

典型多环芳烃对红树林区硅藻的毒性效应^{*}

洪有为, 袁东星

(厦门大学 近海海洋环境科学国家重点实验室, 福建 厦门 361005)

摘要: 研究了 2 种典型多环芳烃对福建九龙江口红树林区优势藻的毒性效应。所选藻种为浮游藻中肋骨条藻和附着藻菱形藻, 经分离、纯化和培养, 所用的典型多环芳烃为菲和芘。结果表明: 丙酮对两种藻的不可见效应浓度值均为 0.3% (V/V), 菲对肋骨条藻和菱形藻急性毒性试验的 72 h 半数生长抑制浓度 (72-EC_{50}) 分别为 0.95 mg/L 和 0.32 mg/L, 而芘对肋骨条藻和菱形藻的 72-EC_{50} 分别为 0.17 mg/L 和 0.09 mg/L, 肋骨条藻对菲和芘的耐受性比菱形藻强, 菲对肋骨条藻和菱形藻的毒性比芘弱。

关键词: 菲; 芘; 肋骨条藻; 菱形藻; 毒性效应

中图分类号: Q945.78 **文献标识码:** A **文章编号:** 1007-6336(2008)04-0338-05

Toxic effect of typical polycyclic aromatic hydrocarbons on diatoms in mangrove area

HONG Youwei, YUAN Dongxing

(State Key Laboratory of Marine Environmental Science, Xiamen University, Xiamen 361005, China)

Abstract: This study focused on the toxic effect of two typical polycyclic aromatic hydrocarbons on diatoms in the mangrove area in Jiulongjiang river estuary, Fujian. After the separation, purification and culture, *Skeletonema costatum* and *Nitzschia* sp. were exposed in different concentrations of phenanthrene and fluoranthene, respectively. The results showed that concentration of acetone in which the toxic effect was not observed for two kinds of diatoms was 0.3% (V/V). The values of 72-EC_{50} of 72 h for phenanthrene on *Skeletonema costatum* and *Nitzschia* sp. were 0.95 mg/L and 0.32 mg/L, respectively. While those of 72-EC_{50} of fluoranthene on inhibition of the growths of *Skeletonema costatum* and *Nitzschia* sp. were calculated as 0.17 mg/L and 0.09 mg/L, respectively. The tolerance of *Skeletonema costatum* to phenanthrene and fluoranthene is better than *Nitzschia* sp. The toxic effect of fluoranthene on *Skeletonema costatum* and *Nitzschia* sp. is higher than phenanthrene.

Key words: phenanthrene; fluoranthene; *Skeletonema costatum*; *Nitzschia* sp.; toxic effect

多环芳烃 (PAHs) 是一类长久存在于环境中, 具有强致毒性、致突变与致癌等特性的环境污染物, 它对人类和生态系统的影响引起了各界的广泛关注^[1]。PAHs 作为石油烃的主要组分, 对海洋生态环境产生的持久性危害尤为重要^[2]。菲和芘是 16 种优控 PAHs 中 3 环和 4 环芳烃的代表性化合物, 在红树林区水域和表层沉积物中含量较高^[3,4]。

红树林是生长于热带、亚热带陆海交汇的海湾河口潮间带的盐生木本植物群落, 在维护海岸生态平衡, 防风减灾、护堤保岸, 环境监测、污染净化与防治等方面发挥重要的作用^[5]。藻类在红树林生态系统中是重要的初级生产者, 藻类群落的改变势必严重影响水生生态系统的平衡。目前, 重金属、农药等污染物对藻的毒性研究较多,

PAHs 对海洋浮游植物的生物毒性研究较少, 然而有关 PAHs 对红树林区藻类的毒性效应未见报道。本研究筛选了福建九龙江口红树林区的优势浮游藻中肋骨条藻和附着藻菱形藻, 经分离、纯化和培养, 研究了菲和芘对它们的毒性效应。研究结果可为探讨 PAHs 对红树林区生态环境的影响提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 和菱形藻 (*Nitzschia* sp.), 菲 (phenanthrene) 和芘 (fluoranthene) 均购自日本 Fuka 公司; 丙酮 (分析纯) 购自汕头市达濠精细化学品公司。

* 收稿日期: 2007-04-13 修订日期: 2007-07-19

基金项目: 福建省自然科学基金重点项目 (D002-0002)

作者简介: 洪有为 (1981-), 男, 福建省厦门市人, 厦门大学博士研究生, 主要研究方向为海洋环境化学。

1.2 研究方法

1.2.1 藻的采集

在福建九龙江口红树林区分别采集水样和秋茄根带回实验室, 进行浮游藻类和附着藻类的分离, 从中选择具有一定优势度的藻, 经多次纯化培养, 获得实验藻种。浮游藻类的采集: 高潮时于红树林内的 3 个地点各采集 3 L 海水; 附着藻类的采集: 土壤刀刮取采集树干基茎附着物如树皮、大型藻类等。测定气温 (28.0~29.0℃)、表层海水温度 (27.0~27.5℃)、盐度 (10) 和 pH 值 (7.46~7.50)。

1.2.2 藻的培养

实验所用器皿和培养基都经灭菌, 培养温度 (20±1)℃, 光强 4500 lx, 光暗周期 L:D=14:10, 营养液为 f/2 培养液, 所用海水为盐度 15 的人工海水, 煮沸消毒后待用。在三角瓶中培养, 每个浓度处理设置 2 个平行样, 培养期间每天摇动三角瓶一次。

1.2.3 测定及计算方法

细胞密度测定: 用 Lugol 碘液固定样品, 血球计数板计数。

叶绿素 a (Chl a) 的测定: 采用分光光度法测定^[6]。

细胞生长速率 (μ) 的计算^[7]:

$$\mu_t = \frac{\ln N_t - \ln N_0}{t - t_0}$$

式中: μ 为 时间 t (d) 的生长速率 [细胞数 / (mL · d)⁻¹]; N₀ 和 N 分别代表在初始期 t₀ 和时间 t 时的细胞数 (ind mL⁻¹)。

细胞生长抑制率 (I₀) 的计算^[8]:

$$I_0 = \frac{U_c - U_t}{U_c} \times 100\%$$

式中: I₀ 为生长抑制率 (%); U 为 t 时间的藻类生长速率 [细胞数 / (mL · d)⁻¹]; U_c 为对照组的藻类生长速率 [细胞数 / (mL · d)⁻¹];

1.2.4 溶剂不可见效应浓度 (no observed effect concentration NOEC) 的测定

按照有毒化学品对藻类毒性测试的标准实验方法, 测定溶剂丙酮对实验藻种的不可见效应浓度 NOEC 值^[9]。在藻培养液中设置系列丙酮浓度: 0% (处理 A)、0.3% (处理 B)、0.6% (处理 C)、0.9% (处理 D)。

1.2.5 急性毒性 (EC₅₀) 的测定

根据试验结果采用机率单位法^[9] 计算 EC₅₀ 并对回归方程进行 X 检验。

2 结果与讨论

2.1 溶剂丙酮对中肋骨条藻和菱形藻生长的影响

根据处理 A B C D 系列培养液中藻细胞生长状况, 来确定丙酮对藻的不可见效应浓度 NOEC 值。如图 1、2 所示, 除了 D 处理的菱形藻细胞受到严重的伤害, 其他处理的藻均经历了缓慢生长期、指数生长期、稳定期, 最后

进入衰亡期。不同丙酮浓度下藻细胞增长的速度并不相同: 以中肋骨条藻为例, 处理 D 藻细胞分裂受到最严重抑制, 到第 10 d 才恢复生长; 处理 C 藻细胞受到轻微的抑制, 表现为细胞增长缓慢; 处理 B 和对照组藻细胞生长速率基本相同, 处理 A 反而刺激了藻细胞的生长, 生长速率最大。菱形藻细胞的生长规律与中肋骨条藻的大致相同, 均随着丙酮浓度的增加藻细胞的生长速率降低。因此, 丙酮对实验藻种的不可见效应浓度为 0.3% (V/V)。

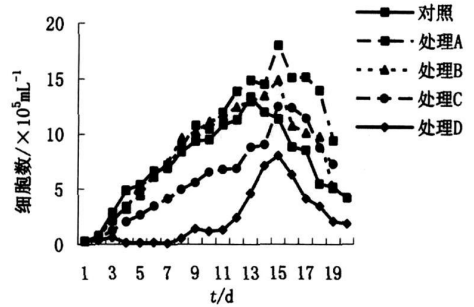


图 1 不同丙酮浓度下中肋骨条藻的生长曲线

Fig. 1 Growth curve of *Skeletonema costatum* under different acetone concentrations

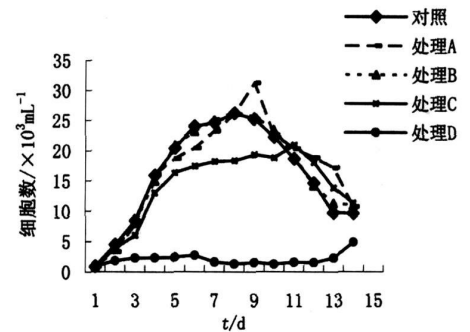


图 2 不同丙酮浓度下菱形藻的生长曲线

Fig. 2 Growth curve of *Nitzschia* sp. under different acetone concentrations

为了进一步确定 NOEC 值, 还对藻细胞的叶绿素 a 含量进行监测, 结果如图 3、4。

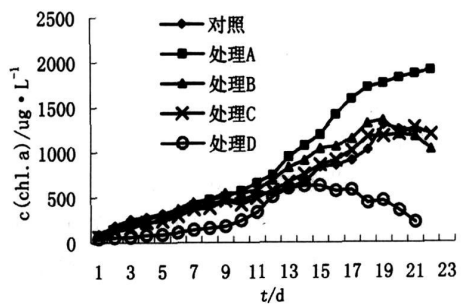


图 3 不同丙酮浓度对中肋骨条藻叶绿素含量的影响
Fig. 3 Chl. a contents of *Skeletonema costatum* under different acetone concentrations

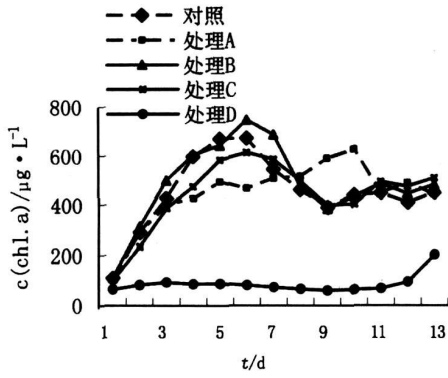


图 4 不同丙酮浓度对菱形藻叶绿素含量的影响

Fig 4 Chl a contents of *Nitzschia* sp. under different acetone concentrations

随着培养时间的延长,中肋骨条藻和菱形藻的叶绿素 a 含量呈现出先增大后减小的变化规律。图 3 所示,处理 A 的中肋骨条藻细胞叶绿素 a 持续增加,这是由于低浓度的丙酮促进藻细胞的分裂,从而使得叶绿素 a 总量增

表 1 不同浓度的菲和荧蒹对中肋骨条藻的生长率和生长抑制率的影响

Tab 1 Growth and inhibition rate of *Skeletonema costatum* under different Phenanthrene and fluoranthene concentrations

项目	菲						荧蒹						
	浓度 /mg · L ⁻¹	0	0.40	0.80	1.20	1.60	2.00	0	0.08	0.10	0.12	0.16	0.20
生长率 /细胞数 (mL ⁻¹ · d ⁻¹)	0.73	0.65	0.42	0.31	0.14	-0.02	0.90	0.97	0.86	0.84	0.50	-0.16	
抑制率 / (%)	-	10.81	41.78	57.25	80.38	102.94	-	-7.28	5.07	7.31	44.17	117.89	

随着菲浓度的增加,中肋骨条藻的生长率逐渐降低,生长抑制率逐渐增大(表 1)。对照组的生长率为 0.73/(mL · d),菲浓度为 1.6 mg/L 实验组的生长率仅为 0.14/(mL · d),菲浓度为 2.0 mg/L 的实验组藻类则出现了负增长,这是高浓度的菲对藻细胞产生毒害的结果。荧蒹对中肋骨条藻生长的影响与菲相似,而荧蒹浓度为 0.08 mg/L 实验组的生长率高于对照组,达到 0.97/(mL · d),这说明了荧蒹在低浓度时并不引发对细胞的伤害,反而具有刺激藻细胞生长繁殖的作用。

在不同浓度菲作用下,中肋骨条藻的生长受到不同程度的影响(图 5)。当菲浓度为 0.4 mg/L 时,中肋骨条藻的生长速率略低于对照组,而菲浓度为 0.8 mg/L 时,中肋骨条藻的生长受到明显抑制,表现在接种前的 48 h 藻细胞没有明显增加,直到 72 h 才开始有所增加。菲浓度分别达 1.6 mg/L 和 2.0 mg/L 时,中肋骨条藻的生长则完全受到抑制。

图 6 所示,当荧蒹浓度为 0.08 mg/L 时,中肋骨条藻在接种的前 48 h 的生长速率高于对照组,72 h 后又低于对照组。当荧蒹浓度分别为 0.10 mg/L 和 0.12 mg/L 时,中肋骨条藻的生长速率小于对照组;荧蒹浓度达 0.16 mg/L 时,中肋骨条藻的生长速率大大低于对照组,接种 96 h 后藻细胞才开始恢复分裂。荧蒹浓度增至 0.20 mg/L 时,藻细胞的分裂几乎停止。

大。随着丙酮浓度的增大,藻细胞的叶绿素 a 含量逐渐下降;处理 B 的中肋骨条藻和菱形藻的叶绿素 a 含量和对照组的相同,因此,处理 B 的丙酮浓度 0.3% (V/V),即是 NOEC 值。

有关研究发现,许多有机污染物在较低浓度 (< EC₅₀) 时能刺激藻类生长^[10-12]。毒物在较低浓度下出现这种增益现象,是其在无毒情况下对受试生物的刺激反应,被称之为“毒物的兴奋效应”^[13]。本实验结果表明,丙酮浓度为 0.3% (V/V) 的试验组和对照组的藻细胞生长速率基本相同;0.1% (V/V) 丙酮对藻细胞的分裂有一定的促进作用,使其生长速率高于对照组。

2.2 菲和荧蒹对中肋骨条藻和菱形藻的毒性

2.2.1 菲和荧蒹对中肋骨条藻的效应曲线

根据确定的 NOEC 值,分别设置菲的浓度为 0.4, 0.8, 1.2, 1.6, 2.0 mg/L, 荧蒹的浓度为 0.08, 0.10, 0.12, 0.16, 0.20 mg/L 研究了不同浓度的菲和荧蒹对中肋骨条藻生长的影响,结果见表 1。

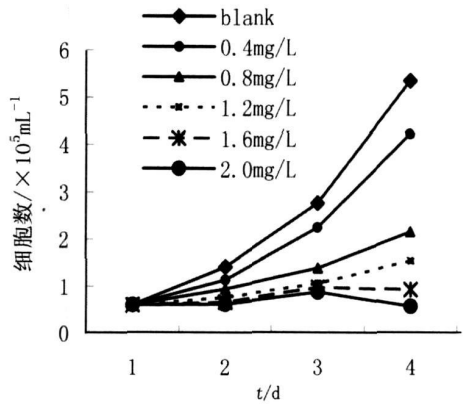


图 5 不同菲浓度下中肋骨条藻的生长曲线

Fig 5 Growth curves of *Skeletonema costatum* under different Phenanthrene concentrations

本研究表明,低浓度的菲和荧蒹在一定程度上促进藻细胞的生长。这些低浓度的有机污染物不同程度地增加藻体内某些酶的活性,或者使藻细胞 DNA、RNA 和蛋白质合成增加,从而促进藻类的生长;也可能是由于污染物引起藻细胞脂质过氧化程度在一定范围内升高,而此时脂质过氧化程度的升高并不引发对细胞的伤害,反倒具有刺激藻细胞生长繁殖的作用^[10-14,15]。中等浓度的有机污染物在初期对藻类有明显的生长抑制,但随着时间的延长,藻对其的耐受性增加,细胞结构恢复正常,继续分

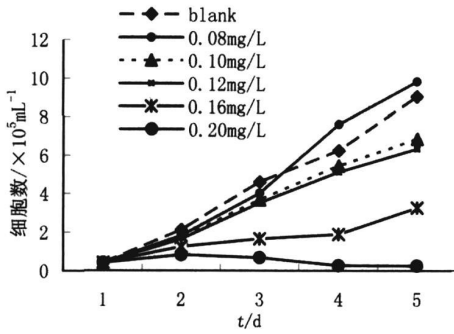


图 6 不同荧蒽浓度下中肋骨条藻的生长曲线

Fig 6 Growth curves of *Skeletonema costatum* under different Fluoranthene concentrations

裂。较高浓度的有机污染物完全抑制藻类生长, 毒害藻细胞, 主要是因为其破坏了藻类的细胞膜, 使细胞膜的透

表 2 不同浓度的菲和荧蒽对菱形藻的生长率和生长抑制率的影响

Tab. 2 Growth and inhibition rate of *Nitzschia* sp under different Phenanthrene and fluoranthene concentrations

项目	菲					荧蒽					
浓度 /mg·L ⁻¹	0	0.10	0.40	0.80	1.20	0	0.06	0.08	0.10	0.12	0.14
生长率 /细胞数 (mL ⁻¹ ·d ⁻¹)	0.73	0.67	0.44	0.07	0.02	0.78	0.67	0.51	0.28	0.23	0.05
抑制率 / (%)	-	8.30	39.53	90.63	97.90	-	14.08	34.73	63.48	70.14	93.90

随着菲和荧蒽处理浓度的增加, 菱形藻的生长率逐渐降低, 生长抑制率逐渐增大(表 2)。菲处理的对照组生长率为 0.73/(mL⁻¹·d), 菲浓度为 1.2 mg/L 时, 菱形藻的生长率仅为 0.02/(mL⁻¹·d), 抑制率达 97.90%。当荧蒽浓度为 0.14 mg/L 时, 菱形藻的生长抑制率为 93.90%, 明显高于荧蒽浓度为 0.06 mg/L 实验组的 14.08%。

菱形藻的生长随着菲浓度的不同表现出很大的差异(图 7)。对照组的菱形藻生长正常, 当菲浓度为 0.1 mg/L 时, 菱形藻的生长速率略低于对照组; 而菲浓度为 0.4 mg/L 时, 菱形藻的生长受到明显抑制, 表现在接种前的 72 h 藻细胞没有明显增加, 直到 96 h 才开始有所增加。菲浓度分别达 0.8 mg/L 和 1.2 mg/L 时, 菱形藻生长几乎停止。

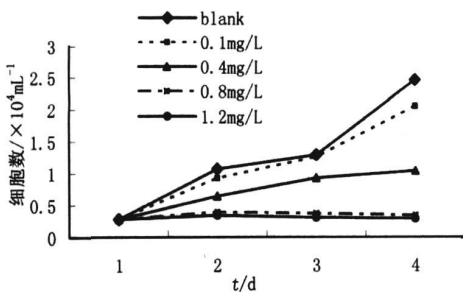


图 7 不同菲浓度下的菱形藻生长曲线

Fig 7 Growth curves of *Nitzschia* sp under different Phenanthrene concentrations

图 8 所示, 菱形藻的生长速率因荧蒽浓度的不同而表现出差异。当荧蒽浓度为 0.06 mg/L 时, 菱形藻在接种前的 24 h 生长速率明显小于对照组; 而荧蒽浓度分别达

性增加, 污染物直接进入细胞与某些生命活性物质发生反应, 加大了对藻类的毒害^[16-18]。另外, 若把藻类暴露于 PAHs 一般导致叶绿素含量迅速降低, 细胞和无机组成变化, 如 Mn 和 K 减少, 最后造成蛋白质水平下降, 碳水化合物和类脂物增高, 导致死亡率升高^[19]。在本实验结果中, 即观察到 0.9% (V/V) 丙酮使中肋骨条藻和菱形藻分别在 9 d 和 13 d 后才开始恢复分裂; 浓度为 1.6 mg/L 的菲和 0.2 mg/L 的荧蒽使得中肋骨条藻停止分裂, 部分藻细胞死亡; 浓度为 0.8 mg/L 的菲和 0.14 mg/L 的荧蒽使得菱形藻停止生长。

2.2.2 菲和荧蒽对菱形藻的效应曲线

设置菲的浓度分别为 0.1, 0.4, 0.8, 1.2 mg/L, 荧蒽的浓度分别为 0.06, 0.08, 0.10, 0.12, 0.14 mg/L, 进行菲和荧蒽对菱形藻生长的抑制实验, 结果见表 2。

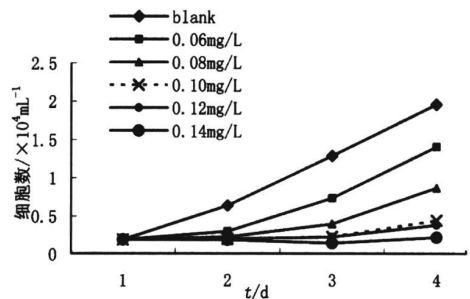


图 8 不同荧蒽浓度下的菱形藻生长曲线

Fig 8 Growth curves of *Nitzschia* sp under different Fluoranthene concentrations

0.08 mg/L, 0.10 mg/L 和 0.12 mg/L 时, 菱形藻的生长受到更明显抑制, 直到接种 72 h 后才开始有所恢复; 荧蒽浓度为 0.14 mg/L 时, 藻细胞停止分裂。

石油泄漏、船舶运输、城区生活污水和工业污水以及大气沉降向海洋环境排放了大量 PAHs^[20], 红树林生长在热带、亚热带海岸区潮间带, 具有特殊的生态与环境特性, 如高生产力、富含有机质碎屑、细小沉积物颗粒、缺氧环境等。这些特性使红树林可能成为 PAHs 的吸收和累积场所。水体中的 PAHs 虽然浓度很低, 但对藻类的生长影响却很大。本实验结果表明, 当水中荧蒽的浓度仅为 0.09 mg/L 时, 在 72 h 内就有半数以上菱形藻的藻细胞生长受到抑制; 若浓度达到 0.14 mg/L, 藻细胞停止生长, 甚至受到毒害而死亡。

2.3 72 h-EC₅₀ 的计算及 X² 检验

采用机率单位法, 即通过查表, 先将生长抑制率换算成概率单位, 然后利用污染物浓度的对数和概率单位进

行一元线性回归, 得到污染物对藻的剂量-反应方程; 当概率单位为 5 时, 通过回归方程计算 EC₅₀ 值。为保证计算

结果的可信度, 对所做一元回归方程进行 X² 检验, 结果见表 3

表 3 菲、荧蒹的时间剂量-反应方程及 X² 检验

Tab 3 Each dose-response equation and X² test for Phenanthrene and fluoranthene

污染物	藻种	剂量反应方程	R	X ²	X _{0.05} ²	72 h-EC ₅₀ / mg·L ⁻¹
菲	中肋骨条藻	y = 3.2904x + 5.0715	0.9922	0.2219	5.99	0.95
	菱形藻	y = 3.201x + 6.5654	0.9718	2.2694	5.99	0.32
荧蒹	中肋骨条藻	y = 7.6006x + 10.793	0.9562	0.2561	3.84	0.17
	菱形藻	y = 6.6574x + 11.968	0.9764	0.8835	7.82	0.09

由表 3 得 X_{0.05}² > X², 故所做回归方程完全符合要求。

PAHs 对藻类的毒性效应与藻的种类、PAHs 的理化性质和环境条件有关。如许多抗生素对铜绿微囊藻的 EC₅₀ 值比对羊角月芽藻的 EC₅₀ 值低很多, 相差 2 到 3 个数量级^[21]。本研究结果指出, 在相同的光照强度、温度、pH 值和营养盐的条件下, 污染物菲对中肋骨条藻的 72 h-EC₅₀ 为 0.95 mg/L 而对菱形藻仅为 0.32 mg/L, 因此认为, 中肋骨条藻对菲的耐受性比菱形藻强。不同藻类的形态大小、细胞膜和细胞壁的组成等生理结构方面的差异, 导致其对有机污染物的敏感性各不相同。不同污染物对同一藻类的毒性也有差异, 本研究中表明, 菲和荧蒹对菱形藻的 72 h-EC₅₀ 分别为 0.32 mg/L 和 0.09 mg/L, 荧蒹的 72 h-EC₅₀ 值明显小于菲。菲和荧蒹分别是 3 环和 4 环的 PAHs, 荧蒹的水溶解度小于菲, 它们的物理化学性质差异是毒性效应差异的主要原因。

3 结 论

本研究筛选了红树林区的优势浮游藻和附着藻, 考查了菲和荧蒹对它们的毒性效应, 结果表明, 菲对中肋骨条藻和菱形藻急性毒性试验的 72 h-EC₅₀ 分别为 0.95 mg/L 和 0.32 mg/L, 荧蒹对中肋骨条藻和菱形藻的 72 h-EC₅₀ 分别为 0.17 mg/L 和 0.09 mg/L, 中肋骨条藻对菲和荧蒹的耐受性比菱形藻强, 荧蒹对中肋骨条藻和菱形藻的毒性比菲强。随着海上人为活动的日趋频繁和陆源污染物排放的增加, 红树林生态系统中藻的生长受到抑制。因此, 藻类可能成为红树林中水质 PAHs 污染的指示生物, 藻类对红树林生态环境中持久性有机污染物的富集或降解作用亦值得进一步研究。

参考文献:

[1] LIUAN T G, YU K SH, ZHONG Y, et al. Study of metabolites from the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by bacterial consortium enriched from mangrove sediments [J]. Chemosphere 2006 65 (11): 2289-2296

[2] KALF D F, CROMMENTIUN T, VANDEPLASSCHE E. J. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety 1997 36 (1): 89-97

[3] 田 蕴, 郑天凌, 王新红, 等. 厦门西海域表层水中 PAHs 污染与

PAH 降解菌分布的关系 [J]. 热带海洋学报, 2003 22 (6): 15-21

[4] ZHANG J, CAIL Z, YUAN D X, et al. Distribution and sources of polynuclear aromatic hydrocarbons in mangrove surficial sediments of Deep Bay, China [J]. Marine Pollution Bulletin 2004 49 (5-6): 479-486

[5] 林 鹏. 中国红树林生态系 [M]. 北京: 科学出版社, 1997.

[6] GB 17378. 7-1998 海洋监测规范第 7 部分: 近海污染生态调查和生物监测 [S].

[7] 沈德中. 环境和资源微生物学 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2003 342-343

[8] SEPIC E, BRLELJM, LESKOVSEK H. Toxicity of fluoranthene and its biodegradation metabolites to aquatic organisms [J]. Chemosphere 2003 52: 1125-1133

[9] 周永欣, 章宗涉. 水生生物毒性实验方法 [M]. 北京: 农业出版社, 1989

[10] 唐学玺, 李永祺. 对硫磷对三角褐指藻核酸和蛋白质合成动态的影响 [J]. 生态学报, 2000 20 (4): 598-600

[11] 王 悠, 唐学玺, 李永祺. 低浓度蒹对两种海洋微藻生长的兴奋效应 [J]. 应用生态学报, 2002 13 343-346

[12] WONG P K. Effect of 2, 4-D glyphosate and paraquat on growth, photosynthesis and chlorophyll synthesis of Scenedesmus quadricauda Beib 614 [J]. Chemosphere 2000 41: 177-182

[13] SIEBBING ARD. Hormesis: the stimulation of growth by low level of inhibitors [J]. The Science of the Total Environment 1982 22: 213-234

[14] TAN S Z, LU Z WENG J H, et al. Growth of *Chlorella vulgaris* in cultures with low concentration dimethoate as source of phosphorus [J]. Chemosphere 1997 35 (11): 2713-2718

[15] 谢 荣, 唐学玺, 李永祺, 等. 丙溴磷影响海洋微藻生长机理的初步研究 [J]. 环境科学学报, 2000 20 (4): 437-477

[16] 沈国兴, 严国安, 彭金良, 等. 农药对藻类的生态毒学研究 II [J]. 环境科学进展, 1999 7 (6): 131-140

[17] SUPAOGIB MURRAY F. A field experiment of the physical and chemical effects of two oils on mangroves [J]. Environmental Toxicology and Chemistry 1999 42 (2): 211-229

[18] 唐学玺, 李永祺, 黄 健. 对硫磷对扁藻和杜氏藻膜脂的过氧化与脱酯化伤害 [J]. 海洋与湖沼, 1999 30 (3): 295-299

[19] 赵云英, 马永安. 天然环境中多环芳烃的迁移转化及其对生态环境的影响 [J]. 海洋环境科学, 1998 17 (2): 69-72

[20] STRATION GW. Effect of the solvent acetone on membrane integrity in the green algae *Chlorella pyrenoidosa* [J]. Bulletin of Environmental Contaminant Toxicology 1989 42: 754-760

[21] HALLING-SB. A gel toxicity of antibacterial agents used in intensive farming [J]. Chemosphere 2000 40: 731-739