估算^[2], 在以互花米草为主要植被的潮滩湿地, 保存在沉积物中的有机质有 37% ~ 100% 来源于互花米草植被。有机质既是潮滩湿地生态系统物质循环的一个关键成分, 也是维持整个生态系统高生产力和高生物量的基础, 因此许多学者分别针对有机质源、汇及生物地球

化学过程展开了研究^[3~6]。研究表明, 植物和藻类通常都是潮滩湿地生态系统有机质的重要来源^[7], 在不同地区的潮滩湿地, 其贡献程度主要由地理位置、纬度位置等因素来决定^[3]。

苏北潮滩湿地是全国乃至全球连片面积最大、生态类型最齐全和冲淤演变最复杂的典型淤泥质潮

收稿日期: 2004-12-28; 修订日期: 2005-06-22

基金项目: 江苏省自然科学基金项目(BK2005165); 国家自然科学基金项目(40371111); 江苏省“333 工程”资助项目

作者简介: 高建华(1973~), 男, 辽宁抚顺人, 博士后, 主要从事海岸带潮滩湿地过程与资源环境效应的研究, E-mail: gjh-nju@sohu.com

滩湿地,总面积达 $5\,100\text{ km}^2$,由于特殊的演化过程而自陆向海形成了草滩-盐蒿泥滩-泥沙混合滩-粉沙滩 4 个平行带^[8],这种底质及其上覆植被的平行状分布规律,必然造成潮滩湿地生态系统内部物质循环特征的分带性差异.盐城国家珍禽自然保护区核心区的新洋港段潮滩湿地与其他地区的潮滩湿地相比,受人类开发活动的影响相对较小,生态分带性明显,能较好地反映原生状态下潮滩湿地的物质循环特征.近年来,以稳定同位素作为示踪剂研究生态系统中营养物质和能量流动成为了解生态系统动态变化的重要手段之一^[9],因此本文拟通过对保护区核心区潮滩表层、柱状沉积物以及不同植被中的 TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 的含量进行分析,并对不同的指标进行相互验证,探讨上述各测量指标的分布规律,分析不同生态带植被和沉积物间的生物地球化学作用,定量估算不同生态带有机物的来源,对比不同生态带及其植被在整个潮滩湿地有机质富集中的作用.

1 材料与方法

江苏盐城珍禽国家级自然保护区总面积约 $4.5 \times 10^4\text{ km}^2$,是一个典型的潮滩湿地生态系统,其核心区在新洋港至斗龙港之间,面积约 $1.74 \times 10^4\text{ km}^2$.2004-07 在新洋港潮滩湿地的不同生态带共采集 9 个表层样和 5 个柱状样(图 1).柱状样的采集部位分别位于光滩(G)、互花米草滩和光滩的交界部位(MQ,约距米草滩 50 m)、米草滩(M)、盐蒿滩(Y)和芦苇地(LW),采样深度为 0.2 m.在互花米草、盐蒿和芦苇带的典型地段分别随机采集 10 株植被,分别测定沉积物以及植物样品的地上部分的茎、叶和地下根的总有机碳(TOC)、总氮(TN)、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 的含量,柱状沉积物的 TOC 和 TN 的测试间距为 2 cm, $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 的测试间距为 4 cm.

沉积物样品的测量方法为:TOC 用重铬酸钾法测定;TN 用重铬酸钾-硫酸硝化法溶样,然后用凯氏定氮法测定氮含量;植物样品中:TOC:重铬酸钾-硫酸氧化,用硫酸亚铁滴定法;TN 用硫酸-双氧水消煮法溶样,然后用凯氏定氮法测定氮含量.

有机碳、氮同位素测定:在美国 Thermo Finnigan 公司生产的 Deltaplus advantage 气体同位素质谱仪上进行测定,结果以 PDB 标准和大气氮为参考标准.利用 2003 年 1:10 000 航测矢量数据,在地理信息系统软件支持下,建立拓扑关系,获得不同生态带面积数据.

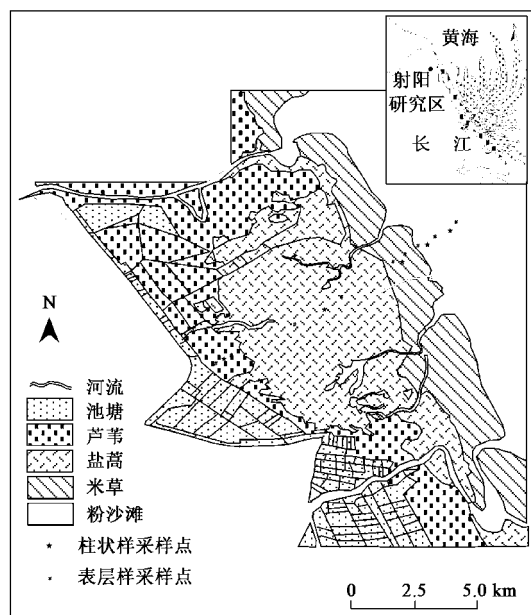


图 1 研究区和采样点分布

Fig. 1 Location map of study area and sampling stations

2 结果与讨论

2.1 水平分布特征

光滩、互花米草与光滩之间的过渡带、盐蒿滩和芦苇地等生态带的表层沉积物中的各项测量指标比较接近(图 2).从总体上看,TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 在不同生态带的分布规律分别为:TOC 和 TN,互花米草滩 > 芦苇地 > 盐蒿滩 > 互花米草和光滩过渡带 > 光滩;C/N,互花米草滩 > 盐蒿滩 > 芦苇地 > 互花米草和光滩过渡带 > 光滩; $\delta^{13}\text{C}$,芦苇地 < 光滩 < 互花米草和光滩过渡带 < 盐蒿滩 < 互花米草滩; $\delta^{15}\text{N}$ 没有明显的分布规律,除了在光滩和盐蒿滩中出现了 2 个较小值外,其余部位沉积物中 $\delta^{15}\text{N}$ 的含量相差不大.

2.2 垂向分布特征

由图 3 可见,TOC 和 TN 在不同生态带内 0 ~ 20 cm 范围内的垂向富集量与表层样的分布类似,即,互花米草滩 > 芦苇地 > 盐蒿滩 > 互花米草和光滩过渡带 > 光滩.其中,芦苇地由于受到腐殖化的影响,其表层到 10 cm 范围内有个高含量分布区,表层的 TOC 和 TN 含量分别达到了 $9\,067\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $934\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,甚至大于互花米草滩表层沉积物的含量.

互花米草滩的 C/N 大多介于 12 ~ 15 之间,芦苇地垂向变化稳定在 10 左右,盐蒿滩则在 10 ~ 12 之间变化.光滩、互花米草和光滩之间的过渡带内,

C/N 垂向变化较为剧烈,光滩的 C/N 在 6~10 之间,互花米草和光滩过渡带除了在 12~14cm 深处出现了 12.5 的极大值外,其余层位均在 8~10 的范围内波动。 $\delta^{13}\text{C}$ 的垂向分布在整个潮滩湿地也表现出了明显的地带性,其中盐蒿滩和互花米草滩、光滩与互花米草和光滩之间过渡带内的 $\delta^{13}\text{C}$ 分布比较接近,二者的数值分别介于 $-17\text{‰} \sim -20\text{‰}$ 和 $-22\text{‰} \sim -20\text{‰}$ 之间,芦苇地的 $\delta^{13}\text{C}$ 含量较小,整个潮滩湿地 $\delta^{13}\text{C}$ 含量的垂向分布也呈现两边低中间高的分布模式。 $\delta^{15}\text{N}$ 的分布模式相对复杂,整个潮滩湿地的表层(0~8cm) $\delta^{15}\text{N}$ 含量较为接近,没有明显的分布规律,在 8~20cm 范围内,芦苇地和光滩的分布较为类似($9\text{‰} \sim 10\text{‰}$),而潮滩湿地的其他 3 个生态带在数值上则更为接近($7\text{‰} \sim 9\text{‰}$)。

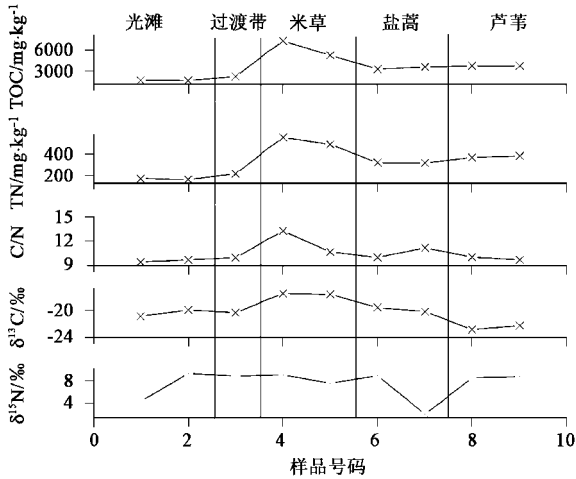


图 2 TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 在不同生态带内的水平分布

Fig.2 Characteristics of TOC, TN, C/N, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ horizontal distributions in different ecologic zones of tidal flat

2.3 不同植被茎、叶和根的 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 含量

C3 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 为 $-23\text{‰} \sim -36\text{‰}$, C4 植物的 $\delta^{13}\text{C}$ 为 $-10\text{‰} \sim -18\text{‰}$ ^[10], 因此本文中的芦苇和盐蒿属于 C3 植物,而互花米草则属于 C4 植物。从各项测量指标在不同植被地上(茎叶)和地下部分(根)的含量来看(表 1):盐蒿根部的 TOC 和 TN 含量大于茎叶,而芦苇和互花米草则是茎和叶的含量大于根;3 种植被根部的 C/N 要远大于茎和叶;3 种植被根部和茎叶中 $\delta^{13}\text{C}$ 的含量相差不大,但互花米草中的 $\delta^{13}\text{C}$ 要远大于盐蒿和芦苇; $\delta^{15}\text{N}$ 在互花米草和盐蒿体内的含量相差不大,但芦苇根部的含量要远大于茎和叶,芦苇体内的 $\delta^{15}\text{N}$ 含量最大,而互花米草的含量最小。

2.4 潮滩湿地不同生态带植被和沉积物间的有机物循环作用

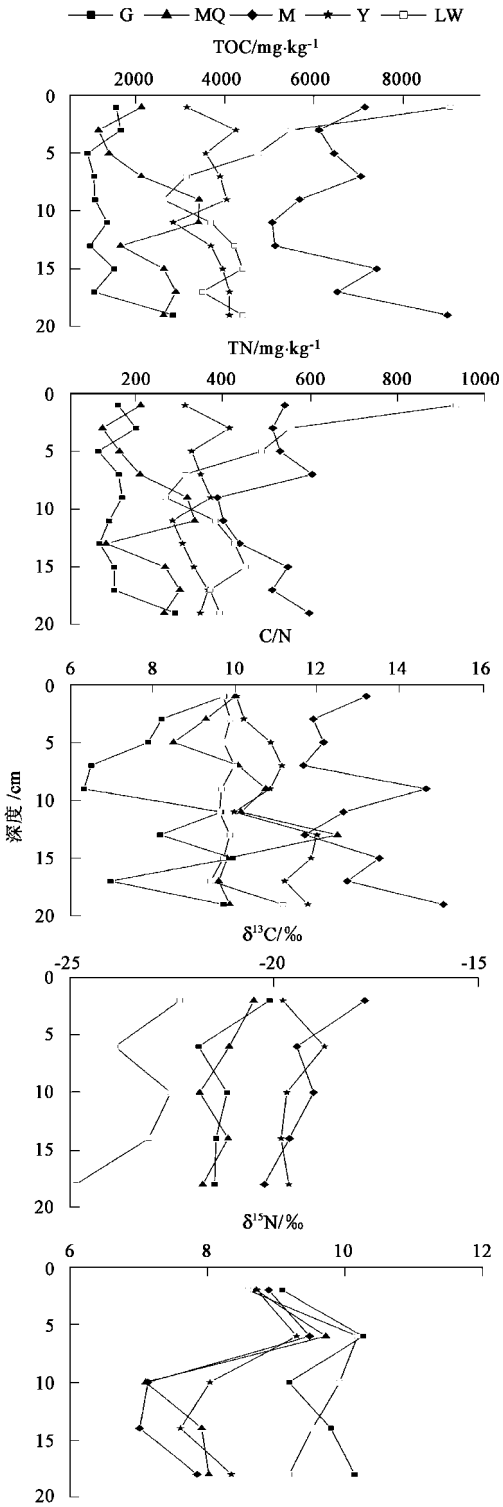


图 3 TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 在不同生态带内的垂向分布

Fig.3 Characteristics of TOC, TN, C/N, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ vertical distributions in different ecologic zones of tidal flat

C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 都可被用来指示有机质的潜在物源分布,但本文图 2 和图 3 的结果显示,研究区各生态带的 $\delta^{15}\text{N}$ 没有明显的分布规律,这可能是由于 N 的发生硝化、反硝化、同化和异化以及藻

表 1 不同植被茎叶和根中 TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 含量

Table 1 Contents of TOC, TN, C/N, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in *Spartina alterniflora*, *Artemisia schrenkiana* and reed

项目	互花米草		盐蒿		芦苇	
	茎叶	根	茎叶	根	茎叶	根
TOC/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	406.70	373.64	349.96	408.74	448.58	435.62
TN/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	14.39	8.11	13.65	6.07	21.59	9.83
C/N	28.26	46.05	25.64	67.36	20.78	44.32
$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	-13.80	-13.85	-29.90	-28.86	-26.88	-25.42
$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	6.42	6.20	8.48	8.54	11.61	27.67

类吸收作用都可以造成 N 同位素分馏,从而影响到有机质中 N 同位素的组成^[11,12].吴莹等^[13]和刘敏等^[6]曾对此做过专门的探讨.

从物源上讲,整个潮滩湿地有机质主要有 2 种来源,一是本地植物的输入(陆源),二是浮游和底栖生物等(海源).通常陆源和海源有机质的 C/N 比值分别是 >12 和 $6\sim9$ ^[14].从潮滩湿地几个带表层和柱状沉积物中 C/N 的变化来看,其分布格局基本可以反映出海源和陆源物质由海向陆物源沿程分配的变化,即互花米草滩有机质以陆源为主,光滩与互花米草和光滩过渡带以海源为主,而盐蒿滩的 C/N 介于陆源和海源的域值之间,似乎来源于陆源和海源的有机质相对均衡.从 $\delta^{13}\text{C}$ 的分布来看,光滩以及光滩和互花米草过渡带内表层沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 值约为 -20‰ 左右,和海水中的浮游植物以及藻类的 $\delta^{13}\text{C}$ 值($-23\text{‰}\sim-18\text{‰}$)比较接近^[7],说明其物源以海源为主,与 C/N 的分析结果一致.但对于有植被覆盖的互花米草、盐蒿和芦苇 3 个带,很难单凭其沉积物中的 $\delta^{13}\text{C}$ 值对其物源作出判断.由于本地植物是整个生态系统有机物的一个重要来源,因此本文将沉积物和其上覆植被的 $\delta^{13}\text{C}$ 含量进行对比,结果表明:芦苇地 0~20cm 深度沉积物中 $\delta^{13}\text{C}$ 的平均含量为 -23.34‰ ,与地上茎叶(-26.88‰)和地下根(-25.42‰)的含量相比变化不大;互花米草和盐蒿滩沉积物中的 $\delta^{13}\text{C}$ 值虽然比较接近($-20\text{‰}\sim-19\text{‰}$),但 2 种植物同底部沉积物中的 $\delta^{13}\text{C}$ 相比相差较大,其中互花米草的地上茎叶和地下根的 $\delta^{13}\text{C}$ 分别比柱状沉积物的平均含量高 5.4%,而盐蒿则分别低 10.4%和 9.3%.芦苇地由于水动力条件以及生境与潮滩湿地的其它部位有着明显的差异^[15],其生物地球化学过程相对独立于整个潮滩湿地生态系统的其它部位,因此其 C/N 分布较其它几个带相对稳定, $\delta^{13}\text{C}$ 特征明显不同于互花米草和盐蒿滩.

虽然互花米草和盐蒿滩沉积物中的 $\delta^{13}\text{C}$ 值较为接近,但二者沉积物中 $\delta^{13}\text{C}$ 相对于上覆植被的

变化却有着明显的差异.本文拟主要从物源物理混合过程以及地表植被和沉积物间的生物地球化学循环过程差异 2 个方面来进行探讨.本地植物的输入一部分来源于植物死亡的地下根茎,另一部分来源于植物地上部分的枯落生物量.虽然潮滩植物生长季节所产生的地上生物量大部分都被分解或被潮水带到外海,只有少量残留在沉积物中^[16].但保存在湿地中的枯落植物体,由于受到挺立植株(特别是互花米草)的阻挡作用,大多散落在盐蒿和互花米草滩的沉积物中.这些残留的植物体,经过潮水动力混合作用后,发生分解和矿化作用,使相当一部分物质淋滤散失到水体和沉积物中.因此,在互花米草和盐蒿滩中的 C/N 和 $\delta^{13}\text{C}$ 值并非只受各自植被的影响,而更多的是反映了受到潮水混合作用后的互花米草和盐蒿两种植被双重的影响.

从地表植被和沉积物间的物质循环过程来看,相对于底部沉积物 C/N 的 10~15,其植株体内有着更高的 C/N(茎和叶 20~28,根 44~68),这既是由于不同物源的混合作用,也是由于植物体内 C、N 分解速度和释放数量的差异造成的^[5].以互花米草为例,在其分解的最初阶段,首先失去的是一些可溶性物质,随后在微生物的作用下,其体内有机物的分解释放则要持续几个月,剩下的一些难溶的物质,例如纤维素和木质素的分解通常需要花费数年的时间^[17].研究表明^[18,19],潮滩沉积物上覆水中的溶解有机碳的浓度在最初的 2d 中急剧升高,但随后的增长速度不断变慢. White 和 Howes 的研究也发现^[17],大量的 N 可通过从地上转移到地下以及死亡的地下生物量矿化作用而保存下来,其数量可占到整个潮滩湿地沉积物 N 循环总量的 70%~80%.因此,正是由于有机碳的分解和释放远大于 N,造成了沉积物的 C/N 值远小于植物体.同理,潮滩湿地中,一些相对较重的不稳定的组分更容易被分解,而一些相对稳定的、较轻的物质更容易得到保存,另外,相对不稳定的多糖组分的 $\delta^{13}\text{C}$ 含量较重,而相对稳定的木质素的 $\delta^{13}\text{C}$ 含量较轻^[20].在植物体分

解过程中,由于木质素等组分不断被保存和富集在沉积物中,其 $\delta^{13}\text{C}$ 含量值更加偏负值,即含量不断变轻.因此,经过潮水混合作用后,散落在沉积物中的两种植物经过矿化分解作用,必然造成互花米草滩沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 较上覆植被偏低,而盐蒿滩沉积物的 $\delta^{13}\text{C}$ 较上覆植被偏高的现象.

2.5 潮滩湿地不同生态带有机物来源的定量估算

碳同位素较氮同位素和 C/N 比更不易受生物活动的影响,因此可利用碳同位素分布来估算不同物源的贡献,本文用稳定碳同位素质量平衡混合模型来估算互花米草带和盐蒿带沉积物中来源于这 2 种植被的有机质比率^[6,13,21]:

$$\delta^{13}\text{C}_s = x_1 \delta^{13}\text{C}_w + x_2 \delta^{13}\text{C}_m + x_3 \delta^{13}\text{C}_y \quad (1)$$

式中, $\delta^{13}\text{C}_s$ 为沉积物中 $\delta^{13}\text{C}$ 含量, $\delta^{13}\text{C}_w$ 、 $\delta^{13}\text{C}_m$ 和 $\delta^{13}\text{C}_y$ 分别为外源有机质、互花米草和盐蒿体 $\delta^{13}\text{C}$ 含量, x_1 、 x_2 和 x_3 分别为来源于上述 3 种来源有机质的百分含量($x_1 + x_2 + x_3 = 1$).沉积物的组分对 $\delta^{13}\text{C}$ 含量影响较大^[22],但由于互花米草与光滩过渡带内的沉积物特性以及沉积环境与互花米草和盐蒿滩比较接近^[23],同时受地上枯落植物和地下根茎的影响相对较小,故其沉积物中的有机质主要来自于外源输入,因此可以假设互花米草滩、盐蒿滩与互花米草和光滩之间过渡带有着相同数量的外源有机质,即外源有机质分别占互花米草和盐蒿滩中总有机质含量的 36 %和 62 % (互花米草和光滩之间过渡带的表层沉积物与互花米草、盐蒿滩 TOC 含量的比值),其 $\delta^{13}\text{C}$ 取值为 - 20.5 ‰^[7].计算结果表明互花米草滩中 53 % 有机质来源于互花米草, 11 % 来源于盐蒿,而盐蒿滩中来源于互花米草和盐蒿的有机质分别占 26 %和 12 %.

但由于本文忽略了地上枯落植物对互花米草与光滩过渡带内有机物的贡献,加上潮滩湿地中的浮游植物和一些小型底栖生物来源的有机质相对于潮滩植物更加不稳定,且分解更加迅速^[17],因此可以推断植被对互花米草和盐蒿滩有机质的实际贡献量要大于本文的计算值,这也可从前述盐蒿滩沉积物的 C/N 值的分布特点得到证实.

表 2 不同生态带内每年 TOC、有机质和 TN 单位面积增加量和增加总量

Table 2 Annually increased amount of unit area and gross increased amount of TOC, organic matter and TN in different ecologic zones of tidal flat

植被类型	面积/ hm^2	TOC		有机质		TN	
		$M_o/\text{kg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$	$M_{og}/\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$	$M_o/\text{kg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$	$M_{og}/\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$	$M_o/\text{kg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$	$M_{og}/\text{t}\cdot\text{a}^{-1}$
光滩		0.007		0.018		0.001	
互花米草	4 080.600	0.104	4 243.824	0.261	11 076.38	0.008	326.462
盐蒿	7 616.600	0.020	1 523.320	0.050	3 808.30	0.002	152.332
芦苇	5 702.700	0.012	684.324	0.030	1 710.81	0.001	57.027

2.6 不同生态带在苏北潮滩湿地 TOC、有机质和 TN 富集中的作用

为对比分析不同生态带在整个潮滩湿地生态系统有机质富集中的作用,用下式计算由于滩面淤涨各生态带每年单位面积上有机物的增加量:

$$M_o = \rho \cdot w_s \cdot (1 - \theta) \cdot C_s \cdot F \quad (2)$$

$$M_{og} = M_o \cdot S \quad (3)$$

式中, M_o 为单位面积上每年有机物的增加量 $[\text{kg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}]$, ρ 为沉积物的密度 $(\text{kg}\cdot\text{m}^{-3})$,数值为 $2\,650\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$, w_s 为沉积速率 $(\text{m}\cdot\text{a}^{-1})$,研究区光滩、互花米草滩、盐蒿滩和芦苇地的多年平均沉积速率分别约为 1.3 d 和 $0.5\text{ cm}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[24], θ 为沉积物的孔隙度,由于研究区沉积物以粉砂为主^[23],孔隙度介于 0.74 ~ 0.85 之间^[25],因此孔隙度取值为 0.8, C_s 为沉积物中有机碳的含量(%), F 为有机碳和有机质间的转换系数,本文取值为 2.5^[4], M_{og} 为年增加总量 $(\text{kg}\cdot\text{a}^{-1})$, S 为不同生态带的面积 (m^2) .

计算结果显示(表 2),在研究区互花米草滩、盐蒿滩和芦苇地内,每年新增 TOC、有机质和 TN 分别达到了 6 451 t、16 595 t 和 536 t.通过对比几个生态带可发现,互花米草滩每年 TOC、有机质和 TN 富集增加量要远大于其它几个地带,其单位面积上每年有机物和 TOC 的增加量分别是光滩、盐蒿滩和芦苇地的 15.5.2 和 8.7 倍,年增加总量则分别是盐蒿滩和芦苇地的 2.8 和 6.2 倍.互花米草滩每年对 TN 的富集量也明显大于其它几个带,其单位面积上每年 TN 的增加量分别是光滩和芦苇地的 8 倍,盐蒿滩的 4 倍,年增加总量分别是盐蒿滩和芦苇地的 2.1 和 5.7 倍.这是由于互花米草作为研究区潮滩湿地的先锋植物,其生长和发育过程对潮滩淤涨起着控制作用,滩面的沉积速率较高,有利于有机质的埋藏和保存^[26,27].另外,互花米草属于多年生地下根茎植物,具有很大的地下生物量,这部分生物量在整个生态系统的营养循环和能量转化中相当重要^[28],因此互花米草滩对 TOC、有机质和 TN 的富集量要远大于其它几个带,在整个潮滩湿地生态系统物质循环和交换中也发挥着不可替代的作用.

3 结论

(1) 从不同生态带内的表层和柱状沉积物中 TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 分布看, TOC、TN、C/N、 $\delta^{13}\text{C}$ 都表现出了比较明显的地带性分布特征, 不同的测量指标有不同的分布特征, 但 $\delta^{15}\text{N}$ 没有明显的分布规律. 芦苇地由于水文、水动力条件以及生境与潮滩湿地的其它部位有着明显的差异, C/N 和 $\delta^{13}\text{C}$ 特征明显不同于互花米草和盐蒿滩.

(2) C/N 和 $\delta^{13}\text{C}$ 的物源分析结果显示, 光滩以及光滩和互花米草过渡带内的有机质来源以海源为主, 互花米草滩以陆源为主, 盐蒿滩也以海源为主, 外源有机质分别占互花米草和盐蒿滩中总有机质含量的 36% 和 62%, 其余的陆源有机质中, 互花米草滩中 53% 有机质来源于互花米草, 11% 来源于盐蒿, 而盐蒿滩来源于互花米草和盐蒿的有机质分别占 26% 和 12%.

(3) 研究区互花米草滩、盐蒿滩和芦苇地内, 每年新增的 TOC、有机质和 TN 分别达到了 6 451t、16 595t 和 536t. 互花米草滩对 TOC、有机质和 TN 的富集量要远大于其它几个带, 在整个潮滩湿地生态系统的物质循环和交换中也发挥着不可替代的作用. 其单位面积上每年有机物和 TOC 的增加量分别是光滩、盐蒿滩和芦苇地的 15.5、2 和 8.7 倍, 年增加总量则分别是盐蒿滩和芦苇地的 2.8 和 6.2 倍. 互花米草滩每年对 TN 的富集量也明显大于其它几个带, 其单位面积上每年 TN 的增加量分别是光滩和芦苇地的 8 倍, 盐蒿滩的 4 倍, 年增加总量分别是盐蒿滩和芦苇地的 2.1 和 5.7 倍.

参考文献:

- [1] Vernberg F J. Salt-marsh processes: a review [J]. Environmental, Toxicology and Chemistry, 1993, 12: 2167 ~ 2182.
- [2] Bull I D, Bergen P F, Bol R, et al. Estimating the contribution of *Spartina anglica* biomass to salt marsh sediments using compound specific stable carbon isotope measurements [J]. Organic Geochemistry, 1999, 30: 477 ~ 483.
- [3] Peterson B J, Howarth R W, Garritt R H. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs [J]. Science, 1985, 227: 1361 ~ 1363.
- [4] Middelburg J J, Nieuwenhuize J, Lubberts R K, et al. Organic carbon isotope systematics of coastal marshes [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1997, 45: 681 ~ 687.
- [5] Wang X C, Chen R F, Berry A. Sources and preservation of organic matter in Plum Island salt marsh sediments (MA, USA): long-chain *n*-alkanes and stable carbon isotope compositions [J]. Estuary, Coastal and Shelf Science, 2003, 58: 918 ~ 927.
- [6] 刘敏, 侯立军, 许世远, 等. 长江口潮滩有机质来源的 C、N 稳定同位素示踪 [J]. 地理学报, 2004, 59(6): 918 ~ 926.
- [7] Degan L A, Garritt R H. Evidence for spatial variability in estuarine food webs [J]. Marine Ecology Progress Series, 1997, 147: 31 ~ 47.
- [8] 王颖, 朱大奎. 中国的潮滩 [J]. 第四纪研究, 1990, (4): 291 ~ 299.
- [9] Goñi M A, Teixeira M J, Perkey D W. Sources and distribution of organic matter in a river-dominated estuary (Winyah Bay, SC, USA) [J]. Estuary, Coastal and Shelf Science, 2003, 57: 1023 ~ 1048.
- [10] 林清, 王绍令. 沉水植物稳定碳同位素组成及影响因素分析 [J]. 生态学报, 2001, 21(5): 806 ~ 809.
- [11] Hobbie J E, Larsson U, Elmgren R, et al. Sewage derived ^{15}N in the Baltic traced in *Fucus* [J]. Estuaries, 1990, 14: 190 ~ 198.
- [12] Owens N J P. Variation in the natural abundance of ^{15}N in estuarine suspended particulate matter: a specific indicator of biological processing [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1985, 20: 820 ~ 825.
- [13] 吴莹, 张经, 张再峰, 等. 长江悬浮颗粒物中稳定碳、氮同位素的季节分布 [J]. 海洋与湖沼, 2002, 33(5): 546 ~ 552.
- [14] Cifuentes L A, Coffins R B, Solozano L, et al. Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1996, 43: 781 ~ 800.
- [15] 杨桂山, 施雅风, 张琛. 江苏滨海潮滩湿地对潮位变化的生态响应 [J]. 地理学报, 2002, 57(3): 325 ~ 332.
- [16] Howarth R W. Microbial processes in salt-marsh sediments [A]. In: Ford E T. Aquatic Microbiology [C]. Blackwell: Oxford, 1993. 239 ~ 261.
- [17] White D S, Howes B L. Long-term ^{15}N -nitrogen retention in the vegetated sediments of a New England salt marsh [J]. Limnology and Oceanography, 1994, 39: 1878 ~ 1892.
- [18] Hicks R E, Lee C, Marinucci A C. Loss and recycling of amino acids and protein from smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) litter [J]. Estuaries, 1991, 14: 430 ~ 439.
- [19] Wang X C, Lee C. Sources and distribution of aliphatic amines in salt marsh sediment [J]. Organic Geochemistry, 1994, 22: 1005 ~ 1021.
- [20] Benner R, Fogel M L, Sprague E K. Diagenesis of belowground biomass of *Spartina alterniflora* in salt marsh sediments [J]. Limnology and Oceanography, 1991, 36: 1358 ~ 1374.
- [21] 吴莹, 张经, 曹建平, 等. 长江流域有机碳同位素地球化学特征 [J]. 青岛海洋大学学报, 2000, 30(2): 309 ~ 314.
- [22] Cloern J E, Canuel E A, Harries D. Stable carbon and nitrogen isotope composition of aquatic and terrestrial plants of the San Francisco Bay estuarine system [J]. Limnology and Oceanography, 2002, 47(3): 713 ~ 729.
- [23] 高建华, 欧维新, 杨桂山, 等. 苏北潮滩不同生态带沉积物分布特征 [J]. 东海海洋, 2005, 23(1): 40 ~ 47.
- [24] 杨桂山. 中国海岸环境变化及其区域响应 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2002. 41 ~ 58.
- [25] 任美镔. 江苏海岸和海涂资源综合调查报告 [M]. 北京: 海洋出版社, 1986. 517.
- [26] Hedges J I, Keil R G. Sedimentary organic matter preservation: an assessment and speculative synthesis [J]. Marine Chemistry, 1995, 49: 81 ~ 115.
- [27] Mayer L M. Surface area control of organic carbon accumulation in continental shelf sediments [J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1994, 58: 1271 ~ 1284.
- [28] Schalles J, Shure D J. Hydrology, community structure, and productivity patterns of a dystrophic Carolina Bay wetland [J]. Ecological monographs, 1989, 59(4): 365 ~ 385.