



ISSN 1005-264X
www.plant-ecology.com

植物生态学报

Chinese Journal of Plant Ecology

第41卷 第4期 2017年4月 Vol. 41 No. 4 April 2017



主办单位：中国科学院植物研究所
中国植物学会

Sponsors: Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences
Botanical Society of China

互花米草入侵对红树林湿地沉积物重金属累积的效应与潜在机制

陈 权^{1,2} 马克明^{1*}

¹中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; ²中国科学院大学, 北京 100049

摘 要 互花米草(*Spartina alterniflora*)是全球海岸带相当成功的外来入侵种, 对红树林的威胁越来越严峻(尤其在中国)。不仅如此, 海洋和近海海岸带受重金属污染的胁迫也日趋严重, 但是互花米草对红树林湿地沉积物重金属累积的效应仍不明确。为了探究互花米草入侵对红树林湿地沉积物重金属累积的效应及潜在机制, 该文作者在广东湛江红树林国家级自然保护区设置两组对比生境: 裸滩对比互花米草群落和海榄雌(*Avicennia marina*)群落对比海榄雌+互花米草混生群落, 调查分析各对比组内沉积物重金属元素砷(As)、镉(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、镍(Ni)、铅(Pb)、锌(Zn)和锰(Mn)含量的差异及其与环境因素的关系。结果表明, 互花米草能提高红树林湿地沉积物重金属的含量, 尤其是Cr、Cu、Ni、Zn和Mn有显著的提高。污染等级评价显示只有Cd的污染等级达到偏中度水平。互花米草能促进湛江红树林湿地沉积物重金属累积, 但并不一定会造成污染危害。进一步分析显示沉积物重金属含量与沉积物有机物质、全碳、全氮、全硫和全钾含量存在密切的共线性。归根结底, 互花米草密集的地上与地下生物学结构可能是其促进沉积物重金属累积的主要因素。

关键词 互花米草; 海榄雌; 重金属; 沉积物理化性质; 植被特征; 中国湛江

引用格式: 陈权, 马克明 (2017). 互花米草入侵对红树林湿地沉积物重金属累积的效应与潜在机制. 植物生态学报, 41, 409–417. doi: 10.17521/cjpe.2016.0338

Effects of *Spartina alterniflora* invasion on enrichment of sedimental heavy metals in a mangrove wetland and the underlying mechanisms

CHEN Quan^{1,2} and MA Ke-Ming^{1*}

¹State Key Laboratory of Urban & Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; and ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract

Aims The cordgrass *Spartina alterniflora* is one of the highly successful invasive plants in coastlines worldwide. Although the *S. alterniflora* invasion is threatening mangroves and the increasing heavy metal pollution of oceans and coasts are of growing concerns, especially in China, the effects of *S. alterniflora* invasion on the enrichment of sedimental heavy metals in mangrove wetlands are not known. The objectives of this study are to determine the effects of *S. alterniflora* invasion on enrichment of sedimental heavy metals in the mangrove wetland and the underlying mechanisms.

Methods We investigated differences in the contents of sedimental heavy metals, including As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, and Mn, for two pairs of comparisons (unvegetated shoal vs *S. alterniflora* monoculture and *Avicennia marina* monoculture vs *A. marina* + *S. alterniflora* mixture), and their relationships with environmental factors in Zhanjiang Mangrove National Natural Reserve, Guangdong, China.

Important findings *Spartina alterniflora* invasions in mangrove wetlands increased the contents of sedimental heavy metals, with the effects being significant on Cr, Ni, Cu, Zn, and Mn. The intermediate level of pollution was only detected in the sedimental Cd. The presence of *S. alterniflora* resulted in enrichment in the sedimental heavy metals in the mangrove wetland in Zhanjiang, but not to the degree of concerns for contaminations. The contents of sedimental organic matter, total C, total N, total S and total K were strongly related to the contents of sedimental heavy metals in the invaded mangrove wetland. Ultimately, the dense above-and below-ground architectures of the invasive *S. alterniflora* likely play a predominant role in causing enrichment of sedimental heavy metals.

收稿日期Received: 2016-11-03 接受日期Accepted: 2017-02-28

* 通信作者Author for correspondence (E-mail: mkm@rcees.ac.cn)

Key words *Spartina alterniflora*; *Avicennia marina*; heavy metals; sediment physicochemical property; vegetation characteristics; Zhanjiang, China

Citation: Chen Q, Ma KM (2017). Effects of *Spartina alterniflora* invasion on enrichment of sedimental heavy metals in a mangrove wetland and the underlying mechanisms. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 41, 409–417. doi: 10.17521/cjpe.2016.0338

生物入侵(biological invasions)自1958年被正式提出以来,一直是生物学/生态学的研究热点(Elton, 1958; Tilman, 1999)。生物入侵是造成全球生物多样性丧失的一个主要因素,破坏性仅次于生境破碎化(habitat fragmentation)(Mack *et al.*, 2000)。随着全球持续变暖,气候带迁移,生物入侵将呈现新的模式,并将与其他全球变化因素一起共同左右着地球的未来(Bradley *et al.*, 2011; Simberloff *et al.*, 2013)。

互花米草(*Spartina alterniflora*, 英文名smooth cordgrass、Atlantic cordgrass或saltmarsh cordgrass)是禾本科米草属(又名蝇草属)一种多年生草本植物,通常密集成片分布(王卿等, 2006)。尽管现在有人怀疑互花米草并不是起源于美洲大西洋海岸(Bortolus *et al.*, 2015),但是通过自然或人为途径,互花米草已经扩散到全球绝大多数海岸带;尤其在中国,其分布范围几乎遍布东南沿海(王卿等, 2006; Chen *et al.*, 2009)。互花米草对其入侵生境的生物地球化学循环和生物区系有深远的影响。互花米草通常作为生态工程种被引入,其相对较高的生产力和较强的促淤造陆能力能显著提高入侵生境有机物质的积累(Craft *et al.*, 1999; Chung, 2006; Liao *et al.*, 2007)。互花米草特异的生物学/生态学特征还会改变入侵生境空间微环境,因此,互花米草不可避免地会对入侵区生物区系造成一定程度的影响(Chen *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2009)。

红树林(mangal/mangroves/mangrove forest)是分布在热带亚热带海岸潮间带、受海水周期性浸淹的木本植物群落(Kathiresan & Bingham, 2001)。红树植物与互花米草适宜的分布生境有重合,辅以对互花米草人为引种,红树林势必会受到互花米草的入侵威胁。研究表明互花米草比乡土红树植物有更广的盐度适应范围、更强的耐淹水能力和更快速的繁殖扩散能力,从而能在红树林群落中迅速扩散,并对红树植物形成显著的竞争排斥,影响红树植物幼苗的更新和生长(王卿等, 2006; Chen *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2012)。现有的互花米草入侵红树林研究相对薄弱,主要关注其对红树林生境沉积物有机物质积累和底栖生物多样性的影响(陈权和马克明,

2015)。再有,如今全球海洋重金属污染越来越严峻(Islam & Tanaka, 2004; Pan & Wang, 2012),分布于近海海岸带的红树林不可避免地会受到危害。迄今,针对红树林湿地系统对重金属污染累积的效应有一系列研究(Banerjee *et al.*, 2012; Fonseca *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014)。但是,现阶段互花米草入侵是否会影响红树林湿地沉积物重金属的累积还不明确。相关研究只是对比互花米草生境与红树林湿地不同红树植物群落生境沉积物重金属含量差异(王爱军等, 2008),并不能反映互花米草入侵与否对红树林湿地沉积物重金属累积的真实效应。

根据唯一差异原则,我们在广东省湛江红树林国家级自然保护区,设置不同对比生境(无互花米草入侵的生境对比有互花米草入侵的同区域同类生境),旨在揭示互花米草的入侵对红树林湿地沉积物重金属累积的实际影响,并试图探讨潜在的相关机制。我们的研究有助于增进对海岸带生物入侵效应的理解,为红树林湿地重金属污染的管理与修复,红树林湿地资源的合理管理以及可持续利用提供重要的科学指导。

1 材料和方法

1.1 样地设置

广东湛江红树林国家级自然保护区(109.67°–110.58° E, 20.23°–21.58° N)散布于整个雷州半岛(Leizhou Peninsula)。保护区年平均气温为23.8 °C,最冷月平均气温为17.2 °C,平均海水表面温度为23.7 °C,全年无霜。年降水量1 500–2 000 mm,降水集中于夏季或季风期。潮汐类型为混合全日潮(mix diurnal tide),潮差约2 m (Zou *et al.*, 2008; 陈鹭真等, 2010)。广东湛江红树林国家级自然保护区于2002年被列入国际湿地公约(The Ramsar Convention)名录,成为国际上重要的生物多样性保护区域。

我们的样地设置在广东湛江红树林国家级自然保护区核心区高桥片区,高桥片区有着整个保护区成片面积最大、保存最完好的天然红树林。在高桥片区,靠近海的最前端是大面积没有植被的裸滩

(unvegetated shoal)。海欖雌(*Avicennia marina*)作为先锋物种, 首先出现并形成大面积的单一群落(Zhang *et al.*, 2009; Chen *et al.*, 2015)。大约2000年前后, 外来植物互花米草被引入到高桥红树林海岸(林广旋和卢伟志, 2011), 强大的入侵能力使其迅速扩散占领大面积的裸滩。同时, 互花米草也入侵到海欖雌林林窗, 形成树与草的混生群落。

根据实地情况, 我们设置两组对比生境: 一组是裸滩(US)与互花米草群落(*S. alterniflora* monoculture, SA); 另一组是海欖雌(*A. marina* monoculture, AM)与海欖雌+互花米草混生群落(*A. marina* + *S. alterniflora* mixture, MIX)。整个湛江地区处于亚热带与热带过渡带, 没有显著的植物生长与休眠季差异, 我们于2015年1月11–25日采集样品。每个生境随机设置4个10 m × 10 m重复样方, 每个样方间隔至少50 m, 确保样品独立性。所有生境都位于低潮带, 被相同的潮汐浸淹。为了使得结果具有可比性, 同一对比组的两类生境与海岸线的距离相同。

1.2 植被调查

在每个样方内调查植物的种类、数量、植株高度、盖度以及根系生物量(在每个样方随机挖取3个长宽深为50 cm × 50 cm × 30 cm体积的沉积物柱体, 洗出根系, 风干后称质量), 因为挖取沉积物过程中容易截断根系, 真实的根系密度测定难度大, 我们以根系生物量侧面反映根系密度。树与草混生群落的植被特征取上述各参数的加权算术平均值(草与树所占的样方面积比重为各自权重)。

1.3 沉积物采样与测定

在植被调查之前, 每个样方随机挖取10个土芯(直径2.5 cm, 深30 cm)混合成一个沉积物样品, 为了提高样品对样地实际情况的代表性, 每个样方取3个混合样, 带回实验室测定物理化学性质。

每10 g沉积物溶于25 mL CaCl₂溶液, 用pH测定仪(Mettler Toledo FE20k, Fisher Scientific, Pittsburgh, USA)测定pH值。沉积物容重用标准烘干恒重法测定; 沉积物粒径比例用粒径分析仪(Mastersizer 2000, Malvern Instruments, Malvern, UK)测定。沉积物全碳、全氮和全硫用全自动元素分析仪(Elementar Vario EL III, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, DE)测定; 沉积物有机质用总有机碳总氮分析仪(Liqui TOC, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, DE)测定。沉积物全磷和全钾先用微波消解

仪(MARS, CEM Corporation, Matthews, USA)消解萃取, 再用电感耦合等离子体发射光谱仪(NexION 300 ICP-MS, PerkinElmer, Waltham, USA)测定。沉积物重金属砷(As)、镉(Cd)、铬(Cr)、铜(Cu)、镍(Ni)、铅(Pb)、锌(Zn)和锰(Mn)先用微波消解仪萃取, 再用电感耦合等离子体发射光谱仪(NexION 300 ICP-MS, PerkinElmer, Waltham, USA)测定。沉积物盐度用S30K电导仪(SevenEasy, Columbus, USA)测定。

1.4 数据分析

用 t -检验检测每组对比生境中两个生境之间环境因子(沉积物理化性质与植被特征)及沉积物重金属含量的差异。用单因素方差分析比较4种生境的沉积物重金属含量的差异。用多元相关分析研究沉积物重金属与沉积物理化特征的共线性, 用回归分析探寻沉积物重金属及理化特征与植被特征之间的关系。用统计分析软件SPSS 20.0 (SPSS for Windows, IBM)进行 t -检验、单因素方差分析、相关及回归分析。

2 结果

2.1 植被特征

海欖雌群落的平均树高(PH)、盖度/郁闭度(C)、植物根系生物量(RB)要显著高于混生群落($p < 0.01$); 海欖雌群落的植株密度(PD)却显著低于混生群落($p < 0.01$)。互花米草的上述植被特征显著高于裸滩($p < 0.01$)(表1)。

2.2 沉积物理化性质

互花米草群落的沉积物盐度、黏粒比例、有机质、全碳、全氮、全硫、全磷和全钾含量显著高于裸滩(表2); 而容重与砂粒比例显著低于裸滩($p < 0.01$)。混生群落的沉积物盐度、黏粒比例、pH值、全碳、全氮、全磷和全钾含量显著高于海欖雌群落; 而容重则显著低于海欖雌群落($p < 0.01$)。

我们将沉积物理化性质与植被特征进行逐步回归分析(表3)。结果显示, 植株密度(PD)对沉积物全碳、全氮、全磷、全钾、容重、盐度、pH值和黏粒比例存在显著的正效应($p < 0.05$)。植株高度(PH)对沉积物有机质、全碳、全钾、全硫和黏粒比例存在显著的正效应($p < 0.05$)。

2.3 沉积物重金属元素含量

互花米草群落沉积物Cr、Cu、Ni、Zn、Mn的含量要显著高于裸滩($p < 0.01$); 同样的, 混生群落沉积物上述重金属元素的含量也显著高于海欖雌群

表1 湛江红树林湿地互花米草入侵区两组对比生境的植被特征

Table 1 Vegetation characteristics in two pairs of comparative habitats in a mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

生境 Habitat	地理坐标 Geographical location	植物群落结构特征 Plant community characteristics			
		平均株高 Mean plant height (m)	盖度 Coverage	植株密度 Plant density (ind. m ⁻²)	根系生物量 Root biomass (g·m ⁻³)
裸滩 Unvegetated shoal (US)	109.78° E, 21.51° N	—	—	—	—
互花米草 <i>Spartina alterniflora</i> (SA)	109.77° E, 21.42° N	1.16 ± 0.01**	0.91 ± 0.01**	42.55 ± 0.56**	1 165.77 ± 151.25**
海榄雌 <i>Avicennia marina</i> (AM)	109.76° E, 21.52° N	1.58 ± 0.03**	0.88 ± 0.01**	0.33 ± 0.02**	1 685.82 ± 63.67**
互花米草+海榄 <i>Spartina alterniflora</i> + <i>Avicennia marina</i> (MIX)	109.79° E, 21.49° N	1.25 ± 0.08	0.56 ± 0.02	22.00 ± 0.29	1 176.04 ± 125.72

表内数字为每类生境4个重复样方的平均值±标准误差。** 表示每组对比生境的相应指数间基于成对样品 t -检验存在极显著差异($p < 0.01$)。
Values are means ± SE for four plots per habitat. Values in columns followed by ** indicate significant differences in each comparative group based on paired-sample t -tests ($p < 0.01$).

表2 湛江红树林湿地互花米草入侵区两组对比生境的沉积物物理化学性质

Table 2 Physicochemical properties of sediments in two pairs of comparative habitats in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

生境 Habitat	容重 Bulk density	盐度 Salinity (%)	砂粒 Sand (%)	粉粒 Silt (%)	黏粒 Clay (%)	pH
US	1.44 ± 0.02**	8.75 ± 0.34	5.42 ± 0.13**	90.46 ± 0.38	2.67 ± 0.28	6.62 ± 0.02
SA	0.65 ± 0.02	29.29 ± 1.07**	2.08 ± 0.08	89.53 ± 0.53	8.12 ± 0.53**	6.58 ± 0.03
AM	0.91 ± 0.03**	15.43 ± 0.51	2.56 ± 0.13	86.90 ± 1.76	6.31 ± 1.01	6.43 ± 0.02
MIX	0.61 ± 0.02	33.50 ± 0.64**	2.38 ± 0.08	86.14 ± 0.75	10.80 ± 0.76**	6.52 ± 0.02**
生境 Habitat	有机质 Organic matter (%)	全氮 Total nitrogen (%)	全硫 Total sulphur (%)	全磷 Total phosphorus (%)	全钾 Total potassium (%)	全碳 Total carbon (%)
US	1.01 ± 0.03	0.06 ± 0.001	0.17 ± 0.01	0.015 ± 0.000	0.42 ± 0.01	0.65 ± 0.02
SA	2.15 ± 0.04**	0.14 ± 0.004**	0.36 ± 0.01**	0.031 ± 0.001**	0.69 ± 0.02**	1.48 ± 0.03**
AM	2.23 ± 0.06	0.12 ± 0.002	0.41 ± 0.03	0.019 ± 0.001	0.59 ± 0.01	1.55 ± 0.04
MIX	2.40 ± 0.06	0.15 ± 0.004**	0.41 ± 0.01	0.032 ± 0.001**	0.69 ± 0.002**	1.62 ± 0.04**

表内数字为每类生境4个重复样方的平均值±标准误差。** 表示每组对比生境的相应指数间基于成对样品 t -检验存在极显著差异($p < 0.01$)。生境同表1。
Values are means ± SE for four sedimental samples per habitat. Values in columns followed by ** indicate significant differences in each pair of comparative habitats based on paired-sample t -tests ($p < 0.01$). See Table 1 for information on habitats.

表3 湛江红树林湿地互花米草入侵区沉积物理化特征与植被特征逐步回归分析

Table 3 Relationships (by stepwise regression analysis) between vegetation characteristics and physicochemical properties in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

理化性质 Physicochemical properties	植被特征 Vegetation characteristics	p	R^2	回归方程 Regression equation
有机质含量 Organic matter content (C_{OM})	PH	<0.001	0.848	$C_{OM} = 0.89PH + 1.09$
全氮含量 Total nitrogen content (C_{TN})	PD, PH, C	<0.001	0.923	$C_{TN} = 0.001PD + 0.08PH - 0.07C + 0.06$
全磷含量 Total phosphorus content (C_{TP})	PD	<0.001	0.689	$C_{TP} = 0.0003PD + 0.02$
全硫含量 Total sulphur content (C_{TS})	PH	<0.001	0.860	$C_{TS} = 0.16PH + 0.18$
全钾含量 Total potassium content (C_{TK})	PD, PH, C	0.001	0.903	$C_{TK} = 0.05PD + 0.21PH - 0.19C + 0.42$
全碳含量 Total carbon content (C_{TC})	PH, PD, C	0.047	0.887	$C_{TC} = 0.58PH + 0.005PD + 0.67$
容重 Bulk density (BD)	PD, PH, C	0.001	0.961	$BD = 0.68CC - 0.014PD - 0.71PH + 1.43$
盐度 Salinity (Sal)	PD, PH, C	<0.001	0.939	$Sal = 0.006PD + 0.25PH - 0.38C + 0.91$
pH	PD, PH	0.022	0.608	$pH = 0.003PD - 0.122PH + 6.62$
砂粒比例 Sand ratio (Sa)	C	<0.001	0.837	$Sa = 5.11 - 3.41C$
粉粒比例 Silt ratio (Si)	PH	0.03	0.295	$Si = 90.55 - 2.31PH$
黏粒比例 Clay ratio (Cl)	PD, PH, C	0.003	0.807	$Cl = 0.15PD + 9.48PH - 12.97C + 2.74$

PD , 植株密度; PH , 植株高度; C , 盖度。
 PD , plant density; PH , plant height; C , coverage.

落($p < 0.01$)。沉积物As、Cd、和Pb的含量在每组对比生境都没有显著差异(图1)。

单因素方差分析结果显示(表4), 海榄雌群落、

互花米草群落和海榄雌与互花米草混生群落的沉积物重金属含量都要高于裸滩, 其中Cr、Cu、Ni、Pb、Zn和Mn显著高于裸滩($p < 0.05$)。再有, 除了Pb、

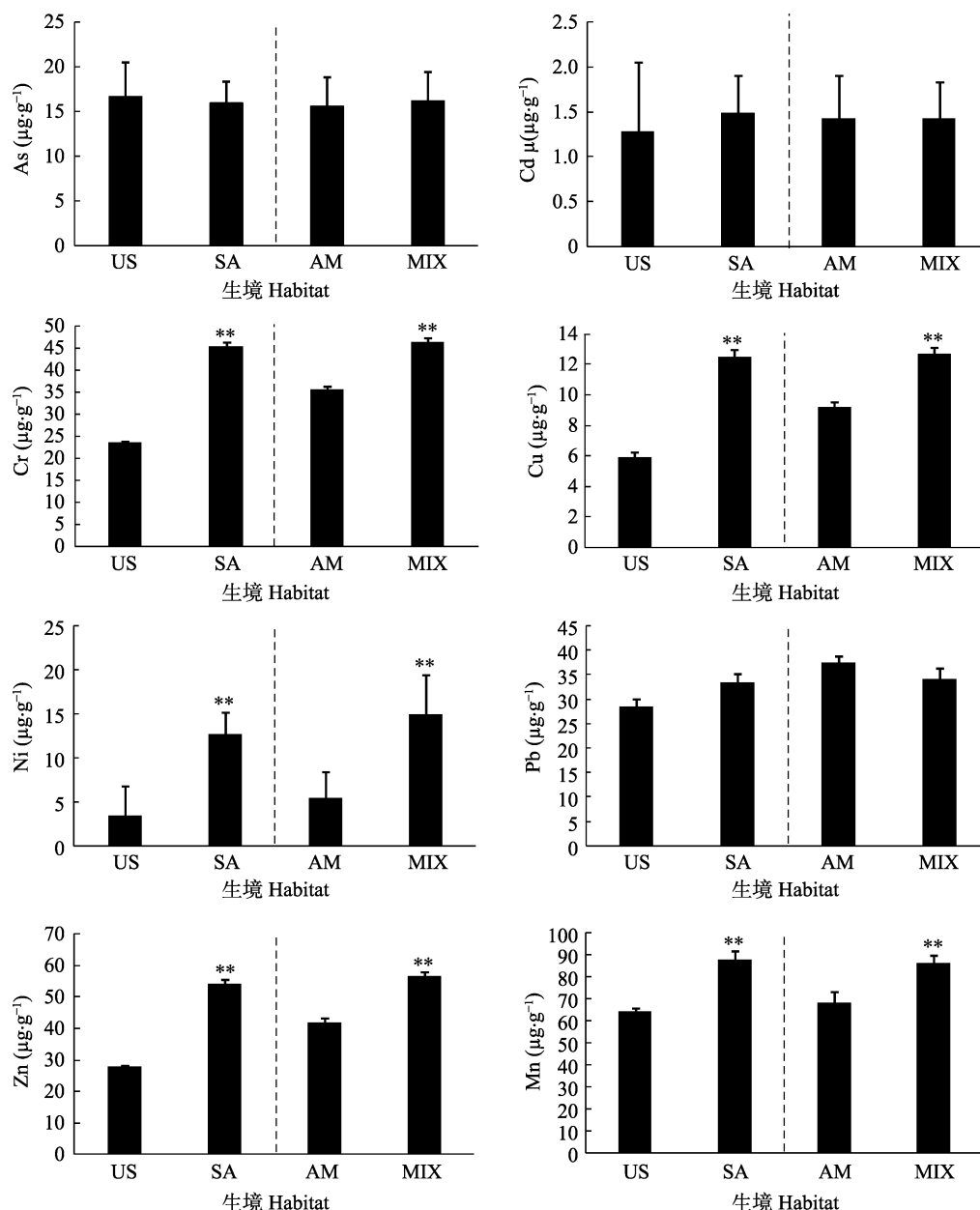


图1 湛江红树林湿地互花米草入侵区两组对比生境沉积物重金属污染元素含量(平均值±标准误差)。**表示每组对比生境的相应指数间基于成对样品 t -检验存在极显著差异($p < 0.01$)。生境同表1。

Fig. 1 Contents of sedimental heavy metals in two pairs of comparative habitats (mean ± SE) in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China. Values in columns followed by ** indicate significant differences in each pair of comparative habitats based on paired-sample t -tests ($p < 0.01$). See Table 1 for information on habitats.

表4 湛江红树林湿地互花米草入侵区4种生境沉积物重金属含量

Table 4 Contents of sedimental heavy metals in four habitats in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

生境 Habitat	砷 As (μg·g ⁻¹)	镉 Cd (μg·g ⁻¹)	铬 Cr (μg·g ⁻¹)	铜 Cu (μg·g ⁻¹)	镍 Ni (μg·g ⁻¹)	铅 Pb (μg·g ⁻¹)	锌 Zn (μg·g ⁻¹)	锰 Mn (μg·g ⁻¹)
US	16.64 ± 3.90	1.29 ± 0.77	23.41 ± 0.45 ^c	5.89 ± 0.35 ^c	3.34 ± 3.40 ^b	28.54 ± 1.41 ^b	27.80 ± 0.52 ^c	64.21 ± 1.54 ^b
SA	15.91 ± 2.42	1.50 ± 0.41	45.17 ± 1.17 ^a	12.49 ± 0.51 ^a	12.58 ± 2.53 ^a	33.30 ± 1.83 ^{ab}	54.07 ± 1.58 ^a	87.58 ± 4.17 ^a
AM	15.59 ± 3.21	1.43 ± 0.48	35.42 ± 0.90 ^b	9.22 ± 0.33 ^b	5.40 ± 2.92 ^b	37.52 ± 1.34 ^a	41.95 ± 1.49 ^b	67.82 ± 5.36 ^b
MIX	16.13 ± 3.36	1.43 ± 0.40	46.33 ± 0.99 ^a	12.72 ± 0.41 ^a	14.92 ± 4.48 ^a	34.09 ± 2.17 ^{ab}	56.66 ± 1.40 ^a	86.15 ± 3.35 ^a

表内数字为每类生境4个重复样方的平均值±标准误差。数字后面的字母表示各生境的沉积物重金属含量间基于单因素方差分析存在显著差异($p < 0.05$)。生境同表1。

Values are mean ± SE for four plots per site. Values in a column followed by different letters are significantly different based on one-way analysis of variance (ANOVA) followed by Fisher's LSD tests ($p < 0.05$). See Table 1 for information on habitats.

doi: 10.17521/cjpe.2016.0338

As和Cd之外, 互花米草生境沉积物其他重金属含量都要显著高于海榄雌生境($p < 0.05$)。

2.4 重金属污染等级评价

我们采用地质累积指数法对广东湛江红树林国家级自然保护区高桥片区的沉积物重金属污染等级进行评价(李柳强等, 2008; 甘华阳等, 2010; 马荣林等, 2012)。

$$I = \log_2(C/kB)$$

式中, I 为重金属的地质累积指数(表5), C 为该重金属在沉积物中的实测浓度, B 为该重金属在当地的平均地球化学背景值, k 为考虑到成岩作用可能会引起的背景值的变动而设定的常数, 一般取值为1.5。

根据上述计算公式, 我们分别计算出每个样方沉积物重金属元素的 I_i 值, 再取其算术平均值得到最终每个样地的 I 值(表6)。结果显示, 沉积物重金属中除了Cd的污染水平为偏中度(1–2), 其他都没有

构成污染($I \leq 0$)。

2.5 沉积物理化性质与重金属元素含量的关系

将沉积物重金属元素与沉积物其他理化性质进行相关分析(表7)。沉积物Cr、Ni、Pb、Zn、Cu和Mn的含量与沉积物有机物质、全碳、全氮、全硫、全磷(除Pb和Mn外)、全钾、盐度和黏粒比例有显著的正相关关系($p < 0.05$); 与砂粒比例和容重有显著的负相关关系($p < 0.05$)。

沉积物理化性质与重金属元素的共线性并不能说明其是重金属元素累积效应变化的潜在作用因素, 因为沉积物理化性质也是受地上植被影响。最后, 将沉积物重金属元素含量与植被特征进行多元回归分析(表8)。植株密度对沉积物重金属元素Cr、Zn、Cu、Mn和Ni存在显著的正效应($p < 0.001$); 植株高度对沉积物重金属元素Cr、Pb、Zn和Cu存在显著的正效应($p \leq 0.001$)。

表5 重金属污染等级评价标准

Table 5 Heavy metal pollution level and evaluation criteria

污染程度 Pollution level	无 No	轻度 Mild	偏中度 Partial-moderate	中度 Moderate	偏重 Partial-hazardous	重 Hazardous	严重 Severe
级别 Level	0	1	2	3	4	5	6
累积指数 Accumulation index (I)	≤ 0	0–1	1–2	2–3	3–4	4–5	> 5

表6 湛江红树林湿地互花米草入侵区测定的沉积物重金属元素的污染等级水平

Table 6 Pollution levels for individual sedimental heavy metal in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

生境 Habitat	砷 As	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	镍 Ni	铅 Pb	锌 Zn	锰 Mn
裸滩 US	-0.80 ± 0.32	0.92 ± 0.21	-1.99 ± 0.03	-3.55 ± 0.09	-2.37 ± 0.40	-0.86 ± 0.07	-2.40 ± 0.03	-3.50 ± 0.03
互花米草 SA	-0.70 ± 0.24	1.27 ± 0.11	-1.04 ± 0.04	-2.45 ± 0.06	-1.13 ± 0.08	-0.64 ± 0.08	-1.44 ± 0.05	-3.06 ± 0.07
海榄雌 AM	-1.26 ± 0.57	1.15 ± 0.17	-1.40 ± 0.04	-2.88 ± 0.05	-2.65 ± 0.34	-0.45 ± 0.05	-1.80 ± 0.05	-3.46 ± 0.11
混生群落 MIX	-1.22 ± 0.66	1.21 ± 0.11	-1.01 ± 0.03	-2.42 ± 0.05	-0.91 ± 0.12	-0.61 ± 0.09	-1.37 ± 0.04	-3.08 ± 0.06
总和 Total	-1.00 ± 0.23	1.14 ± 0.08	-1.36 ± 0.06	-2.82 ± 0.07	-1.76 ± 0.17	-0.64 ± 0.04	-1.75 ± 0.06	-3.28 ± 0.05

表内数字为每类生境4个重复样方的平均值±标准误差。生境同表1。

Values are mean ± SE for four plots per site. See Table 1 for information on habitats.

表7 湛江红树林湿地互花米草入侵区沉积物重金属元素含量与理化特征相关分析

Table 7 Summary of Pearson correlation analyses between the sedimental heavy metal contents and the physicochemical properties in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

理化性质 Physicochemical properties	砷 As	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	镍 Ni	铅 Pb	锌 Zn	锰 Mn
有机质含量 Organic matter content (C_{OM})	-0.100	0.201	0.886**	0.863**	0.703**	0.729**	0.880**	0.560*
全氮含量 Total nitrogen content (C_{TN})	-0.094	0.405	0.980**	0.963**	0.838**	0.607*	0.973**	0.732**
全磷含量 Total phosphorus content (C_{TP})	-0.060	0.249	0.950**	0.961**	0.932**	0.339	0.957**	0.398
全硫含量 Total sulphur content (C_{TS})	-0.020	0.179	0.779**	0.747**	0.589*	0.712**	0.774**	0.812**
全钾含量 Total potassium content (C_{TK})	-0.059	0.214	0.990**	0.974**	0.848**	0.580*	0.980**	0.782**
全碳含量 Total carbon content (C_{TC})	-0.120	0.223	0.876**	0.853**	0.680**	0.737**	0.868**	0.534*
容重 Bulk density (BD)	0.043	-0.154	-0.973**	-0.941**	-0.854**	-0.527*	-0.967**	-0.790**
盐度 Salinity (Sal)	-0.024	-0.150	0.956**	0.955**	0.943**	0.331	0.960**	0.855**
pH	-0.059	-0.226	-0.238	-0.217	-0.007	-0.623**	-0.237	0.268
砂粒比例 Sand ratio (Sa)	0.150	-0.107	-0.904**	-0.870**	-0.679**	-0.647**	-0.886**	-0.662**
粉粒比例 Silt ratio (Si)	0.398	0.234	-0.426	-0.430	-0.378	-0.586*	-0.417	-0.230
黏粒比例 Clay ratio (Cl)	-0.281	-0.017	0.898**	0.981**	0.868**	0.497*	0.895**	0.776**

* 表示相关性显著水平为0.05, ** 表示相关性显著水平为0.01。

* Correlation is significant at the 0.05 level, ** correlation is significant at the 0.01 level.

表8 湛江红树林湿地互花米草入侵区沉积物重金属元素含量与植被特征逐步回归分析
Table 8 Relationships (by stepwise regression analysis) between the sedimental heavy metal contents and the vegetation characteristics in the mangrove wetland invaded by *Spartina alterniflora* in Zhanjiang, China

重金属元素 Heavy metals	植被特征 Vegetation characteristics	<i>p</i>	<i>R</i> ²	回归方程 Regression equation
砷 As	—	—	—	—
镉 Cd	—	—	—	—
铬 Cr	PD, PH, C	<0.001	0.901	$Cr = 0.44PD + 19.31PH - 21.40C + 23.72$
铜 Cu	PD, PH, C	<0.001	0.855	$Cu = 0.14PD + 5.66PH - 6.51C + 5.99$
镍 Ni	PD	<0.001	0.573	$Ni = 0.22PD + 5.44$
铅 Pb	PH	0.001	0.509	$Pb = 5.00PH + 28.39$
锌 Zn	PD, PH, C	<0.001	0.909	$Zn = 0.58PD + 26.16PH - 31.22C + 28.09$
锰 Mn	PD	<0.001	0.630	$Mn = 0.55PD + 67.47$

PD, 植株密度; PH, 植株高度; C, 盖度。
PD, plant density; PH, plant height; C, coverage.

3 讨论

近几十年来, 全球变化, 特别是城市化进程加剧, 海洋和近海红树林湿地重金属污染问题越来越严峻, 逐渐引起学者们的强烈关注(李柳强, 2008; 程皓等, 2009; Piazzolla *et al.*, 2015)。互花米草因其出色的促淤造陆能力而被广泛引种到海岸带盐沼湿地, 红树林与互花米草的生存空间和资源争夺不可避免地会越来越激烈(Chen *et al.*, 2009)。红树林生态系统对其生境重金属累积的作用已有相当成熟的研究(Nath *et al.*, 2013; Usman *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2014)。随着互花米草的出现, 是否会改变原有的红树林生境沉积物对重金属元素的累积作用没有很合理的探究。我们通过对比研究发现, 互花米草能明显提高红树林湿地沉积物对重金属元素的累积效应。

有生命的有机体对重金属元素的生物富集效应已经有很明确的认识(Clemens *et al.*, 2002; Rainbow, 2002; Nagajyoti *et al.*, 2010), 我们研究发现, 互花米草的存在还能显著增加其生境沉积物中重金属元素含量。植物对土壤/沉积物重金属元素累积的效应通常取决于植物自身的生物学、生理学、生态学特性(Zhang *et al.*, 2009; Yadav *et al.*, 2015)。植物的地下根系密度或根系生物量决定着对沉积物重金属累积的提高程度(Caetano *et al.*, 2008; Li *et al.*, 2009; Rashed, 2010)。然而我们发现, 在群落水平互花米草群落的植株密度和植株高度对沉积物重金属元素含量有显著的正效应。一方面, 互花米草自身对沉积物重金属元素累积的直接促进。另一方面, 沉积物重金属元素通常在沉积物中以有机物螯合物的形式存在(Peng *et al.*, 2009), 我们的结果也证实沉积物重金属与沉积物有机物质存在密切的共线性。

我们及其他研究已经明确互花米草对沉积物有机物质积累存在显著的促进作用(Craft *et al.*, 1999; Chung, 2006; Liao *et al.*, 2007), 从而间接地增强了沉积物重金属元素的累积。

我们的结果还显示, 有植被存在的生境沉积物重金属含量都要比没有植被的生境(裸滩)高, 表明植物存在对沉积物重金属累积都有一定程度的促进效应。然而, 不同的植物对沉积物重金属的累积效应存在差异。互花米草属禾本科植物, 密集的地上与地下生物学结构和高生产力(C₄植物)(王卿等, 2006), 使其表现出极高的促进沉积物重金属累积的能力。虽然红树植物(如海榄雌)也有较强的促进沉积物重金属累积的能力(Usman *et al.*, 2013), 但相对而言, 密集成片分布的互花米草对沉积物重金属累积的提高效应远大于同分布区内的海榄雌群落。但互花米草对沉积物重金属累积强大的促进效应并不一定会造成污染, 这取决于研究生境初始的重金属含量。我们推测, 如果湛江红树林湿地沉积物重金属初始含量(参考裸滩沉积物重金属元素含量)不是很高, 不管外来植物互花米草如何强烈地累积, 可能都达不到污染水平。

最后, 鉴于互花米草出色的重金属元素累积能力(至少相对于红树植物海榄雌), 可以将其用作生物修复植物种, 用于重金属污染生境修复工程(Nawab *et al.*, 2016)。但考虑到互花米草是外来入侵种, 而且繁殖扩散能力出众, 爆发后难以控制(王卿等, 2006), 因此对互花米草的利用必须谨慎。

4 结论

在广东湛江红树林国家级自然保护区核心区

高桥片区, 外来互花米草的入侵, 显著提高了沉积物中大多数重金属元素的含量。密集的地上与地下生物学结构很可能是导致互花米草强烈促进沉积物重金属累积的主要因素。外来植物导致的沉积物重金属累积效应增强是否会构成污染危害, 取决于研究区沉积物重金属初始含量。未来可以将外来互花米草用于重金属污染生物修复工程, 但要合理利用以及大范围推广, 还需要开展很多控制互花米草扩散爆发机制方面的研究。

基金项目 “十二五” 国家科技支撑计划项目 (2012BAC07B04)。

致谢 感谢广东湛江红树林国家级自然保护区管理局林广旋老师和中国科学院华南植物园简曙光老师, 以及中国科学院华南植物园沈浩老师、赵倩、陈文素和陈远其对我们野外采样工作的倾力支持。

参考文献

- Banerjee K, Senthilkumar B, Purvaja R, Ramesh R (2012). Sedimentation and trace metal distribution in selected locations of Sundarbans mangroves and Hooghly estuary, Northeast coast of India. *Environmental Geochemistry and Health*, 34, 27–42.
- Bortolus A, Carlton JT, Schwindt E (2015). Reimagining South American coasts: Unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, 21, 1267–1283.
- Bradley BA, Blumenthal DM, Early R, Grosholz ED, Lawler JJ, Miller LP, Sorte CJ, D'Antonio CM, Diez JM, Dukes JS (2011). Global change, global trade, and the next wave of plant invasions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 20–28.
- Caetano M, Vale C, Cesario R, Fonseca N (2008). Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Science of the Total Environment*, 390, 466–474.
- Chen H, Chen GZ, Ye ZH (2009). Research progress of heavy metal pollution in mangrove wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 3893–3900. (in Chinese with English abstract) [程皓, 陈桂珠, 叶志鸿 (2009). 红树林重金属污染生态学研究进展. *生态学报*, 29, 3893–3900.]
- Chen L, Wang W, Zhang Y, Lin G (2009). Recent progresses in mangrove conservation, restoration and research in China. *Journal of Plant Ecology*, 2, 45–54.
- Chen LZ, Wang WQ, Zhang YH, Huang L, Zhao CL, Yang SC, Yang ZW, Chen YC, Xu HL, Zhong CR, Su B, Fang BZ, Chen NM, Zeng CZ, Lin GH (2010). Damage to mangroves from extreme cold in early 2008 in southern China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 34, 186–194. (in Chinese with English abstract) [陈鹭真, 王文卿, 张宜辉, 黄丽, 赵春磊, 杨盛昌, 杨志伟, 陈粤超, 徐华林, 钟才荣, 苏博, 方柏州, 陈乃明, 曾传志, 林光辉 (2010). 2008年南方低温对我国红树植物的破坏作用. *植物生态学报*, 34, 186–194.]
- Chen Q, Li J, Zhang L, Lu H, Ren H, Jian S (2015). Changes in the macrobenthic faunal community during succession of a mangrove forest at Zhanjiang, South China. *Journal of Coastal Research*, 31, 315–325.
- Chen Q, Ma KM (2015). Research overview and trend on biological invasion in mangrove forests. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 39, 283–299. (in Chinese with English abstract) [陈权, 马克明 (2015). 红树林生物入侵研究概况与趋势. *植物生态学报*, 39, 283–299.]
- Chung CH (2006). Forty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China. *Ecological Engineering*, 27, 49–57.
- Clemens S, Palmgren MG, Krämer U (2002). A long way ahead: Understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science*, 7, 309–315.
- Craft C, Reader J, Sacco JN, Broome SW (1999). Twenty-five years of ecosystem development of constructed *Spartina alterniflora* (Loisel) marshes. *Ecological Applications*, 9, 1405–1419.
- Elton CS (1958). *The Ecology of Invasions by Plants and Animals*. Methuen, London.
- Fonseca EF, Neto JAB, Silva CG (2013). Heavy metal accumulation in mangrove sediments surrounding a large waste reservoir of a local metallurgical plant, Sepetiba Bay, SE, Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 70, 643–650.
- Gan HY, Zheng ZC, Liang K, Chen TH (2010). Spatial distribution and source of heavy metals in surface sediment from near-shore area of Beihai, Guangxi. *Marine Environmental Science*, 29, 698–704. (in Chinese with English abstract) [甘华阳, 郑志昌, 梁开, 陈太浩 (2010). 广西北海近岸海域表层沉积物的重金属分布及来源分析. *海洋环境科学*, 29, 698–704.]
- Islam MS, Tanaka M (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: A review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 48, 624–649.
- Kathiresan K, Bingham BL (2001). Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40, 81–251.
- Li B, Liao CH, Zhang XD, Chen HL, Wang Q, Chen ZY, Gan XJ, Wu JH, Zhao B, Ma ZJ (2009). *Spartina alterniflora* invasions in the Yangtze River estuary, China: An overview of current status and ecosystem effects. *Ecological Engineering*, 35, 511–520.
- Li LQ (2008). *Heavy Metals in the Mangrove Wetlands of China*. PhD dissertation, Xiamen University, Xiamen. (in Chinese with English abstract) [李柳强 (2008). 中国红树林湿地重金属污染研究. 博士学位论文, 厦门大学, 厦门.]
- Li LQ, Ding ZH, Liu JL, Lin HN, Wu H (2008). Distribution of heavy metals in surficial sediments from main mangrove wetlands of China and their influence factors. *Acta*

- Oceanologica Sinica*, 30(5), 159–164. (in Chinese with English abstract) [李柳强, 丁振华, 刘金铃, 林慧娜, 吴浩 (2008). 中国主要红树林表层沉积物中重金属的分布特征及其影响因素. *海洋学报*, 30(5), 159–164.]
- Liao C, Luo Y, Jiang L, Zhou X, Wu X, Fang C, Chen J, Li B (2007). Invasion of *Spartina alterniflora* enhanced ecosystem carbon and nitrogen stocks in the Yangtze Estuary, China. *Ecosystems*, 10, 1351–1361.
- Lin GX, Lu WZ (2011). Investigation of plant resources in Zhanjiang Gaoqiao Mangrove and the surrounding regions, Guangdong Province. *Guangdong Forestry Science and Technology*, 27(5), 38–43. (in Chinese with English abstract) [林广旋, 卢伟志 (2011). 湛江高桥红树林及周边地区植物资源调查. *广东林业科技*, 27(5), 38–43.]
- Ma RL, He YS, Yang Y, Xia N, Guo YP, Zhang GC, Lu S (2012). Geochemical characteristics of surface sediments from the Qiongzhou Strait. *Marine Science Bulletin*, 31(2), 131–135. (in Chinese with English abstract) [马荣林, 何玉生, 杨奕, 夏南, 郭跃品, 张固成, 陆珊 (2012). 琼州海峡表层沉积物元素地球化学特征. *海洋通报*, 31(2), 131–135.]
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000). Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10, 689–710.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 8, 199–216.
- Nath B, Birch G, Chaudhuri P (2013). Trace metal biogeochemistry in mangrove ecosystems: A comparative assessment of acidified (by acid sulfate soils) and non-acidified sites. *Science of the Total Environment*, 463, 667–674.
- Nawab J, Khan S, Shah MT, Gul N, Ali A, Khan K, Huang Q (2016). Heavy metal bioaccumulation in native plants in chromite impacted sites: A search for effective remediating plant species. *Clean-Soil Air Water*, 44, 37–46.
- Pan K, Wang WX (2012). Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Science of the Total Environment*, 421, 3–16.
- Peng JF, Song YH, Yuan P, Cui XY, Qiu GL (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 161, 633–640.
- Piazzolla D, Scanu S, Frattarelli FM, Mancini E, Tiralongo F, Brundo MV, Tibullo D, Pecoraro R, Copat C, Ferrante M, Marcelli M (2015). Trace-metal enrichment and pollution in coastal sediments in the Northern Tyrrhenian Sea, Italy. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69, 470–481.
- Rainbow PS (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so what? *Environmental Pollution*, 120, 497–507.
- Rashed MN (2010). Monitoring of contaminated toxic and heavy metals, from mine tailings through age accumulation, in soil and some wild plants at Southeast Egypt. *Journal of Hazardous Materials*, 178, 739–746.
- Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, Courchamp F, Galil B, Garcia-Berthou E, Pascual M, Pysek P, Sousa R, Tabacchi E, Vila M (2013). Impacts of biological invasions: What's what and the way forward? *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 58–66.
- Tilman D (1999). The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology*, 80, 1455–1474.
- Usman ARA, Alkredaa RS, Al-Wabel MI (2013). Heavy metal contamination in sediments and mangroves from the coast of Red Sea: *Avicennia marina* as potential metal bio-accumulator. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 263–270.
- Wang AJ, Chen J, Li DY (2008). Impact of *Spartina alterniflora* on sedimentary environment of coastal wetlands of the Quanzhou Bay. *The Ocean Engineering*, 26(4), 60–69. (in Chinese with English abstract) [王爱军, 陈坚, 李东义 (2008). 互花米草对福建泉州湾海岸湿地沉积环境影响. *海洋工程*, 26(4), 60–69.]
- Wang Q, An SQ, Ma ZJ, Zhao B, Chen JK, Li B (2005). Invasive *Spartina alterniflora*: Biology, ecology and management. *Acta Phytotaxonomica Sinica*, 44, 559–588. (in Chinese with English abstract) [王卿, 安树青, 马志军, 赵斌, 陈家宽, 李博 (2006). 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理. *植物分类学报*, 44, 559–588.]
- Yadav A, Ram A, Majithiya D, Salvi S, Sonavane S, Kamble A, Ghadigaonkar S, Jaiswar JRM, Gajbhiye SN (2015). Effect of heavy metals on the carbon and nitrogen ratio in *Avicennia marina* from polluted and unpolluted regions. *Marine Pollution Bulletin*, 101, 359–365.
- Zhang JP, Ren H, Shen WJ, Jian SG, Lu HF (2009). Community composition, species diversity and population biomass of the Gaoqiao mangrove forest in Southern China. In: Herrera JR ed. *International Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*. Nova Science, New York. 177–190.
- Zhang MY, Cui LJ, Sheng LX, Wang YF (2009). Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland of Northern China. *Ecological Engineering*, 35, 563–569.
- Zhang Y, Huang G, Wang W, Chen L, Lin G (2012). Interactions between mangroves and exotic *Spartina* in an anthropogenically disturbed estuary in southern China. *Ecology*, 93, 588–597.
- Zhang ZW, Xu XR, Sun YX, Yu S, Chen YS, Peng JX (2014). Heavy metal and organic contaminants in mangrove ecosystems of China: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 11938–11950.
- Zou F, Zhang H, Dahmer T, Yang Q, Cai J, Zhang W, Liang C (2008). The effects of benthos and wetland area on shorebird abundance and species richness in coastal mangrove wetlands of Leizhou Peninsula, China. *Forest Ecology and Management*, 255, 3813–3818.

责任编辑: 程晓莉 责任编辑: 李 敏

doi: 10.17521/cjpe.2016.0338



扫码向作者提问