

红树林恢复对潮滩表层沉积物氮素的影响

李旭林^{1,2}, 郑康振³, 周炎武^{1,2}, 陈 耿⁴, 陈桂珠^{1,2,*}

(1. 中山大学环境科学与工程学院 / 广东省污染控制与修复技术重点实验室, 广州 510275; 2. 中山大学湿地研究中心, 广州 510275;
3. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042; 4. 广东省环境监测中心, 广州 510045)

摘要:研究了不同树种的红树林恢复对潮滩表层沉积物氮素的影响。结果表明, 红树林恢复提高了潮滩表层沉积物中总氮(TN)含量。以光滩为对照, 外来树种和乡土树种的恢复使表层沉积物中的可交换态无机态N(IEF-N)分别朝着相反的方向发展: 外来树种——无瓣海桑(*Sonneratia apetala*)和海桑(*S. caseolaris*)提高了IEF-N的含量, 而乡土树种——秋茄(*Kandelia candel*)和桐花树(*Aegiceras corniculatum*)使IEF-N的含量下降。当与近岸水体发生物质营养交换作用时, 乡土树种和外来树种的恢复可能导致营养盐在潮滩沉积物\水界面间的迁移和交换过程中存在不同的潜在环境效应。

关键词:红树林恢复; 表层沉积物; 氮; 近岸水体

Effect of mangrove restoration on nitrogen of surface sediment

LI Xulin^{1,2}, ZHENG Kangzhen³, ZHOU Yanwu^{1,2}, CHEN Geng⁴ CHEN Guizhu^{1,2,*}

1 School of Environmental Science and Engineering/Guangdong Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Remediation Technology,
Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, China

2 Research Center of Wetland Science, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, China

3 Nanjing Institute of Environmental Science, Department of Environmental Protection, Nanjing 210042, China

4 Guangdong Environmental Monitoring Center, Guangzhou 510045, China

Abstract: The effects of mangroves restored with different species on nitrogen of coastal surface sediments were studied. Results showed that TN increase significantly after the mangrove restoration. Compared to nude flats, restoration of *Sonneratia apetala* and *Sonneratia caseolaris* (introduced) improved the contents of NH_4^+ -N and NO_x^- -N of surface layer soils, which was entirely opposite to *Aegiceras corniculatum* and *Kandelia candel* (indigenous). When matter transfer between the surface sediment and the water in shore, different potential environmental effects of nutrient transport and exchange process may exist in the tidal flat sediment-water interface between introduced and indigenous mangrove restoration.

Key Words: mangrove restoration; surface sediment; nitrogen; water in shore

河口滨岸潮滩是海陆作用的重要地带, 是近岸水体环境中水相与沉积物相之间的转换区, 是物理、化学及生物梯度最大的地方^[1-3]。近年来, 随着近岸环境研究热潮的兴起, 近岸环境生态系统物质循环的研究已引起广泛关注, 其中潮滩营养盐的生物地球化学行为和过程的研究尤为突出^[4-7]。

红树林是具有重要生态功能的海岸生境, 是生长在具有良好风浪屏蔽环境中的热带、亚热带海岸潮间带的特殊植被^[8]。自20世纪70年代后期以来, 红树林恢复在世界范围兴起。红树林恢复显著地改变了潮滩的环境状况^[9], 进而对潮滩沉积物中不同赋存形态的营养盐产生作用, 最终对近岸水体富营养的发生具有潜在的、不可忽视的影响^[10]。在我国华南地区, 红树林恢复所选的树种主要以速生的无瓣海桑(*Sonneratia*

基金项目:联合国环境规划署/全球环境基金“南中国海”资助项目 (CF/3010-07-03)

收稿日期:2009-04-28; 修订日期:2009-10-12

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: chenguizhu@yeah.net

apetala) 和海桑 (*S. caseolaris*) 为主。目前, 关于无瓣海桑和海桑人工林的生态效应尚存争议, 吴世捷和高力行等^[11]认为这两种树种有可能影响乡土树种的生长并导致其灭绝, 但也有学者认为这两种树种造成生态入侵的可能性不大^[12]。与乡土种相比, 无瓣海桑和海桑的长势很快, 可以在较短的时间内成林^[13-14]。速生的特性使这两种树种需要从沉积物中吸收更多的营养物质, 同时, 也产生了更多的凋落物, 极大程度改变了潮滩环境因子^[15-16]。其所在林地营养元素的循环与乡土树种存在较大的差别; 与光滩相比, 这种差别会更大。在潮滩表层沉积物与近岸水体存在着强烈的物质交换过程中, 速生的外来树种所带来的环境效应尤其值得关注。迄今为止, 国外关于红树林恢复对沉积物影响的研究较少见报^[17], 国内有学者报告了红树林恢复后对沉积物的影响^[15, 18-19], 但多着眼于研究沉积物性状对于红树植物的适宜程度, 以期为成功造林提供科学依据。然而, 从与近岸水体之间的营养物质交换关系来探讨外来红树植物恢复后对沉积物的影响则少见报。因此, 本文将以生态效应尚未明确的无瓣海桑和海桑为主要研究对象, 并选用秋茄 (*Kandelia candel*) 和桐花树 (*Aegiceras corniculatum*) 两种乡土树种作对比, 研究红树林恢复对潮滩表层沉积物中氮素影响, 进而探讨其对近岸水体的所带来的环境效应。

1 试验材料与分析方法

1.1 样地的选择

本研究以无瓣海桑和海桑作为主要研究对象, 以光滩为对照, 同时选用秋茄和桐花树两种乡土树种作适当的对比。本研究选用的样点共有 3 个, 分别位于汕头市澄海区的义丰溪河口、外砂河口和汕头市濠江区的苏埃湾(图 1)。汕头市全市海岸线长 289km, 北回归线横贯全境, 属亚热带海洋气候, 冬无严寒, 夏无酷暑, 样地的概况以及选择的原因如下:

(1) 义丰溪河口的无瓣海桑林($23^{\circ}33' N, 116^{\circ}53' E$): 位于距离汕头市较远北边缘澄海区义丰溪入海口, 长约 2 km, 宽约 0.5 km, 植物群落以无瓣海桑为主, 中间伴生有一片较小的秋茄林, 其中无瓣海桑林恢复约 9a (2000 年初人工种植), 伴生秋茄林恢复约 11a (1998 年初人工种植), 两者地质、水文条件大致相同。

(2) 外砂河口无瓣海桑-海桑林($23^{\circ}22' N, 116^{\circ}48' E$): 位于距离汕头市较近的北郊区外沙河入海口, 主要植物群落为无瓣海桑和海桑, 面积约 33hm^2 , 1998 年人工种植, 恢复 11a。

(3) 苏埃湾桐花树林($23^{\circ}18' N, 116^{\circ}43' E$): 天然桐花树次生林紧邻汕头市区和汕头港, 面积约 10.7

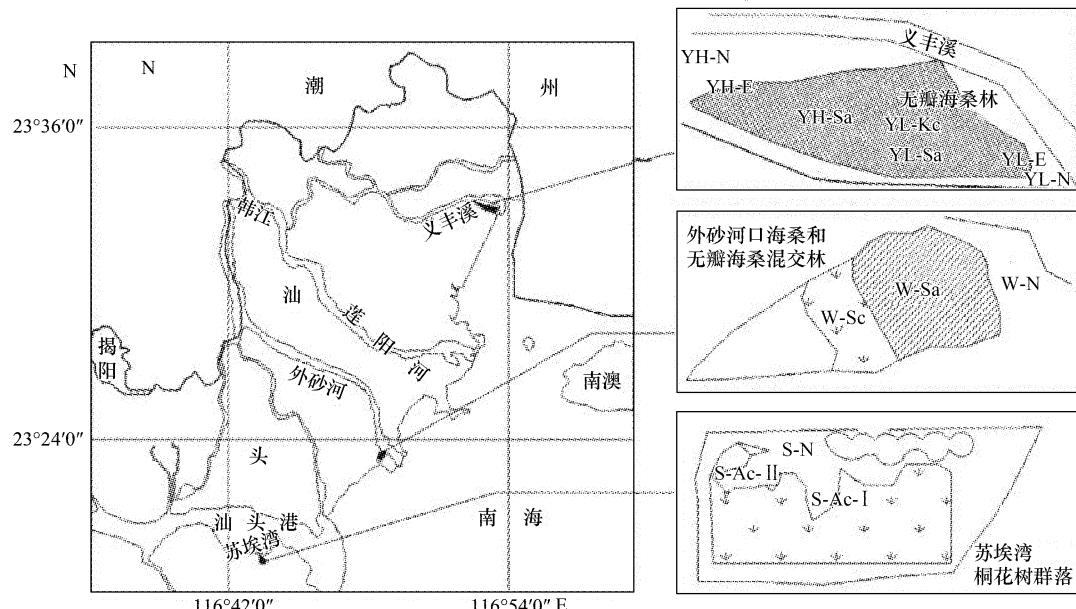


图 1 汕头 3 种红树林湿地表层沉积物采样站位

Fig. 1 Sample stations of the three mangrove wetlands in Shantou

hm^2 ,伴生着极少量的秋茄(*Kandelia candel*)、木榄(*Bruguiera gymnorhiza*)、老鼠簕(*Acanthus ilicifolius*)和白骨壤(*Avicennia marina*)等。

苏埃湾天然桐花树林的选择是为了增加对比乡土树种的类型,避免由单一乡土种秋茄的个性或特殊性而影响本文结论的科学性,提高了文中乡土树种与外来树种恢复形成沉积物差异对比的可信度。本文所选红树林恢复样地约10年生,都已经具备一些天然林的性质^[18],因此,天然桐花树林的选择与对比具有一定的科学意义。

1.2 样品的采集和分析方法

样品采集于2008年10月,根据研究目的确定具体采样站位,分别是:义丰溪河口7个站位,外砂河口3个站位,苏埃湾3个站位,其中义丰溪河口分高低潮位两个地貌采集(图1)。各样地的采样方法基本上按“林内-林缘-光滩”来进行,有些地方由于林内和林外的界限模糊,放弃林缘的采集。在设定的站位点 $10\text{m} \times 10\text{m}$ 范围内随机采取3个重复样品。因为表层沉积物与近岸水体存在着强烈的物质交换作用,因此,采0—5cm深的表面土层(撇除凋落物和其他杂质)。样品分析方法参见文献^[20]。

1.3 统计分析方法

用单因素方差分析法(one-way ANOVA)分析不同采样点(林内、林缘和光滩)对表层沉积中各形态氮的含量的影响。

2 结果与讨论

2.1 沉积物的环境物理化学特征

由表1可知,除了苏埃湾桐花树林内I(S-Ac-I)外,所有林内的有机质含量都高于边缘和光滩,这与Prasad和Ramanathan^[21]等发现红树林内的有机碳(OC)高于河口沉积物一致,主要原因是受凋落物数量的影响;粒径的数据显示,这3个点的沉积物主要为粉砂,但总体上,各点之间沉积物的粒径组成分布未表现出明显规律,粒径与其他理化性质之间没有明显相关性,这可能与沉积物中粘粒的含量较低有关;粒径是本研究中唯一的物理因素,与沉积物的化学组成关系密切,其复杂的分布也增加了其他因子的不确定性。沉积物中氧化还原电位(Eh)表明,所有表层沉积物为弱还原环境(0—+200mV),据相关性分析表明,Eh和有机质存在极显著相关($r=0.738, P=0.004, n=13$)。这与前人研究^[22]完全相反:一般而言,沉积物中有机碳含量愈高,有机质还原得到的低价铁、锰、硫等物质的量愈大,沉积物的氧化还原电位愈低,沉积物的还原性愈强。然而,本研究的对象是潮滩表层沉积物,在受凋落物的影响下,红树林内的有机质会出现不断累积的情况,因而有机质含量相对较高;另一方面,由于表层沉积物与空气直接接触,加之红树植物海桑和无瓣海桑气生根呼吸作用

表1 样点沉积物环境物理化学特征

Table 1 Physicochemical properties of the sediment studied

| 采样点 Site | 有机质/% Organic matter | 平均粒径/ μm Average grain diameter | 中值粒径/ μm Median grain diameter | pH | Eh/mV |
|---------------------|-------------------------|---|--|------|-------|
| 外砂河口(海桑林)W-Sc | 3.24 | 5.505 | 5.357 | 4.97 | 193 |
| 外砂河口(无瓣海桑林)W-Sa | 2.79 | 4.650 | 4.701 | 4.05 | 145 |
| 外砂河口(光滩)W-N | 2.19 | 2.581 | 3.826 | 5.86 | 67 |
| 苏埃湾(桐花树林内I) S-Ac-I | 2.21 | 7.227 | 7.170 | 3.88 | 182 |
| 苏埃湾(花树林内II) S-Ac-II | 3.29 | 4.917 | 4.753 | 3.74 | 147 |
| 苏埃湾(光滩) S-N | 2.53 | 7.053 | 7.062 | 6.39 | 110 |
| 义丰溪高潮滩(无瓣海桑林) YH-Sa | 3.47 | 6.115 | 5.616 | 5.37 | 210 |
| 义丰溪高潮滩(林缘) YH-E | 3.43 | 5.925 | 5.791 | 5.83 | 217 |
| 义丰溪高潮滩(光滩) YH-N | 2.43 | 7.047 | 7.100 | 6.16 | 85 |
| 义丰溪低潮滩(无瓣海桑林) YL-Sa | 3.60 | 6.672 | 6.503 | 5.59 | 296 |
| 义丰溪低潮滩(林缘) YL-E | 3.11 | 7.070 | 7.114 | 6.16 | 118 |
| 义丰溪低潮滩(秋茄林) YL-Kc | 3.05 | 6.512 | 6.451 | 4.64 | 201 |
| 义丰溪低潮滩(光滩) YL-N | 2.55 | 5.910 | 5.991 | 6.49 | 132 |

的结果,同时提高了沉积物的氧化性,最终使Eh总体上升高了。OM与Eh之间为极显著正相关从一定程度上表明红树林沉积物相对一般潮滩沉积物具有更复杂的生态过程。pH的数据显示,红树林恢复降低了表层沉积物的pH值,其中,桐花树和秋茄降低的百分比较大,无瓣海桑和海桑降低的百分比较小。

2.2 红树林恢复对表层沉积物总氮(TN)的影响

由图2,图3可知,表层沉积物TN含量为0.6—2.5g/kg。本研究的所测的TN的含量与其他地区红树林沉积物的含量(表2)相接近^[15,23-24]。从整体上看,各样地基本上是呈“林内>林缘>光滩”,这与前人的研究结果^[15,23-24]一致。

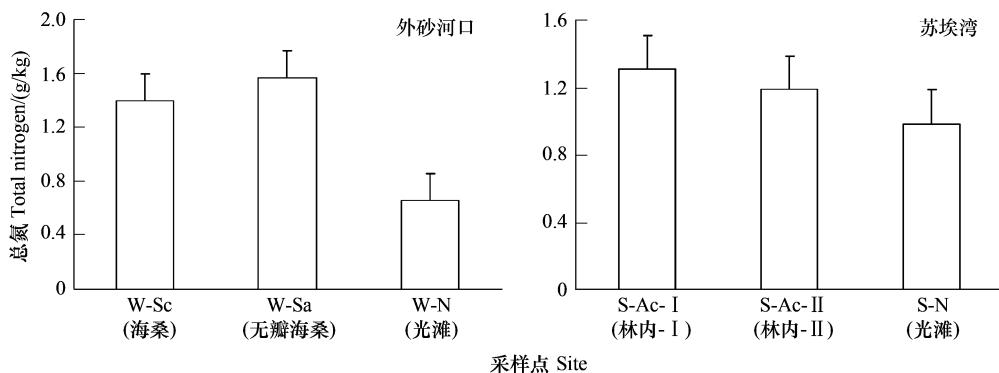


图2 外砂河口和苏埃湾的表层沉积物总氮含量

Fig.2 Content of TN of surface sediments in Waisha and Suaiwan

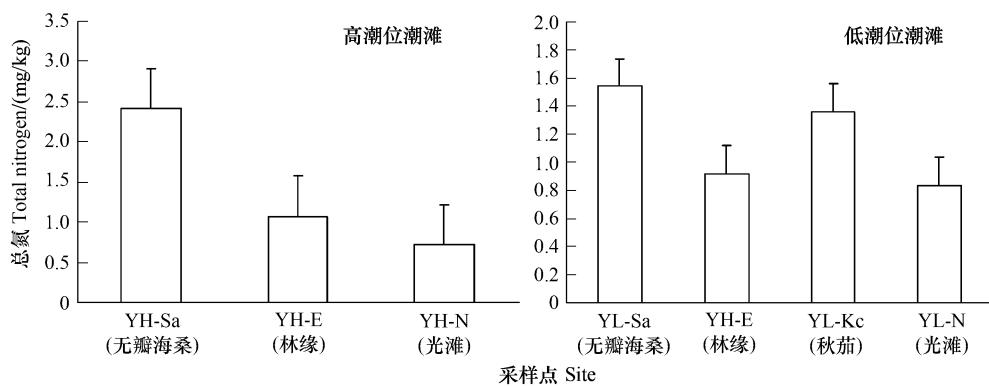


图3 义丰溪高潮位潮滩和低潮位潮滩的表层沉积物总氮含量

Fig.3 Content of TN of surface sediments in high tide flat and low tide flat in Yifengxi

表2 部分地区红树林土壤总氮(TN)的含量

Table 2 Content of total nitrogen (TN) of mangroves soil in some districts

| 地点 Site | 种名 Name of species | 深度 Depth/cm | TN/(g/kg) | 资料来源 Source |
|-----------------------------------|--------------------|-------------|-----------|-------------|
| 外砂河口 Waisha estuary | 无瓣海桑 + 海桑 | 0—5 | 1.398 | 本研究 |
| 苏埃湾 Suai bay | 桐花树 | 0—5 | 1.312 | 本研究 |
| 义丰溪口 Yifeng river estuary | 无瓣海桑 | 0—5 | 2.408 | 本研究 |
| 深圳福田 Shenzhen Futian | 桐花树 | 0—30 | 1.327 | [24] |
| 深圳福田 Shenzhen Futian | 秋茄 | 0—30 | 1.394 | [24] |
| 福建九龙江 Fujian Jiulong river | 白骨壤 | 0—20 | 2.100 | [25] |
| 海南东寨港 Dongzhai Harbor | 秋茄 | 0—30 | 0.874 | [15] |
| 海南东寨港 Dongzhai Harbor | 无瓣海桑 | 0—30 | 0.876 | [15] |
| 巴西波滕日河口 Potengi estuary in Brazil | 大红树 | 0—25 | 2.240 | [23] |

无瓣海桑 *Sonneratia apetala*;海桑 *S. caseolaris*;桐花树 *Aegiceras corniculatum*;秋茄 *Kandelia candel*;白骨壤 *Avicennia marina*;大红树 *Rhizophora mangle*

相关分析可知,总氮(TN)与有机质(OM)之间为显著相关($r = 0.579, P = 0.038, n = 13$),这说明凋落物的回归提高了表层沉积物的有机质含量,进而使总氮的含量升高。其中,总氮含量最高的为义丰溪高潮滩(YH-Sa),这与该点无瓣海桑大量的凋落物有关,同时,该点潮位较高(高于YL-Sa),能够减少潮汐冲刷,有利于有机质的积累。此外,总氮含量较高的还有外砂河口的海桑林(W-Sc)和义丰溪低潮滩(YL-Sa),其植物优势种分别为海桑和无瓣海桑。

关于无瓣海桑恢复对沉积物TN的影响,已有前人做过研究。李枚等^[15]通过对海南东寨港的5年生的无瓣海桑人工林和14年生的秋茄人工林研究,发现营造红树林促进了沉积物对N、P、K和有机质等的吸收、累积,本研究结果与之一致,且外来树种无瓣海桑的潜在能力远大于乡土树种秋茄林。然而必须指出,沉积物TN的提高与其性状的优劣并无必然的关系。一方面,对植物而言,TN的提高并不一定意味着植物可吸收养分的增加。尽管红树林土壤中TN、TP的含量要远高于陆地森林,但不能就此证明其肥力大,因为大部分的氮磷是不溶或难溶的,植物很难直接利用^[24],红树植物经常处于“氮磷饥渴”状态。也正是由于这样,一旦有外来营养源,如生活污水,在一定范围内,红树植物的生长反而得到促进^[26-28]。另一方面,对于近岸水体而言,氮是造成富营养化的主要因子,红树林沉积物中氮素的释放可能是近岸水体中氮的来源之一。也就是说,在红树林沉积物中,氮素在环境中会造成两方面的影响,这也正是红树林与陆地森林的区别之一。Silva等^[23]研究凋落物中的N素在分解期间的释放速率。结果表明,在凋落物在沉积物表面15d的停留时间内^[29],凋落物向水体中释放的N和P的量很少,分别只有 $1.6\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 和 $0.5\text{kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。该研究对15d(停留时间)内凋落物的N、P的释放作了较合理的估算,但没有对15d(此时已有部分凋落物已经转化成为有机质)后的N和P的归趋转化作进一步的研究。而这部分的有机质与近岸水体仍然存在着密切的关系。因此,必须对表层沉积物中N和P的形态作深入的研究。

2.3 红树林恢复对表层沉积物中离子交换态氮(IEF-N)的影响

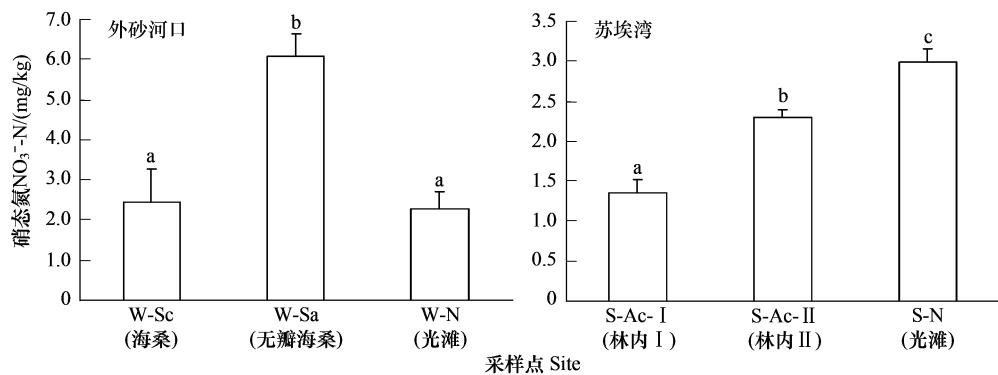
滨岸潮滩是生源氮素重要的源和汇,由于地处海陆交互带,各种理化因子具有多变性和复杂性,红树林潮滩还存在着强烈的生物扰动,这些因素导致潮滩沉积物在一定程度上能够充当营养源的作用,向上覆水体释放营养盐。因此,研究沉积物中营养盐的赋存形态、分布特征及影响因素具有重要意义。在氮的赋存形态中,离子交换态氮(IEF-N)是与沉积物结合能力最弱的吸附态氮,是沉积物中最“活跃”的部分^[30]。是所有形态中对近岸水体富营养化进程最为直接的形态。红树林恢复改变了林地的环境条件,进一步加剧了环境的复杂程度,可能对IEF-N产生显著的影响。

2.3.1 红树林恢复对沉积物 NO_x^- -N的影响

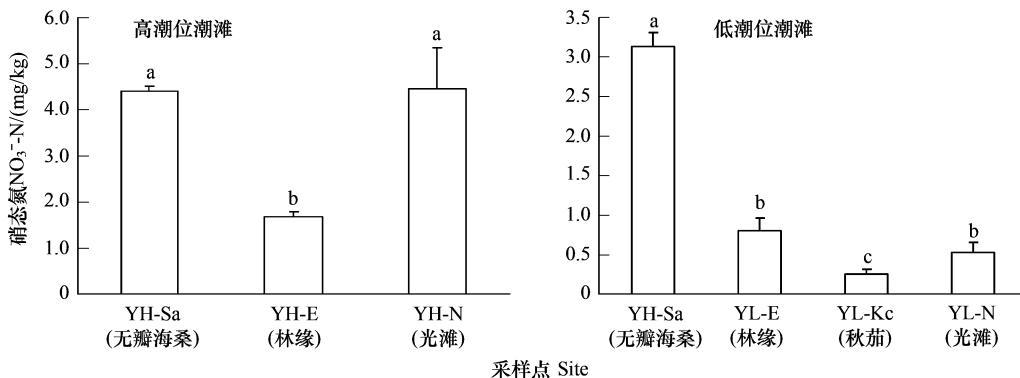
如图4、图5所示,在外砂河口,无瓣海桑林(W-Sa)表层沉积物中 NO_x^- -N的含量显著高于海桑(W-Sc)和光滩(W-N)($P < 0.05$),海桑林(W-Sc)和光滩(W-N)差异不显著;在苏埃湾,其大小顺序为“光滩(S-N) > 林内II(S-Ac-II) > 林内I(S-Ac-I)”,均呈显著性差异($P < 0.05$);在义丰溪口高潮滩,林内(YH-Sa)和光滩(YH-N) NO_x^- -N的含量显著高于边缘(YH-E),其分布与其他采样点相比较为特殊,原因有待进一步研究;在义丰溪低潮滩,无瓣海桑林内(YL-Sa)显著高于林边和光滩,秋茄林(YL-Kc)刚好相反,含量显著低于光滩(YL-N)。义丰溪低潮滩的含量整体上呈“林内 > 林缘 > 光滩 > 秋茄林”的趋势。对于无瓣海桑和海桑,除义丰溪高潮滩外(YH-Sa),各采样点的林内的 NO_x^- -N的含量都显著地高于同一潮位的光滩($P < 0.05$),而对于秋茄和桐花树而言,情况刚好相反。综上:以光滩为对照,外来种(Sa、Sc)和乡土种(Ac、Kc)的恢复使表层沉积物中的 NO_x^- -N分别朝着相反的方向发展。

2.3.2 红树林恢复对沉积物 NH_4^+ -N的影响

与 NO_x^- -N相比, NH_4^+ -N在沉积物中容易被胶体吸附,部分进入2:1型的黏土矿物晶层固定,因此, NH_4^+ -N在沉积物中移动性相对较小。然而,由于海水中含有大量的 K^+ 离子,而 K^+ 与 NH_4^+ 的直径相当,所以,当黏土矿物的层间被 K^+ 所饱和后,就会影响 NH_4^+ 的进入,甚至可以将 NH_4^+ 从黏土矿物中置换出来,因而使 NH_4^+ 的移动性大大增强;另外,红树林沉积物较低的pH值使 NH_4^+ 的移动性也趋向于略微增加。再者,由于红树

图4 外砂河口(a)和苏埃湾(b)的表层沉积物 NO_x^- -N 含量Fig. 4 Content of NO_x^- -N of surface sediments in Waisha (a) and Suaiwan (b)

(柱上不同字母表示两两之间差异显著, 相同字母即为差异不显著, 下同)

图5 义丰溪高潮位潮滩(a)和低潮位潮滩(b)的表层沉积物 NO_x^- -N 含量Fig. 5 Content of NO_x^- -N of surface sediments in high tide flat (a) and low tide flat (b) in Yifengxi

林沉积物环境的还原性较强, 因此 NH_4^+ 的含量要高于 NO_x^- -N。因此, 研究红树林表层沉积物与上覆水体之间的关系时, NH_4^+ -N 是一种非常重要的形态。

由图6、图7可知, 在外砂河口, 海桑(W-Sc)和无瓣海桑(W-Sa)的含量均高于光滩(W-N), 都呈显著性差异($P < 0.05$), 但树种之间差异不显著; 在苏埃湾, 桐花树林内(S-Ac-I)的 NH_4^+ -N 显著低于光滩(S-N) ($P < 0.05$), 林内 I(S-Ac-I) 和 林内 II(S-Ac-II) 差异不显著; 在义丰溪高潮滩, 无瓣海桑林内(YH-Sa)的 NH_4^+ 显著高于边缘(YH-E)和光滩(YH-N), 边缘和光滩差异不显著; 在义丰溪低潮滩, 无瓣海桑林内(YL-Sa)和林缘(YL-E)的 NH_4^+ -N 含量显著高于光滩, 光滩的 NH_4^+ 含量显著高于秋茄林 ($P < 0.05$)。曹知勉等^[19]对福建厦门人工恢复的秋茄幼林进行研究, 发现无机 N 含量比光滩沉积物含量低, 其中以 NH_4^+ -N 最为显著, 并认为这是由于植物强烈吸收无机氮所造成的。这与本研究中的桐花树林和秋茄林的结果是一致的。

2.3.3 小结

由上可知, 以光滩为对照, 外来树种(Sa、Sc)和乡土树种(Ac、Kc)的恢复使表层沉积物中的 IEF-N 分别朝着相反的方向发展, 这具有两方面的生态意义: 第一, 对植物而言, 这是有利的改变。IEF-N 能够被植物根系直接吸收, 其含量的提高是营养状况改善的标志。从总体上看, 无瓣海桑和海桑林的恢复提高 IEF-N 的含量, 这与这两种外来种速生的特性一致。无瓣海桑和海桑生长速度快, 因而需要吸收更多的营养, 可利用养分的增加也是这两种外来适应环境的一种体现。研究者多从光照、化感、盐度和水淹等角度来研究外来树种(Sa、Sc)与乡土树种的种间竞争关系^[31], 本研究的结果将为解释这两种外来种在种间竞争中占优势提供新的依据。

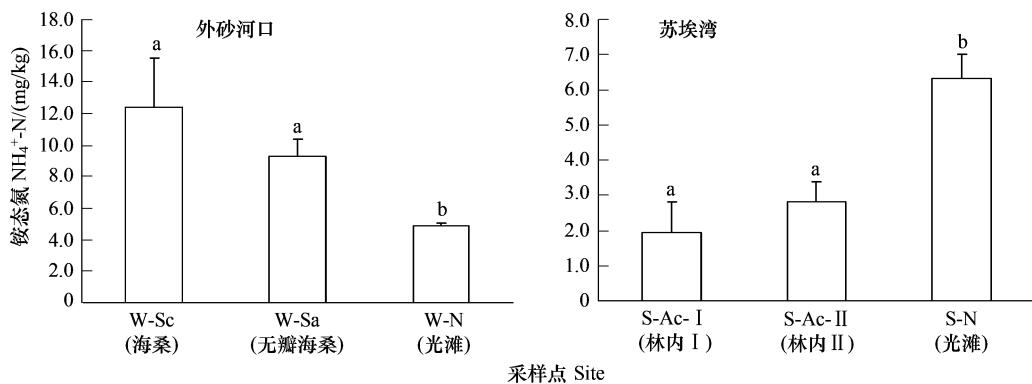


图 6 外砂河口(a)和苏埃湾(b)的红树林湿地土壤铵态氮含量

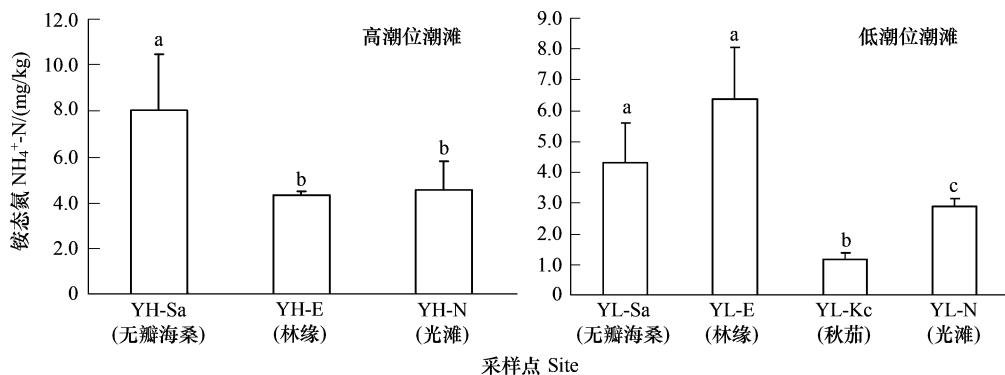
Fig. 6 Content of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ of surface sediments in Waisha(a) and Suaiwan(b)

图 7 义丰溪高潮位潮滩和低潮位潮滩的红树林湿地土壤铵态氮含量

Fig. 7 Content of total $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ of surface sediments in high tide flat and low tide flat in Yifengxi

和思路。第二,对近岸水体的富营养化而言,这是不利的改变。IEF-N 能够以孔隙水为介质,在浓度梯度的驱动下在沉积物-海水界面发生物质迁移。因此,IEF-N 含量的升高将有可能使其从潮滩沉积物向近岸水体迁移扩散。从红树林沉积物与近岸水体中 N 元素的物质交换关系来看,速生的外来种 (Sa、Sc) 所起的环境效应将可能不如乡土树种 (Ac、Kc),甚至有可能近岸水体中生源氮素的来源之一。外来树种 (Sa、Sc) 在这方面体现出来的差异值得引起研究者的注意。

2.4 表层沉积物中可交换态无机态 N(IEF-N)的主要影响因素

经分析可知, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 TN 之间具有较好的相关性 ($r = 0.512, P = 0.074, n = 13$),而有机氮是潮滩沉积物中 TN 的主要赋存形态,结合前面所提到的有机质含量 OM 与 TN 之间的显著相关关系,可以推测,在其他环境因素相近的情况下,凋落物通过塑造有机质的空间分布,造成了 TN 在不同样点间的差别,并通过 TN 中的有机氮的氨化作用最终引起 IEF-N 的空间分布出现差异。然而,值得注意的是,OM 与 TN 显著相关,TN 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 显著相关,但是 OM 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的相关性较差,同时, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与其他因素的相关性也较差,这与其他在潮滩上的研究结论不一致^[30,32],进一步说明了与一般潮滩对比,红树林生态系统更加复杂。红树林沉积物除了受到海陆交接带来的环境因子的复杂性之外,还面临着植物吸收、凋落物回归、底栖动物扰动和人为干扰等因素的影响。因此,IEF-N 的空间差异受多因素共同控制的结果。其中,蟹类的扰动是一个不可忽视的因素。蟹类通过掘穴增加了沉积物中氧气的含量,加剧了氮的氨化作用与硝化作用之间的耦合关系,促进了沉积物中有机氮向 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 转化, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 向 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ 转化^[33]。外砂河口的无瓣海桑林和海桑林的平均蟹洞为 28ind/ m^2 ,义丰溪口的无瓣海桑林内的平均蟹洞为 76ind/ m^2 ,而义丰溪口的秋茄林中蟹洞的数量很少,苏埃湾的桐

花树林内并未发^[34]。此外, pH 值的变化也是一个可能的因素。红树林恢复能够降低沉积物的 pH, 但乡土树种(Ac、Kc)与外来树种(Sa、Sc)在此体现出差异, 即乡土树种使 pH 降低的幅度更大。

$$A = \frac{\text{pH}_{\text{林内}} - \text{pH}_{\text{光滩}}}{\text{pH}_{\text{光滩}}} \quad (1)$$

用公式(1)来计算红树林恢复使 pH 降低的百分比。结果表明, 苏埃湾的桐花树林降低的比例最大($A = 40.38\%$), 其次是义丰溪的秋茄林($A = 28.62\%$), 无瓣海桑和海桑降低的幅度较小, 其中最大为外沙河口($A = 23.07\%$), 义丰溪高、低潮滩分别只降了 12.95% 和 13.87%。相比之下, 桐花树林和秋茄林表层沉积物中较低的 pH 值, 可能是抑制了微生物的活性的因素, 进而降低了氨化速率, 阻碍了有机氮向 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的转化。

综上可以得知: 在其他环境条件相近的情况下, 调落物量的差异是造成 IEF-N 空间分布差异的根本因素, 沉积物中有机氮的氨化速率对 IEF-N 空间分布差异具有直接影响。蟹类密度的不同和 pH 值差异都对氨化速率带来影响, 进而加剧了这个过程的复杂性。

数据还表明, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ 呈显著性相关, 反映出部分的 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 的硝化反应可能是控制 $\text{NO}_x^- \text{-N}$ 空间变化差异的直接因素(图 8)。

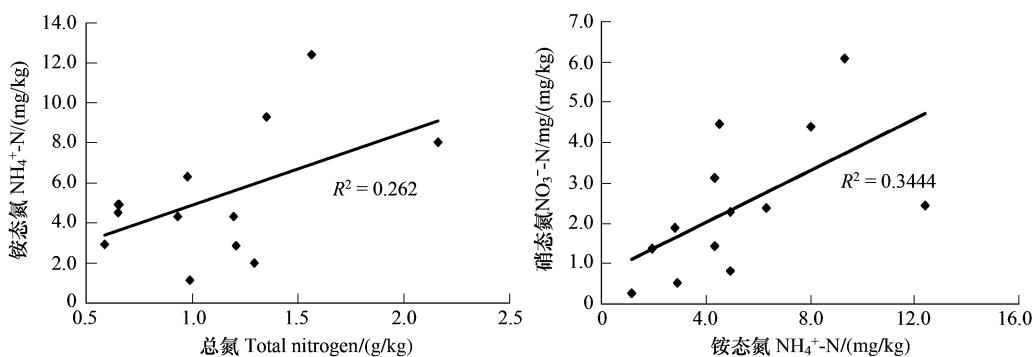


图 8 表层沉积物 TN 与 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 与 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 的相关性分析

Fig. 8 Correlation between TN and $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ in surface sediments

3 总结

(1) 不同树种的红树林恢复都显著得提高了表层沉积物中 TN 的含量, 这主要与凋落物的回归有关。速生的无瓣海桑和海桑的凋落物明显更多, TN 含量相对较高;

(2) 对于可交换态无机态 N (IEF-N), 其含量大致呈现这种规律: 外来树种(Sa、Sc) > 光滩 > 乡土树种(Ac、Kc)。以光滩为标准, 外来树种(Sa、Sc)和乡土树种(Ac、Kc)的恢复使表层沉积物中的 IEF-N 分别朝着相反的方向发展: 外来树种(Sa、Sc)提高了土壤中的两种形态氮的含量, 而乡土树种(Ac、Kc)使其含量下降。从植物的角度来看, 这是外来树种对环境适应的体现; 从近岸水体与沉积物之间营养物质交换关系的角度来看, 乡土树种和外来树种的恢复可能导致营养盐在潮滩沉积物-水界面间的迁移和交换过程中存在差异, 影响河口滨岸水体生态系统的健康发展。评价这种差异所导致的潜在环境效应则有待进一步对恢复后潮滩界面营养元素的环境地球化学过程展开研究。

(3) 在其他环境条件相近的情况下, 调落物量的差异是造成 IEF-N 空间分布差异的根本因素, 沉积物中有机氮的氨化速率对 IEF-N 空间分布差异具有直接影响。蟹类密度的不同和 pH 值差异都对氨化速率带来影响, 进而加剧了这个过程的复杂性。

References:

- [1] Kuwae T, Kibe E, Nakamura Y. Effect of emersion and immersion on the porewater nutrient dynamics of an intertidal sandflat in Tokyo Bay. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2003, 57(5/6): 929-940.

- [2] Wu F C, Wan G J, Cai Y R. Biogeochemical processes at the sediment-water interface. *Advances in Earth Sciences*, 1996, 11(2):191-197.
- [3] Santschi P, Hohener P, Benoit G, Buchholtz-ten B M. Chemical process at the sediment-water interface. *Marine Chemistry*, 1990, 30:269-315.
- [4] Burton E D, Phillips I R, Hawker D W. Trace metals and nutrients in bottom sediments of the Southport Broadwater, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 48(3/4):378-402.
- [5] Liu M, Hou L J, Xu S Y, Yu J, Ou D N, Liu Q M. Experimental simulation of the effects of macrobenthos on the microcycling of nitrogen in the Yangtze estuarine and tidal flat ecosystem. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(5):1132-1137.
- [6] Tian J R and Zhou P J. Phosphorus fractions of floodplain sediments and phosphorus exchange on the sediment-water interface in the lower reaches of the Han River in China. *Ecological Engineering*, 2007, 30(3):264-270.
- [7] Maine M A, Suáe N, Hadad H, Sánchez G. Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free water surface constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 2007, 380(1/3):75-83.
- [8] Saenger P//Saenger P ed. *Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2002, 1-10.
- [9] Ye Y, Weng J, Lu C Y, Chen G C. Mangrove biodiversity restoration. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26 (4):1243-1250.
- [10] Liu M, Xu S Y, Hou L J. *Exordium//Liu M ed. Environmental Biogeochemical Processes of Nutrient in Sediment-Water Interface in the Yangtze Estuarine and Tidal Flat*. Beijing: Science Press, 2007: 1-19.
- [11] Wu S J, Gao L X. The bad biodiversity: alien plant species in Hong Kong. *Biodiversity Science*, 2002, 10(1):109-118.
- [12] Zan Q J, Wang B S, Wang Y J, Li M G. Ecological assessment on the introduced *Sonneratia caseolaris* and *S. apetala* at the mangrove forest of Shenzhen Bay, China. *Acta Botanica Sinica*, 2003, 45(5):544-551.
- [13] Zan Q J, Wang Y J, Liao B W, Zheng D Z. Biomass and net productivity of *Sonneratia apetala*, *S. caseolaris* mangrove man-made forest. *Journal of Wuhan Botanical Reserch*, 2001, 19(5):391-396.
- [14] Huang Y Q, Wu X F, Han W D, Liu X T. A study on biomass of *Sonneratia apetala* artificial stands. *Acta Agriculturae Universitatis Jiangxiensis*, 2002, 24(4):533-536.
- [15] Li M, Liao B W, Zheng S F. Ecological effect of *Sonneratia apetala* plantation. *Shanghai Environmental Sciences*, 2003, 22(8):540-543.
- [16] Zan Q J, Wang Y J, Wang B S. The ecological effect of *Sonneratia apetala* + *S. caseolaris* mangrove plantations in Futian, Shenzhen. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2001, 40(6):72-76.
- [17] Perry C T, Berkeley A. Intertidal substrate modification as a result of mangrove planting: Impacts of introduced mangrove species on sediment microfacies characteristics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2009, 81(2): 225-237.
- [18] Cao C Q, Ye Y, Zou J Y, Liu M L. Effect of *Kandelia candel* mangrove restoration on sediment phosphorus in Jiulongjiang estuary. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 2008, 27(2):208-213.
- [19] Cao Z M, Ye Y, Lu C Y, Zheng F Z. Preliminary studies on effects of restored mangroves on coastal soils. *Ecologica Science*, 2004, 23(2):110-113.
- [20] Liu M, Xu S Y, Hou L J. Spatial distribution and accumulation of nutrients in the tidal flats of Yangtze Estuarine. In: Liu M ed. *Environmental Biogeochemical Processes of Nutrient in Sediment-Water Interface in the Yangtze Estuarine and Tidal Flat*. Beijing: Science Press, 2007. 36-40, 69-70.
- [21] Bala Krishna Prasad, M and Ramanathan, A L. Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2008, 80(1):60-66.
- [22] Liu M, Xu S Y, Hou L J. Environmental characteristics of tidal flats in Yangtze Estuarine//Liu M ed. *Environmental biogeochemical processes of nutrient in sediment-water interface in the Yangtze estuarine and tidal flat*. Beijing: Science Press, 2007: 40-46.
- [23] Ramos e Silva C A, Oliveira S R, Rêgo R D, Mozeto A A. Dynamics of phosphorus and nitrogen through litter fall and decomposition in a tropical mangrove forest. *Marine Environmental Research*, 2007, 64(4):524-534.
- [24] Li M S. Nutrient dynamics of a Futian mangrove forest in Shenzhen, South China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1997,45(4):463-472.
- [25] Zhang Y L, Lin P. Studies on properties of soils under *Kandelia candel* and *Avicennia marina* mangrove forest in Jiulongjiang River estuary. *Acta Agriculturae Universitatis Henanensis*, 1998, 32(4):325-330.
- [26] Wong Y S, Tam N F Y, Chen G Z, Hua M. Response of *Aegiceras corniculatum* to synthetic sewage under simulated tidal conditions. *Hydrobiologia*, 1997, 352(1/3):89-96.
- [27] Yang Q, Tam N F Y, Wong Y S, Luan T G, Su W S, Lan C Y, Shin P K S, Cheung S G. Potential use of mangroves as constructed wetland for municipal sewage treatment in Futian, Shenzhen, China. *Marine Pollution Bulletin*, 2008, 57(6/12):735-743.
- [28] Wu Y, Chung A, Tam N F Y. Constructed mangrove wetland as secondary treatment system for municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 2009, 34(2):137-146.
- [29] Silva C A R., Silva A P, Oliveira S R.. Concentration, stock and transport rate of heavy metals in a tropical red mangrove, Natal, Brazil. *Marine*

- Chemistry, 2006, 99(1/4):2-11.
- [30] Dai J C, Song J M, Zheng G X, Li X G, Yuan H M, Li N. Environmental biogeochemical significance of nitrogen in Jiaozhou bay sediments. Environmental Science, 2007, 28(9):1924-1928.
- [31] Chen L Z, Tam N F Y, Huang J H, Zeng X Q, Meng X L, Zhong C R, Wong Y S, Lin G H. Comparison of ecophysiological characteristics between introduced and indigenous mangrove species in China. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2008, 79(4):644-652.
- [32] Liu M, Xu S Y, Hou L J. Spatial distribution and accumulation of nutrients in the tidal flats of Yangtze Estuarine // Liu M ed. Environmental biogeochemical processes of nutrient in sediment-water interface in the Yangtze estuarine and tidal flat. Beijing: Science Press, 2007. 71-80.
- [33] Hou L J, Liu M, Xu S Y, Ou D N, Liu Q M, Liu H L, Jiang H Y. Advances in the study on nitrogen biogeochemistry in tidal flat ecosystem. Advances in Earth Science, 2004, 19(5): 774-781.
- [34] Peng Y S. The environmental effect of mangrove restoration. Doctoral dissertation of Sun Yat-sen University. Guangzhou: Sun Yat-sen University. 2008.

参考文献:

- [2] 吴丰昌, 万国江, 蔡玉蓉. 沉积物-水界面的生物地球化学作用. 地球科学进展, 1996, 11(2):191-197.
- [5] 刘敏, 侯立军, 许世远, 余婕, 欧冬妮, 刘巧梅. 长江口潮滩生态系统氮的微循环过程中大型底栖动物效应实验模拟. 生态学报, 2005, 25(5):1132-1137.
- [9] 叶勇, 翁劲, 卢昌义, 陈光程. 红树林生物多样性恢复. 生态学报, 2006, 26(4):1243-1250.
- [10] 刘敏, 许世远, 侯立军. 绪论//刘敏主编. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程. 北京:科学出版社, 2007. 1-19.
- [11] 吴世捷, 高力行. 不受欢迎的生物多样性:香港的外来植物物种. 生物多样性, 2002, 10(1):109-118.
- [12] 眭启杰, 王伯荪, 王勇军, 李鸣光. 深圳湾红树林引种海桑、无瓣海桑的生态评价. 植物学报, 2003, 45(5): 544-551.
- [13] 眇启杰, 王勇军, 廖宝文, 郑德璋. 无瓣海桑、海桑人工林的生物量及生产力研究. 武汉植物学研究, 2001, 19(5):391-396.
- [14] 黄月琼, 吴小凤, 韩维栋, 刘新田. 无瓣海桑人工林分生物量的研究. 江西农业大学学报(自然科学版), 2002, 24(4):533-536.
- [15] 李玫, 廖宝文, 郑松发. 无瓣海桑海滩人工林的生态影响. 上海环境科学, 2003, 22(8):540-543.
- [16] 眇启杰, 王勇军, 王伯荪. 深圳福田无瓣海桑 + 海桑人工林的生态影响. 中山大学学报(自然科学版), 2001, 40(6):72-76.
- [18] 曹长青, 叶勇, 邹俊毅, 刘美龄. 九龙江口秋茄红树林恢复对底质磷的影响. 台湾海峡, 2008, 27(2):208-213.
- [19] 曹知勉, 叶勇, 卢昌义, 郑逢中. 红树林恢复对海岸湿地土壤影响的初步研究. 生态科学, 2004, 23(2):110-113.
- [20] 刘敏, 许世远, 侯立军. 长江口滨岸潮滩营养盐的时空分布与累积//刘敏主编. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程. 北京:科学出版社, 2007. 36-40, 69-70.
- [22] 刘敏, 许世远, 侯立军. 长江口滨岸潮滩环境特征//刘敏主编. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程. 北京:科学出版社, 2007. 40-46.
- [25] 张银龙, 林鹏. 九龙江河口秋茄林及白骨壤红树林土壤特性研究. 河南农业大学学报, 1998, 32(4):325-330.
- [30] 戴纪翠, 宋金明, 郑国侠, 李学刚, 袁华茂, 李宁. 胶州湾沉积物氮的环境生物地球化学意义. 环境科学, 2007, 28(9):1924-1928.
- [32] 刘敏, 许世远, 侯立军. 长江口滨岸潮滩营养盐的时空分布与累积//刘敏主编. 长江口潮滩沉积物-水界面营养盐环境生物地球化学过程. 北京:科学出版社, 2007. 71-80.
- [33] 侯立军, 刘敏, 许世远, 欧冬妮, 刘巧梅, 刘华林, 蒋海燕. 潮滩生态系统中生源要素氮的生物地球化学过程研究综述. 地球科学进展, 2004, 19(5):774-781.
- [34] 彭逸生. 红树林恢复的环境效应研究. 中山大学博士论文. 广州: 中山大学, 2008.