盐沼枯落物碳氮和有色溶解 有机物淋溶过程研究

孙赫晨 1 王初 1 王东启 2 顿佳耀 3 姚东京 1 许金鑫 1 黄敏慧 1 黄皓艺 11

- (1. 上海师范大学 环境与地理科学学院, 上海 200234:
 - 2. 华东师范大学 地理科学学院, 上海 200241:
- 3. 湖南省水利水电科学研究院 河流泥沙所, 湖南 长沙 410007)

【摘 要】: 盐沼枯落物的短期淋溶过程对东滩沿岸的水质有重要影响。采用东滩 3 种典型盐沼植物的茎和叶的枯落物为材料进行为期 48h 的室内浸泡模拟实验。利用有机碳探测分析仪测定不同时间的可溶性有机碳 (DOC) 和总可溶性氮 (TDN) 浓度然后转换为累积释放量,通过紫外可见光光谱参数表征有色溶解有机物 (CDOM) 浓度,结合三维荧光光谱 (EEMs) 和平行因子 (PARAFAC) 分析推断 CDOM 的荧光组分的变化特征。结果表明在淋溶释放的最初 48h, DOC、TDN、CDOM、两个类腐殖质荧光组分和两个类蛋白荧光组分的释放过程呈对数曲线状,最初 8h 增长迅速,8~48h 则增幅减缓或出现小幅下降趋势。不同种类的植物以及同种植物的不同部位的初始基质对枯落物的 DOC 和 TDN 释放量有显著影响。TDN 最大累积释放量与初始基质有机碳和氮含量呈显著的正相关。枯物体中的氮比有机碳更容易淋失。各个荧光组分的贡献率变化不大,但不同植物种类之间存在显著差异,由此可以推断枯落物的初期淋溶以物理性过程为主。我们的研究结果表明,盐沼枯落物的淋溶对潮滩水水质有着显著的影响。

【关键词】: 东滩 枯落物 淋溶 DOC TDN CDOM

【中图分类号】: X52【文献标识码】:A【文章编号】:1004-8227(2021)04-0889-11

作为陆地与海洋的过度地带,盐沼湿地的地球化学过程会对周边海水的水质产生重要影响,枯落物的分解就是其中的一个环节^[1], Moran 等^[2]估计互花米草中的木质纤维素贡献了他们所研究的盐沼潮沟有机碳库中大约 44%的碳。

正因如此,国内外围绕着盐沼湿地枯落物分解展开了大量工作。Valiela 等^[3]将盐沼地区的禾本科植物的分解分为 3 个阶段,其中第一个阶段持续不到一个月,但释放速率极快,这可能与可溶性物质的淋溶有关。Stephen 等^[4]针对几种河口湿地植物的淋溶模拟实验发现第一天的释放速率是最高的。除了分析动态特征之外,影响盐沼枯落物分解的因素也是学界关注的热点之一。周俊丽等^[5]在崇明东滩发现碳氮比(C/N)较低的藨草茎分解速率高于碳氮比较高的藨草根;而全川等^[6]发现在闽江河口湿地,枯落物分解速率与其碳氮比的关联性没有碳磷比显著。Bouchard 等^[7]的研究表明盐沼潮流有利于保持枯落物的湿度使得中低潮滩

^{&#}x27;作者简介: 孙赫晨(1993~), 男,硕士研究生,主要研究方向为潮间带生物地球化学. E-mail:1913354198@qq. com 王初 E-mail:chuwang@shnu. edu. cn

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41977321, 41871009, 41671467); 华东师范大学河口海岸学国家重点实验室开放课题基金 (SKLEC-KF201404)

上枯落物的分解速率比高潮碳更高,而刘白贵等^[8]在他们的研究中发现潮汐淹水造成的泥沙沉积会抑制潮水对枯落物分解。Stagg 等^[9]则提出气候变化会改变沿海湿地枯落物的分解过程。

本文主要关注盐沼湿地枯落物被潮水淹没时的淋溶过程,这一过程会使枯落物中的碳、氮等营养元素释放到水体中,从而对沿岸水质产生一定的影响。目前,对盐沼枯落物分解的研究主要针对干重的失重率及碳氮等元素的变化,较少涉及到有机质化学结构特征的变化。

因此,本文选择崇明东滩的几种典型植物的枯落物的地上部分(包括茎和叶)为研究对象,研究它们在短期淋溶过程中可溶性有机碳、总可溶性氮和有色溶解有机物的释放特征,同时结合三维荧光光谱和平行因子(PARAFAC)分析推断 CDOM 的荧光组分的变化特征。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

崇明东滩位于崇明岛东侧,位于 31° 25′ N~31° 38′ N,121° 50′ E~122° 05′ E 之间,是长江口规模最大、发育最完善的河口型潮汐滩涂湿地,受到长江径流所携带陆源物质的沉积作用尤其明显,2001 年被"拉姆萨国际湿地保护公约"列入国际重要湿地名录¹¹⁰。崇明东滩属于北亚热带季风气候,夏季平均温度为 28.9℃、冬季为 5.6℃。年均降水量为 1100mm。多年平均潮差在 2.40~3.20m 之间变化,为非正规半日浅海潮;崇明东滩处于盐、淡水交汇区域,年均盐度在 0.21%~5%之间^[11]。崇明东滩植被主要为挺水型植物,分布有互花米草、芦苇、糙叶苔草、藨草、海三棱藨草等典型性的湿地植被,主要植被群落具有高程梯度分布的特征^[12]。

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集

本次研究在崇明东滩的盐沼带选择了两个样点。一个是位于东滩盐沼南部的 A 点(31°27′40.98″N,121°55′45.48″E), 另一个是位于东滩盐沼北部的 B 点(31°31′59.4″N,121°57′30.24″E)(图 1)。2016 年 1 月 12 日在 A 点采集了已经枯落的芦苇和糙叶苔草的茎和叶,在 B 点采集了已经枯落的互花米草的茎和叶。枯落物初始基质的有机碳利用重铬酸钾外加热法测定,总氮含量则采用 VarioELIII 元素分析仪测定,结果如表 1 所示。

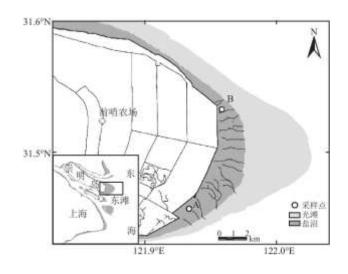


图1采样点分布

1.2.2 实验设计

将从东滩采集的芦苇、糙叶苔草和互花米草枯落物样品表面冲洗干净,然后将其放入烘箱中,在 105℃下烘干至恒重。将其地上部分的样品分为茎、叶两组,总计 6 组,分别为糙叶苔草茎、糙叶苔草叶、芦苇茎、芦苇叶、互花米草茎、互花米草叶。每组样品的生物量密度都控制在 2kg•m³左右,放置在广口瓶中,加入等量的去离子水,并进行避光处理。因为大部分枯落物被潮水淹没的历时较短,不会超过一天,所以实验持续时间设计为 48h。本次实验共计取样 6 次,取样时间分别为 1、3、8、24、34、48h,每份样品取 3 份以计算平均浓度。所取得的样液用 0.45 μm 的滤膜过滤,之后放置在冰箱冷藏室储藏。利用岛津公司生产的有机碳探测分析仪测定样品的 DOC 和 TDN 浓度。

为了确定 CDOM 的释放浓度,将实验每次取样后所得样液用美国贝克曼库尔特有限公司生产的 DU-800 紫外/可见光分光光度 计进行紫外可见光光谱测定。测定范围为 200~800nm,从 200nm 开始,仪器每隔 1nm 便读出一个吸光度(Abs)。

	糙叶苔草		芦苇		互花米草				
	C(‰)	N (‰)	C/N	C (‰)	N(‰)	C/N	C (‰)	N (‰)	C/N
茎	395. 5	3.0	131.4	407.6	1.8	220. 9	389. 4	4. 3	91.2
叶	395. 5	3.9	101.0	468. 2	17.3	27. 1	410.6	7. 0	58.8

表 1 枯落物的有机碳(C)和氮(N)基本参数

为了能够研究在淋溶过程中CDOM化学结构的变化特征,采用Cary Eclipse 荧光分光光度计测定每次取样后所得样液的EEMs。该光度计以Milli-Q水作空白进行荧光扫描,激发波长(Ex)范围为210~440nm,发射波长(Em)范围为230~600nm,增量均为5nm。

在对三维荧光光谱进行分析前,需结合 Matlab 软件去除 EEMs 中的散射峰。为去除瑞利散射的影响,将图谱中 $Ex \ge Em$ 以及 $Ex = Em \pm 20$ nm 等区域中的数据置零,并把负值都归零以恢复散射区域的荧光信号^[13]。以超纯水做空白,将样品的扫描数据结果扣除超纯水的三维荧光光谱数据,从而消除拉曼散射的影响。同时为消除仪器间差别,采用 0.01mg/L 硫酸奎宁的稀硫酸溶液在 Ex = 350nm, Em = 450nm 处的荧光强度进行归一化处理,转换为硫酸奎宁单位 ^[14]。

为了更加接近实际的情况,另用从东滩采集的潮滩水对糙叶苔草、芦苇和互花米草的叶片的进行淋溶模拟实验。实验设置条件以及样品采集时间和处理方式与去离子水模拟实验相同。通过所测得的样液 DOC 与 TDN 浓度扣除潮滩水本身的 DOC 与 TDN 浓度来计算 DOC 与 TDN 的累积释放量。

1.2.3 数据分析

(1) DOC 与 TDN 累积释放量计算:

$$R_n = ((c_n - c_{n-1}) \cdot V_n) / m \tag{1}$$

公式: R 为释放强度, $mg \cdot g^{-1}$; n 为取样次数; c_n 为第 n 次取样前上覆水中养分的浓度, $mg \cdot L^{-1}$, 其中 c_n 为实验开始前所用上覆水中养分的初始浓度; V_n 为第 n 次采集水样前的瓶内上覆液体积,L; m 为枯落物样品的质量,g。

$$CR_n = \sum_{i=1}^n R_i \tag{2}$$

公式: CR 为累积释放量, $mg \cdot g^{-1}$: n 为取样次数; R 为第 i 次取水样时的释放强度, $mg \cdot g^{-1}$ 。

(2) 紫外可见分光光谱分析:

$$a(\lambda) = 2.303A(\lambda)/r \tag{3}$$

 $a(\lambda)$ 为波长 λ 处下的吸光系数, m^{-1} ; $A(\lambda)$ 为波长 λ 处下的吸光度,所有的 $A(\lambda)$ 均预先扣除各自 $700\sim800$ nm 处的吸光度的平均值,以消除仪器噪音以及细小微粒散射等造成的影响; r 为光程路径,m。一般用波长 355nm 处的吸光系数 a_{555} 表征 CDOM 的浓度 n5.

(3) PARAFAC 分析:

CDOM 三维荧光光谱的 PARAFAC 分析参考 Stedmon 等 $^{[16]}$ 的方法来进行解谱,该方法可以客观、便捷地识别出样品中各个荧光组分的种类及其浓度。所有荧光组分的最大荧光强度 (F_{max}) 以 QSU 为单位,某荧光组分的贡献率为该组分的 F_{max} 与所有组分的 F_{max} 之和的比值 $^{[17]}$ 。

2 结果

2.1TDN 与 DOC 变化过程与特征

在去离子水浸泡条件下,各组样品上覆水中 DOC 和 TDN 累积释放量变化过程均呈现对数曲线状,即浸泡初期迅速增加,后期增幅变缓或出现小幅下降 (图 2 和表 2)。糙叶苔草茎样品上覆水中 DOC 累积释放量在 2.87~6.06mg \bullet g $^{-1}$ 之间,芦苇茎在 1.11~2.89mg \bullet g $^{-1}$ 之间,互花米草茎在 6.8~25.29mg \bullet g $^{-1}$ 之间;糙叶苔草叶片样品上覆水中 DOC 累积释放量在 6.33~9.81mg \bullet g $^{-1}$ 之间,芦苇叶片在 9.54~18.37mg \bullet g $^{-1}$ 之间,互花米草叶片在 4.21~16.68mg \bullet g $^{-1}$ 之间。糙叶苔草茎样品上覆水中 TDN 累积释放量在 0.48~0.84mg \bullet g $^{-1}$ 之间,芦苇茎在 0.15~0.29mg \bullet g $^{-1}$ 之间,互花米草茎在 0.27~0.51mg \bullet g $^{-1}$ 之间;糙叶苔草叶片样品上覆水中 TDN 累积释放量在 1.02~1.38mg \bullet g $^{-1}$ 之间,芦苇叶片在 1.87~3.24mg \bullet g $^{-1}$ 之间,互花米草叶片在 0.55~1.84mg \bullet g $^{-1}$ 之间。芦苇叶 DOC 累积释放量在 24h 时达到最大值,之后出现小幅度下降,其他样品在 48h,也就是本次实验结束时达到最大值。互花米草叶 TDN 累积释放量在 34h 时达到最大值,之后出现小幅度下降,其他样品在 48h 时达到最大值。

根据表 1 和图 2 可以推算出糙叶苔草茎 DOC 最大累积释放量相当于初始基质有机碳含量的 1.53%, 糙叶苔草叶为 2.48%, 芦苇茎为 0.71%, 芦苇叶为 3.92%, 互花米草茎为 6.5%, 互花米草叶为 4.06%。糙叶苔草茎 TDN 最大累积释放量相当于初始基质氮含量的 27.84%, 糙叶苔草叶为 35.41%, 芦苇茎为 16.06%, 芦苇叶为 18.71%, 互花米草茎为 11.9%, 互花米草叶为 26.35%。从中可以看出,各组样品 TDN 最大累积释放量与枯落物初始基质氮含量的比值显著高于 DOC 最大累积释放量与枯落物初始基质有机碳含量的比值。

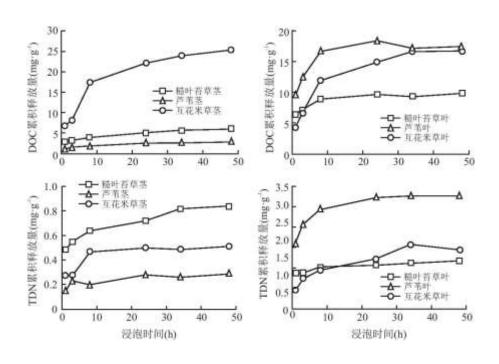


图 2 DOC 与 TDN 累积释放量的变化

因植物种类和部位的不同,不同样品短期 DOC 和 TDN 累积释放量存在非常显著的差异。3 种植物的枯落物的叶 TDN 的最大累积释放量均显著高于茎;互花米草茎 DOC 的最大累积释放量高于叶,其他两种则相反。就 3 种植物的枯落物的茎而言,糙叶苔草茎 TDN 的最大累积释放量最高,互花米草茎 DOC 的最大累积释放量是最高的,芦苇茎 DOC、TDN 最大累积释放量均是最低的;就 3 种植物的枯落物的叶而言,糙叶苔草叶 DOC 和 TDN 的最大累积释放量是最低的,芦苇叶 DOC 和 TDN 的最大累积释放量是最高的。

通过相关性分析(表 3),可以发现在枯落物浸泡过程中,各组样品 TDN 最大累积释放量与初始基质有机碳和氮含量呈显著的正相关,而 DOC 最大累积释放量与这两者的相关性较差。 DOC 和 TDN 最大累积释放量与 C/N 呈一定程度的负相关但并不显著。

表 3 DOC 与 TDN 释放量与枯落物初始基质性质的关系

	DOC 最大累积 释放量 (mg•g ⁻¹)	TDN 最大累积 释放量 (mg・g ⁻¹)
初始基质有机碳含量(%)	0.19	0.87*
初始基质氮碳含量(%)	0.47	0. 94**
C/N	-0.74	-0.81

在潮滩水浸泡条件下,糙叶苔草叶片样品上覆水中DOC 累积释放量在 $3.73\sim7.78$ mg • g^{-1} 变动,芦苇叶片在 $6.69\sim8.14$ mg • g^{-1} 变动,互花米草叶片在 $3.61\sim5.86$ mg • g^{-1} 变动,均显著低于去离子水浸泡条件下的累积释放量;糙叶苔草叶片样品上覆水中 TDN 累积释放量在 $0.43\sim1.11$ mg • g^{-1} 变动,芦苇叶片在 $0.55\sim1.63$ mg • g^{-1} 变动,互花米草叶片在 $0.5\sim1.67$ mg • g^{-1} 变动,变化过程

呈现对数曲线状, 糙叶苔草和芦苇叶片显著低于去离子水浸泡条件下的 TDN 累积释放量, 而互花米草叶片两者差别不大(图 3 和表 4)。

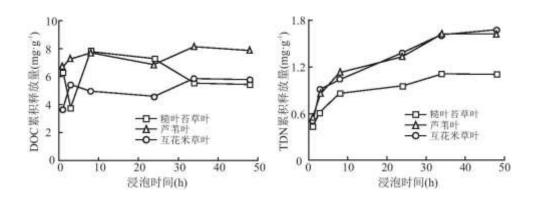


图 3 潮滩水条件下 DOC 与 TDN 累积释放量的变化

表 4 潮滩水条件下 TDN 累积释放量与浸泡时间的关系

枯落物类型	关系式	\mathbb{R}^2
糙叶苔草叶	y=0. 181n(t)+0. 43	0. 98
芦苇叶	y=0.281n(t)+0.54	0. 98
互花米草叶	y=0. 291n(t)+0. 51	0. 98

2.2 CDOM 释放浓度与化学成分变化过程与特征

2.2.1 a355 变化过程

各组样品 CDOM 浓度 (用 a_{355} 表征) 变化过程呈与 DOC 和 TDN 累积释放量相似的对数曲线状 (图 4 和表 5)。同 DOC 和 TDN 累积释放量一样,不同样品因枯落物的植物种类和部位不同 CDOM 释放浓度也存在显著差异,3 种植物的枯落物的叶的 CDOM 释放浓度均远高于茎。

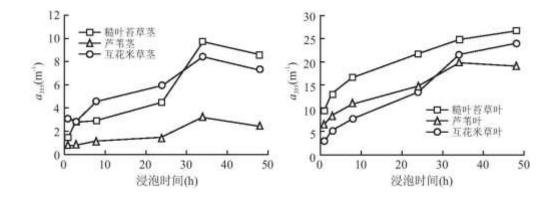


图 4a355 的变化

表 5a355 与浸泡时间的关系

枯落物类型	关系式	R^2	枯落物类型	关系式	R^2
糙叶苔草茎	y=1.921n(t)+0.58	0.75	糙叶苔草叶	y=4.46ln(t)+8.44	0.98
芦苇茎	y=0.521n(t)+0.48	0.65	芦苇叶	y=3.541n(t)+5.14	0.92
互花米草茎	y=1.371n(t)+2.23	0.84	互花米草叶	y=5.371n(t)+0.12	0. 87

2.2.2 平行因子分析

通过 PARAFAC 模型进行解析,可得到 4 个荧光组分,其最高峰和次高峰的激发和发射波长见表 5 和图 6。根据其所处的峰值区和参考文献,可将其分为两个类蛋白组分:类酪氨酸组分 C1(最高峰激发波长 215nm,次高峰激发波长 270nm,最大发射波长 320nm)和类色氨酸组分 C2(最高峰激发波长 215nm,次高峰激发波长 270nm,最大发射波长 360nm) [18];以及两个类腐殖质组分:短波类腐殖质组分 C3(最高峰激发波长 220nm,次高峰激发波长 315nm,最大发射波长 420nm) [19]和长波类腐殖质组分 C4(最高峰激发波长 240nm,次高峰激发波长 335nm,最大发射波长 460nm) [20],相对于短波类腐殖质组分,长波类腐殖质组分所代表的腐殖质芳香性更高、分子量更大[21,22]。

4 种组分的 F_{max} 的变化过程呈现与 DOC、TDN 和 a_{355} 相似的对数曲线状(图 6 和表 7)。四种组分不同时刻的 F_{max} 与 DOC、TDN 浓度及 a_{355} 及呈现极显著的正相关(p<0.01,表 8)。另外,不同组分之间的相关系数在 $0.828\sim0.938$ 之间,也呈现极显著的正相关(p<0.01)。

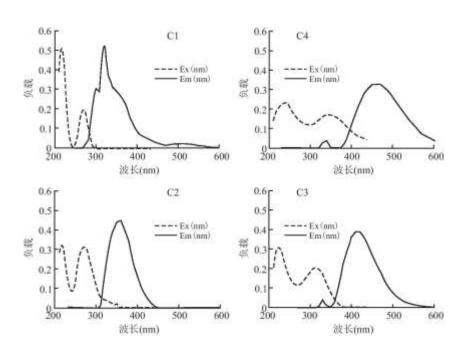


图 5 4 个组分的最大激发/发射波长分布

表 6 荧光组分特征

荧光组分	最大激发发射波长 Ex/Em(nm)	性质描述	文献中对应组分 Ex/Em(nm)
C1	C1 215 (270) /320		$\leq 230(275)/326^{[18]};$
C2	215 (270) /360	类色氨酸	$\leq 230(290)/346^{[18]}; <250, 280/358^{[19]}$
СЗ	220 (315) /420	短波类腐殖质	<250, 325/424 ^[19] ; 260, 350/420 ^[22]
C4	240 (335) /460	长波类腐殖质	260, 360/450 ^[20] ; 260, 390/482 ^[21]

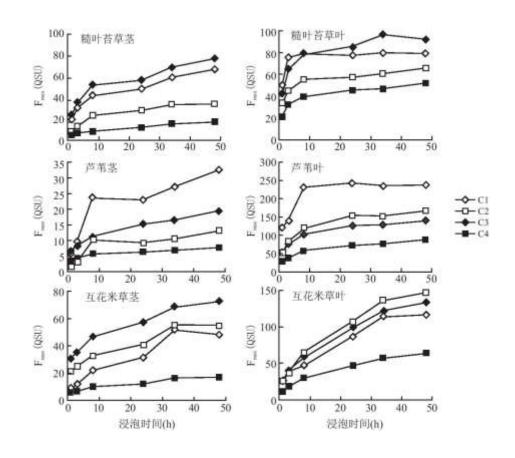


图 6 4 个荧光组分 F_{max} 的变化

表7荧光组分与浸泡时间的关系

枯落物类型	C1 组分与浸泡时间	C2 组分与浸泡时间	C3 组分与浸泡时间	C4 组分与浸泡时间
糙叶苔草茎	y=11.31n(t)+18.4	y=7. 171n(t)+7. 15	y=12.91n(t)+22.8	y=3. 101n(t)+4. 08
	(R ² =0.96)	(R ² =0. 98)	(R ² =0.96)	(R ² =0. 90)
芦苇茎	y=6.01ln(t)+59.4	y=7. 411n(t)+35. 9	y=12.81n(t)+46.9	y=7. 221n(t)+22. 8
	(R ² =0.65)	(R ² =0. 96)	(R ² =0.95)	(R ² =0. 98)

互花米草茎	y=6.56ln(t)+5.20	y=2.74ln(t)+1.79	y=3. 231n(t)+5. 48	y=1.04ln(t)+3.34
	(R ² =0.91)	(R ² =0.87)	(R ² =0. 96)	(R ² =0.96)
糙叶苔草叶	y=34.01n(t)+123	y=30.41n(t)+50.9	y=22.51n(t)+52.5	y=14.91n(t)+25.7
	(R ² =0.85)	(R ² =0.99)	(R ² =1.00)	(R ² =0.98)
芦苇叶	y=11. 21n(t)+3. 40	y=9.031n(t)+17.5	y=11.01n(t)+26.5	y=3.001n(t)+4.61
	(R ² =0. 88)	(R ² =0.90)	(R ² =0.95)	(R ² =0.91)
互花米草叶	y=24.81n(t)+14.4	y=34. 11n(t)+6. 52	y=28.61n(t)+13.9	y=13.91n(t)+6.08
	(R ² =0.91)	(R ² =0. 96)	(R ² =0.95)	(R ² =0.96)

表 8 4 种荧光组分与 DOC、TDN 及 a355 的关系

	C1 (QSU)	C2 (QSU)	C3 (QSU)	C4 (QSU)
DOC 浓度 (mg • L ⁻¹)	0. 49**	0. 67**	0. 67**	0. 53**
TDN 浓度(mg • L ⁻¹)	0. 93**	0. 85**	0. 92**	0. 98**
a ₃₅₅ (m ⁻¹)	0.85**	0.86**	0. 74**	0.60**

从图 7 可以看出,不同植物种类的枯落物在淋溶释放过程中的上覆液中的荧光组分贡献率构成存在显著差异。实验期间糙叶苔草茎 C1 组分的平均贡献率为 33. 98±0. 83%, C2 组分为 17. 35±2. 08%, C3 组分为 40. 16±1. 27%, C4 组分为 8. 52±0. 87%; 糙叶苔草叶 C1 组分的平均贡献率为 30. 75±2. 79%, C2 组分为 21. 93±0. 75%, C3 组分为 31. 24±1. 73%, C4 组分为 16. 09±1. 23%。芦苇茎 C1 组分的平均贡献率为 41. 35±4. 9%, C2 组分为 16. 06±3. 23%, C3 组分为 29. 04±4. 83%, C4 组分为 13. 55±3. 45%; 芦苇叶 C1 组分的平均贡献率为 42. 16±3. 44%, C2 组分为 24. 27±2. 37%, C3 组分为 21. 43±0. 73%, C4 组分为 12. 14±0. 9%。 互花米草茎 C1 组分的平均贡献率为 20. 38±5%, C2 组分为 29. 8±1. 52%, C3 组分为 41±3. 61%, C4 组分为 8. 82±0. 2%; 互花米草叶 C1 组分的平均贡献率为 26. 98±2. 75%, C2 组分为 29. 66±3. 34%, C3 组分为 29. 46±0. 94%, C4 组分为 13. 9±0. 51%。

从实验结果可知芦苇上覆液中类蛋白组分的贡献率显著高于其他两类植物的枯落物,相应的类腐殖质组分贡献率低于其他两种植物的枯落物。就类腐殖质组分的贡献率而言,所有样品上覆液中短波类腐殖质 C3 组分的贡献率均显著高于长波类腐殖质 C4 组分的贡献率,而类蛋白质组分的贡献率存在差异。糙叶苔草和芦苇淋溶释放过程中的上覆液中类酪氨酸组分 C1 的贡献率显著高于类色氨酸组分 C2,而互花米草淋溶释放过程中的上覆液中类酪氨酸组分 C1 的贡献率则略低于类色氨酸组分 C2。

将实验结束时 6 个样品上覆液中的各组分的 F_{max} 同该枯落物样品的初始基质的有机碳含量、氮含量及 C/N 做相关性分析,可以发现 C1 组分与初始基质的有机碳含量呈显著 (p<0.05) 的正相关; C1、C2 和 C4 组分与初始基质的氮含量呈显著 (p<0.05) 的正相关; C2、C3 和 C4 组分与 C/N 呈显著 (p<0.05) 的负相关 (表 9) 。

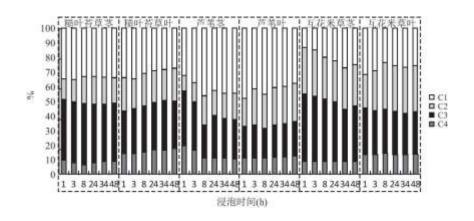


图 7 4 个荧光组分的贡献率

表 9 实验结束时各组分的 Fmax 与枯落物初始基质性质的关系

	C1 (QSU)	C2 (QSU)	C3 (QSU)	C4 (QSU)
初始基质有机碳含量(%)	0. 93**	0.73	0.57	0.75
初始基质氮碳含量(%)	0. 98**	0.87*	0.77	0.86*
C/N	-0.77	-0.88*	-0.95**	-0.83*

3 讨论

枯落物分解过程是具有阶段性的,0~48h 属于分解的初期,以易溶性物质的淋溶为主^[23~26]。而本次实验的结果表明初期易溶性 DOC、TDN 及 CDOM(用 a₃₅₅表征)的淋溶是一个非线性的过程,其大致以 8h 为界分为两个阶段。第一阶段易溶性物质大量释放,释放速率急速递减。第二阶段,浓度的增长缓慢或出现小幅下降。因此,DOC、TDN 累积释放量及 a₃₅₅的变化图呈现出对数曲线状。

从实验结果看出,枯落物 DOC、TDN 及 CDOM 释放量会因植物体种类和部位的不同而产生显著差异,说明枯落物基质会对枯落物的分解和养分释放产生影响。C/N 是反应植物枯落物分解速率的常用指标,一般认为二者呈负相关。Taylor 等[24]认为在一般情况下 C/N 是枯落物分解速率的最佳预测指标。代静玉等[25]指出,作为微生物生命活动的基本条件,氮是枯落物分解的重要限制因子之一,高 C/N 的植物更难分解。Zhang 等人[26]的研究也发现,代表生物活性的总底部诱导呼吸量与碳氮比呈显著的线性负相关(R²=0.925),而总底部诱导呼吸量与枯落物的分解速率呈显著的线性正相关(R²=0.984)。从实验结果可以看出,上覆水中DOC 与 TDN 的释放量和 C/N 呈现一定的负相关,与上述的研究结果较为一致。但值得注意的是,在盐沼除了枯落物的基质外还会有许多外部因素影响其分解使得分解速率与 C/N 不一定呈负相关,如杨继松等人的研究表明,若水体中含有大量营养物质,其淹水状况也会影响到枯落物的分解速率,使得高 C/N 的枯落物分解速率不一定比低 C/N 的低[27]。除了 C/N 以外,植物基质的某些元素初始含量也会对枯落物分解产生影响,如 Flanagan 等人[28]的实验证实,植物有机体的分解速率与植物体内的氮含量呈正相关。在全球气候变化的影响下,区域植物物种组成会发生变化,而不同物种枯落物基质存在差异,会使枯落物的分解速率与养分释放量发生变化[29]。

本次实验中,TDN的释放量与枯落物初始基质中氮含量的比值显著高于DOC的释放量与枯落物初始基质中有机碳含量的比值,这可能与枯落物初期淋溶阶段氮比碳容易淋失有关。TDN释放量受枯落物初始基质影响比 DOC 更加显著,这可能是由于相对于难

溶性组分,植物易溶性组分含有更多的高氮物质(如易溶性蛋白质)造成的^[30],而植物体中的碳更多存在于难溶性结构组织中^[31,32]。 这也导致初始基质的氮含量相对于有机碳含量与 DOC、TDN、CDOM 以及各个荧光组分的相关性更强。

通过平行因子分析我们发现在枯落物淋溶释放的过程中,各个荧光组分与 DOC、TDN、CDOM,以及各个荧光组分之间呈现非常显著的正相关,由此可以推断在枯落物淋溶释放的初期,上覆液中 CDOM 的化学结构并不会发生大的变化,使得上覆液中各荧光组分的变化具有同向性,表明枯落物淋溶释放的初期以物理性过程为主。但受初始基质的影响,不同枯落物植物种类的荧光组分的贡献率存在显著差异。

潮滩水浸泡条件下枯落物 DOC 和 TDN 累积释放量低于去离子水浸泡实验下的 DOC 和 TDN 的累积释放量,并且潮滩水浸泡条件下 DOC 累积释放量没有持续的增加趋势,这可能是由于潮滩水相对于去离子水含有更多的微生物对 DOC 和 TDN 起到分解作用^[33]。此外东滩当地的气候、水文、土壤等均会对枯落物的淋溶释放过程产生显著影响,因此对东滩盐沼枯落物淋溶能力的测定可能与实际存在一定的差距。但通过实验我们可以发现盐沼枯落物初期被潮水淹没的时候正是易溶性物质的快速淋溶时期,因此会向沿岸海水释放大量的养分物质。长江口周边水域表层 DOC 浓度在 35 到 370 μ mol/L 之间^[34~37],而盐沼植物是海洋有机碳的重要来源^[35],因此盐沼植物的淋溶对沿岸潮水的水质具有一定的影响。在研究盐沼枯落物淋溶对潮水影响的过程中,应该注意枯落物基质差异对潮水水质的影响。

4 结论

- (1) 崇明东滩盐沼枯落物的 DOC、TDN 和 CDOM 的 48h 淋溶释放过程呈对数曲线状, $0\sim8h$ 上覆液浓度快速上涨, $8\sim48h$ 浓度增长缓慢或出现小幅度的下降。
 - (2) 不同种类的植物以及同种植物的不同部位初始基质存在差异,使得不同枯落物的淋溶释放量存在显著差异。
 - (3) 在淋溶释放的初期, 枯落物中的氮比有机碳更容易淋失。
- (4) 荧光组分可以反映 CDOM 的化学结构特征。在淋溶释放的初期,根据 PARAFAC 分析的结果可以推断枯落物的初期淋溶以物理性过程为主,各荧光组分浓度的变化特征与 DOC、TDN 和 CDOM 相似。各荧光组分的贡献率变化不大,但不同种类的荧光组分页献率存在显著差异。
- (5)崇明东滩盐沼枯落物初期淋溶释放过程对潮水的影响不容忽视,不同植物的枯落物因初始基质存在差异对潮水水质的影响程度也有所不同。

参考文献:

- [1] WANG X C, LITZ L, CHEN R F, et al. Release of dissolved organic matter during oxic and anoxic decomposition of salt marsh cordgrass[J]. Marine Chemistry, 2007, 105 (3-4):309-321.
- [2]MA M R, HODSON R E. Contributions of degrading Spartina alterniflora lignocellulose to the dissolved organic carbon pool of a salt marsh[J]. Marine Ecology Progress Series, 1990, 62(1-2):161-168.
- [3]VALIELA I, TEAL J M, ALLEN S D, et al. Decomposition in salt marsh ecosystems: The phases and major factors affecting disappearance of above-ground organic matter[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1985, 89(1):29-54.

- [4]DAVIS III S E, CHILDERS D L, NOE G B. The contribution of leaching to the rapid release of nutrients and carbon in the early decay of wetland vegetation[J]. Hydrobiologia, 2006, 569(1):87-97.
 - [5]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.
- [6] TONG C, ZHANG L H, WANG W Q, et al. Contrasting nutrient stocks and litter decomposition in stands of native and invasive species in a sub-tropical estuarine marsh[J]. Environmental Research, 2011, 111 (7):909-916.
- [7]BOUCHARD V, DELEFEUVRE J C. Primary production and macro-detritus dynamics in a European salt marsh: Carbon and nitrogen budgets[J]. Aquatic Botany, 2000, 67(1):23-42.
- [8]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[J]. 福建师范大学学报(自然科学版),2008,24 (2):80-85.
- [9]STAGG C L, BAUSTIAN M M, PERRY C L, et al. Direct and indirect controls on organic matter decomposition in four coastal wetland communities along a landscape salinity gradient[J]. Journal of Ecology, 2018, 106(2):655-670.
 - [10]严格. 崇明东滩湿地盐沼植被生物量及碳储量分布研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2014.
 - [11]程勋亮. 崇明东滩无机氮的迁移转化过程与影响机制分析[D]. 上海: 华东师范大学, 2015.
 - [12] 杨立君,马明栋,唐立军.基于 TM 影像的崇明东滩湿地植被分类研究[J].水土保持研究,2013,20(1):126-130.
- [13] ZEPP R G, SHELDON W M, MORAN M A. Dissolved organic fluorophores in southeastern US coastal waters: Correction method for eliminating Rayleigh and Raman scattering peaks in excitation-emission matrices [J]. Marine Chemistry, 2004, 89 (1-4):15-36.
- [14] ZHANG Y L, VAN DIJK MA, LIU M L, et al. The contribution of phytoplankton degradation to chromophoric dissolved organic matter (CDOM) in eutrophic shallow lakes: Field and experimental evidence [J]. Water Research, 2009, 43 (18): 4685-4697.
 - [15]陈欣,张霄宇,雷惠.长江口 CDOM 的光谱吸收特征以及 DOC 物源示踪意义[J].海洋环境科学,2012,31(5):625-630.
- [16] STEDMON C A, BRO R. Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial [J]. Limnology and Oceanography: Methods, 2008, 6(11):572-579.
- [17] LAMBERT T, TEODORU C R, NYONI F C, et al. Along-stream transport and transformation of dissolved organic matter in a large tropical river[J]. Biogeosciences, 2016, 13(9):2727-2741.
- [18] 周永强, 张运林, 牛城, 等. 基于 EEMs 及 PARAFAC 的洪湖、东湖与梁子湖 CDOM 组成特征分析[J]. 光谱学与光谱分析, 2013, 33 (12): 3286-3292.
 - [19] 郭卫东,杨丽阳,王福利,等.水库型河流溶解有机物三维荧光光谱的平行因子分析[J].光谱学与光谱分析,

2011, 31(2):427-430.

- [20] 蔡文良, 许晓毅, 杜娴, 等. 嘉陵江重庆段 DOM 三维荧光光谱的平行因子分析[J]. 环境科学研究, 2012, 25(3): 276-281.
- [21] 郭卫东,黄建平,洪华生,等.河口区溶解有机物三维荧光光谱的平行因子分析及其示踪特性[J].环境科学,2010,31(6):1419-1427.
- [22]黄廷林,方开凯,张春华,等. 荧光光谱结合平行因子分析研究夏季周村水库溶解性有机物的分布与来源[J]. 环境科学,2016,37(9):3394-3401.
- [23] 谢理, 杨浩, 渠晓霞, 等. 滇池优势挺水植物茭草和芦苇降解过程中 DOM 释放特征研究[J]. 环境科学, 2013, 34(9):3458-3466.
- [24] TAYLOR B R, PARKINSON D. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: A Microcosm test[J]. Ecology, 1989, 70(1):97-104.
- [25]代静玉,周江敏,秦淑平.几种有机物料分解过程中溶解性有机物质化学成分的变化[J].土壤通报,2004,35(6):724-727.
- [26] ZHANG Q S, ZAK J C. Effects of gap size on litter decomposition and microbial activity in a subtropical forest[J]. Ecology, 1995, 76(7):2196-2204.
 - [27] 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):1297-1302.
- [28] FLANAGAN P W, CLEVE K V. Nutrient cycling in relation to decomposition and organic-matter quality in taiga ecosystems [J]. Canadian Journal of Forest Research, 1983, 13(5):795-817.
- [29] SUSEELA V, THARAYIL N. Decoupling the direct and indirect effects of climate on plant litter decomposition: Accounting for stress-induced modifications in plant chemistry[J]. Global Change Biology, 2018, 24(4):1428-1451.
- [30] 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):6289-6299.
- [31]侯雪薇, 张桂斋, 李静, 等. 两种沉水植物分解过程及温度影响的模拟研究[J]. 山东大学学报(理学版), 2015, 50(11):23-31.
- [32] DAVIS S E I, CORRONADOMOLINA C, CHILDERS D L, et al. 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. [J]. Aquatic Botany, 2003, 75(3):199-215.
- [33] WANG X C, CHEN R F, CABLE J E, et al. Leaching and microbial degradation of dissolved organic matter from salt marsh plants and seagrasses[J]. Aquatic Sciences, 2014, 76(4):595-609.

[34]GAO L, GAO Y Q, SONG S Z, et al. Non-conservative behavior of dissolved organic carbon in the Changjiang (Yangtze River) estuary and the adjacent east China sea[J]. Continental Shelf Research, 2020, 197:104084.

[35] DUARTE C M, MIDDELBURG J J, CARACO N. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle[J]. Biogeoences Discussions, 2005, 2(1):1-8.