

DOI: 10.5846/stxb201301150108

金施, 孙岳, 徐兆礼, 毕亚梅, 孙鲁峰. 余氯对小球藻的影响以及损失评估. 生态学报, 2014, 34(19): 5425-5433.

Jin S, Sun Y, Xu Z L, Bi Y M, Sun L F. Effects of residual chlorine discharged in water on the growth of phytoplankton. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(19): 5425-5433.

余氯对小球藻的影响以及损失评估

金 施^{1,2}, 孙 岳³, 徐兆礼^{1,*}, 毕亚梅¹, 孙鲁峰¹

(1. 中国水产科学研究院东海水产研究所农业部海洋与河口渔业重点开放实验室, 上海 200090;

2. 上海海洋大学, 上海 200090; 3. 国家海洋局海洋咨询中心, 北京 100860)

摘要: 滨海电厂和液化天然气 (LNG) 工程排出的余氯水可能对周边海域浮游植物造成不利的影响, 从而成为破坏海洋生态系统平衡的重要因素之一。在实验室条件下研究余氯对浮游植物的抑制作用和造成的损失。余氯抑制试验用小球藻 (*Chlorella* sp.) 进行, 依据工程余氯排放工况, 余氯实验浓度设计为 0、0.02、0.05、0.10 和 0.20 mg/L 5 个水平; 实验温度为 27 °C, 代表夏季; 观察时间分别为 0、24、48、72 和 96h。结果表明: 高浓度 (0.20mg/L) 余氯对小球藻生长有抑制作用, 最大值出现在 48h 时, 48h 之后抑制作用基本维持在同一水平; 低浓度 (0.02mg/L) 对小球藻有促进作用; 0.05mg/L 组与 0.10mg/L 组在实验时间 24、48h 和 72h 时表现出余氯对小球藻生长抑制作用, 在 96h 时与对照组藻类生长情况差异不显著。采用积分方程计算累计损失率, 参考上海 LNG 工程 2009 年 9 月浮游植物细胞丰度值, 计算得出工程余氯排在 72h 内所造成的藻类理论损失量为 1.97×10^{12} 个。

关键词: 余氯; 浮游植物; 抑制作用; 损失量

Effects of residual chlorine discharged in water on the growth of phytoplankton

JIN Shi^{1,2}, SUN Yue³, XU Zhaoli^{1,*}, BI Yamei¹, SUN Lufeng¹

1 Key and Open Laboratory of Marine and Estuary Fisheries, Ministry of Agriculture of China, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China

2 Shanghai Ocean University, Shanghai 200090, China

3 National Oceanic Consultation Center, Beijing 100860, China

Abstract: The residual chlorine (RC) discharged from coastal power plant may have adverse effects on the phytoplankton in the surrounding waters, affecting the balance of the ecological system. To help us understand the inhibition mechanism of RC on phytoplankton, the RC discharged from the cooling water of a liquefied natural gas (LNG) project was simulated under laboratory conditions. The experimental subject was *Chlorella* sp. The experimental concentrations of RC were 0, 0.02, 0.05, 0.10 mg/L and 0.20 mg/L, based on the engineer's estimates of RC density in discharges. The simulation was conducted at 27°C, which imitated summer temperature. The testing times were 0, 24, 48, 72 h and 96 h. Results showed that at 27°C, the RC at high concentration (0.20 mg/L) had the greatest inhibitive effect on the growth of *Chlorella* sp., with the strongest retarding effect (25.95%) after 48h. The inhibition effect on *Chlorella* sp. by the highest concentration of RC remained constant after 48h. At a low concentration (0.02 mg/L), the RC promoted the activity of *Chlorella* sp., which is in accordance with the hormesis mechanism. At 0.05 mg/L and 0.10 mg/L, the RC displayed an inhibitive effect at 24, 48 h and 72 h, and there were no marked inhibitive difference between these three time points. After 96h, there was no significant difference in the inhibitive effect of these two RC concentrations. Based on the algae growth rhythm, a growth model was fitted, finding a significant linear relationship between the control group (CG) and experimental groups (EG).

基金项目: 2012 年农业部专项, 海洋公益性课题 (200905010-12)

收稿日期: 2013-01-15; 网络出版日期: 2014-03-07

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xiaomin1957@126.com

The difference equation was calculated by subtracting the growth equation from the CG equation, creating the corresponding integral equation. Finally, the cumulative loss ratio (CLR) was calculated using the relative loss integral equation. At 0.05mg/L RC, CLR increased between 0 h and 72 h, with a maximum value was 8.73% at 72 h and 96 h. At 0.10 mg/L RC, the CLR was the same as at 0.05mg/L, apart from after 96h, when the 0.10mg/L CLR began to decrease. The CLR at 0.20mg/L RC was larger than the CLR of other concentrations at all time points. The CLR were 12.95%, 27.07%, 41.29% and 55.59% at 24, 48, 72 h and 96 h, respectively. Using the RC dissipative model, the water region under investigation had an RC of 0.05mg/L. The algae theoretical loss value at 72h was calculated using the CLR and the concentration of RC at 0.05 mg/L, and then the 0.05mg/L maximum. Using the phytoplankton survey from the Shanghai LNG project in September 2009, cell abundance at high tide and low tide was high in coastal regions and low offshore. The average diversity index (H') of phytoplankton, mean evenness index and mean richness index were low, and the simple degree mean was high. This showed that phytoplankton distribution of individuals among species was non-uniform, the structure of the community was unstable, the ecological system was weak, and the environment might be polluted. The RC at 0.05mg/L and 0.10mg/L was 0.047 km² at the most, and the mean value of cell abundance was 3.67×10^7 cells/m³. We conclude that phytoplankton theoretical relative loss was 1.965×10^{12} cells, owing to algae growth rates being inhibited by the RC density of 0.05 mg/L after 72h.

Key Words: residual chlorine; phytoplankton; inhibition; relative loss

海洋工程建设可能对海洋环境产生负面影响^[1]。以往在评估滨海电厂运营对海洋环境影响时,主要关注温排水升温效应。例如:K. Suresh 等人^[2]认为电厂温排水的温度改变是造成蟹类死亡的主要原因。

电厂排水除了升温效应外,还存在余氯排放的环境问题。沿海发电厂排水中的余氯对海洋生物有一定的致死作用、抑制作用和胁迫作用等影响。目前国内外已有关于余氯水对海洋生物影响研究报告,例如,柏育材等人^[3]指出当水体中余氯含量为 0.14 和 0.20mg/L 时已经对大黄鱼 (*Larimichthys crocea*) 仔鱼有致死作用,而对幼鱼没有影响;江志兵等人^[4]对乐清湾海域的中肋骨条藻进行热冲击和加氯胁迫试验,发现余氯浓度越高,氯对浮游植物伤害越大;马增龄等人^[5]研究得出余氯对三角褐指藻 (*Phaeodactylum tricornutum*) 具有抑制作用。K. Hirayama^[6]也指出余氯可以抑制浮游植物生长。在众多的国内外研究中,主要关注的是实验水平上余氯对海洋生物的致死作用或抑制作用。而由实验结果联系海洋调查数据,得出余氯对海洋生物损失评估的报道较少。

目前,我国核电站一期多为两台百万千瓦级压水堆核电机组,它们的排水产生量惊人,约为 324 万 t/h。其余氯水排放浓度一般<0.2mg/L,其排放的余

氯水可能造成海洋生物死亡^[7]。类似核电工程,LNG 接收站运营排水中的余氯也对海洋生态环境和生物量带来不利的影响。海洋工程环境评价中,这类不利影响需要定量地分析。

本文模拟上海 LNG 工程外排水余氯浓度条件,通过实验,研究余氯对小球藻 (*Chlorella* sp.) 抑制作用及产生的相对损失量,并结合上海 LNG 工程海洋调查数据,得出余氯对浮游植物影响和损失的结果。所得的结果和研究方法可以作为定量评估涉海电厂工程引起生态环境损失的基础依据。

1 材料方法

1.1 试验材料

小球藻由东海水产研究所养殖室提供。小球藻是单细胞藻类,生态分布广,生长快速,易于人工培养^[8],是进行浮游植物研究的很好材料。

小球藻扩种,海水为盐度 28 的人工海水,使用 F/2 培养液,在恒温光照培养箱中扩大培养。培养条件:光照强度为 $50-75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$,温度 25℃,光暗比为 12:12,每天手动摇晃 2—3 次。

配制余氯溶液所用的安替福民(分析纯),由国药集团化学试剂有限公司生产。

1.2 余氯浓度的设置及配制方法

根据黄洪辉等研究^[9],当余氯浓度低于

0.02mg/L时,对海洋生物产生毒性作用很小。因此,余氯浓度低于0.02mg/L时毒性试验不予考虑。由于滨海电厂外排水浓度一般在0.20mg/L之内,据此,结合均匀性设计原则,本试验中设定毒性试验所用余氯浓度区间为0.02—0.20mg/L。具体浓度水平设置分别为0(对照组)、0.02、0.05、0.10mg/L和0.20mg/L。

按照国标 HJ586—2010 提出的 N,N-二乙基-1,4 苯二胺分光光度法^[10]绘制余氯浓度标准曲线。

试验用余氯溶液的配制:取 2mL 安替福民(分析纯)试剂,用去离子水稀释定容到 100mL 棕色容量瓶内。取上述溶液 25mL 于 250mL 棕色容量瓶内用人工海水稀释定容,再取 15mL 同样方法稀释到 500mL,得到余氯母液,静置 2h 后,采用经过国标 HJ586—2010 方法测定其中的余氯浓度,余氯为 0.36mg/L 左右,作为实验母液,按一定比例稀释到试验所需浓度。考虑余氯的不稳定性,本实验下余氯衰减情况见图 1。实验母液现配现用,每 6h 向藻液中添加一定体积的实验母液,以保证溶液浓度为试验所需。

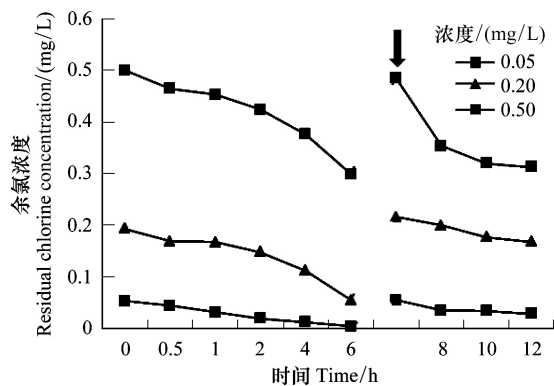


图 1 本实验余氯衰减情况

Fig.1 Decay of RC under the experiment condition

箭头所指点为再一次加入实验母液,使达到实验余氯浓度

1.3 毒理试验方法

本文结合 2009 年 9 月中旬对上海 LNG 工程排水口附近海域海洋生物调查数据分析生态影响,依据当时实际海水温度条件确定试验温度 27℃,代表夏季水温。

取稀释到一定浓度的藻液,分别放入灭菌后的 500mL 锥形瓶,每瓶 300mL 藻液,试验待用。按照 1.2 的方法在藻液中加入不同体积的余氯母液,得到含设定余氯浓度的小球藻藻液。接着分装到 250mL

锥形瓶中 70mL 含氯藻液,每个浓度 3 个平行样,放置于恒温水浴锅内。采用白炽灯照明,光照强度 50—75 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$,光照周期 12h:12h。每天人工摇动锥形瓶 3 次,并按一定次序调换锥形瓶位置。

设定观测时间点为 0、24、48、72 h 和 96 h。用 7230 分光光度计在 680nm 波长处,于上述时间点对藻细胞浓度进行测定,根据标准曲线将吸光值转化为细胞浓度。

1.4 浮游植物调查方法

采用 LNG 工程邻近海域调查数据,应用于损失量的最后计算。在上海 LNG 工程(位于杭州湾小洋山西南)邻近海域共设 16 个站位,结合环境影响评价报告数模预测,调查站位中,有 10 个站位处于余氯扩散影响范围内,成为受影响站位。于 2009 年 9 月 10—16 日期间进行涨、落潮调查,浮游植物采样按照《海洋调查规范》^[11]等进行。样品采集:有机玻璃采水器采集 500 mL 水样,距离表层 0.5m 处样,用 5% 福尔马林溶液固定保存,实验室内浓缩后在光学显微镜下进行种类鉴定和计数。

1.5 数据统计方法

1.5.1 藻细胞密度与吸光值之间关系

藻细胞在生长指数期,用人工海水稀释不同倍数。藻细胞以 7230 分光光度计分析其吸光值,以蒸馏水为空白,比色皿 1cm,在 680nm 波长下测定。测得各个稀释倍数下藻细胞的吸光值。

将不同稀释倍数下的藻细胞根据具体情况进行适当的稀释,取 10mL 充分摇匀的藻液,加入 1mL 福尔马林溶液固定,然后取 1 滴藻液置于血球计数板上,在光学显微镜下对藻细胞进行计数。

重复上述操作 5 次,处理藻细胞浓度与其吸光值之间的关系采用 SPSS 线性回归方法,得出线性回归方程: $y = -3.444 + 10.864x$ (y 的数量级为 10^6 ,单位为个/mL), $R^2 = 0.9800$, $P = 0.000 < 0.01$,说明藻细胞数与吸光值存在极显著的线性回归关系。

1.5.2 余氯对藻类生长抑制的评估方法

在余氯的环境下,浮游植物一方面仍然可以生长,但是由于余氯的存在,表现为余氯对浮游植物生长抑制。抑制率的计算公式^[12]如下:

$$IR = (C_1 - C_2) / C_1 \times 100\%$$

式中,IR 为藻生长抑制率(%); C_1 为 T 时刻对照组藻细胞浓度; C_2 为 T 时刻不同余氯浓度组藻细胞浓

度。抑制率反映了浮游植物生长降低量在某一时刻瞬间变化的比值。

应用 DPS 统计软件中单因素试验统计分析对同一时间下各个浓度组抑制率进行显著性检验。

1.5.3 浮游植物损失计算

除了抑制率描述藻类损失外,藻类的损失还可以从浮游植物生长曲线变化中分析。这就需要根据藻类生长规律,模拟藻类生长曲线。假设藻类方程模式 $Y=F(t)$ 。 t 代表藻类生长时间(h); Y 代表藻类在 t 时的细胞数量,用 10^6 个/mL 表示。应用 DPS 统计软件中模拟分析中的非线性回归模型,选择最优模型来建立藻类生长模型,并进行显著性检验。

藻类相对损失量为差值方程对时间的定积分,相对于对照组而言。差值方程是以时间 t 为自变量的函数 $Y_{0-n}(t)=Y_0(t)-Y_n(t)$,为某一时间点两组藻类的细胞数差值。

藻类相对损失量表示在一时间段内藻类因生长抑制而引起的藻细胞减少量。即为定积分方程:

$$Y=\int_0^t[Y_0(t)-Y_n(t)]dt$$

式中, $Y_0(t)$ 代表对照组关于时间 t 的生长曲线方程; $Y_n(t)$ 代表 n 浓度下的生长曲线方程; $Y_{0-n}(t)$ 代表对照组与 n 浓度组自变量为 t 的生长差值方程; Y 代表 t 时间内相对损失量; t 代表藻类在余氯胁迫下的生长时间。

累计损失率表示该 t 时间内, n 浓度组藻类因余氯抑制作用而减少量占对照组累计生长量的百分比:

$$Y_{LJ}\%=\left[Y\div\int_0^tY_0(t)dt\right]\times100\%$$

式中, $\int_0^tY_0(t)dt$ 为 t 时间内对照组累计生长量; $Y_{LJ}\%$

为 t 时间内累计损失率。

累计损失率与抑制率的区别:抑制率计算使用的数据来源于实验中某一时间点上的藻细胞数数据,为两个点上的数据之商。累计损失率计算使用的数据来源于拟合方程中,并且是一个时间段内的,用图形表示为两块多边形面积之商。

1.5.4 调查水域浮游植物多样性计算

$$H'=-\sum_{i=1}^SP_i\log_2P_i$$

式中, H' 为香农威纳(Shannon-Wiener) 种类多样性指数; S 为群落中的物种数; P_i 表示群落中第 i 种的个体细胞数占群落细胞数总数的比例。

1.5.5 调查水域余氯扩散情况

余氯扩散对水环境影响范围预测引自中国环境科学研究院编写的《上海液化天然气一期工程接收站和输气管线项目-新增储罐项目环境影响评价报告书》。其中,余氯对水环境影响预测采用水流模型与耗散模式相结合的方法,耗散模式如下:

$$\frac{\partial HC}{\partial t}+\frac{\partial HuC}{\partial x}+\frac{\partial HvC}{\partial y}=K_x\frac{\partial^2(HC)}{\partial x^2}+K_y\frac{\partial^2(HC)}{\partial y^2}+Sm-Q$$

式中, C 为浓度; Sm 为源项($=qC_0$, q 为排放量, C_0 为排放浓度); Q 为耗散项($=KC$, K 为衰减系数, $K=\ln2/T_{1/2}$, 半衰期 $T_{1/2}$ 取为 1h)。

按照环境影响评价报告书,冷排水量为 $28080\text{m}^3/\text{h}$,排水口余氯浓度为 0.20mg/L ;计算中以此作为计算源强计算扩散面积。根据上述耗散方程及源强,得到计算结果见表 1。余氯浓度大于 0.10mg/L 的影响范围仅限于排放口东西各 350m 范围内,余氯浓度大于 0.01mg/L 的影响范围限于排放口东西 2100m 范围内。

表 1 工程排放余氯最大影响面积(km^2)

Table 1 The largest influence area of residual chlorine discharged from the project

	浓度 Concentration							
	0.01mg/L				0.05mg/L			
	潮期 Tide	Epoch	大潮 Spring	Tide	潮期 Tide	Epoch	大潮 Spring	Tide
涨 Rising	0.174		0.133		0.034		0.032	
落 Falling	0.392		0.294		0.065		0.055	
平均值 Mean	0.248				0.047			

2 研究结果

2.1 27℃ 条件下余氯对小球藻生长的抑制

在 27℃ 条件下,余氯浓度为 0.20mg/L 时对小球

藻的抑制作用最强,抑制率最高值出现在试验 48h 时,其值为 25.95%,其后时间抑制率缓慢减小(图 2)。

实验 24h 后,余氯浓度为 0.02mg/L 对小球藻的

生长表现出促进作用;余氯浓度为 0.05mg/L 与 0.10mg/L 对小球藻生长有抑制作用,但其抑制率不高;当浓度达到 0.20mg/L 时,余氯对小球藻生长抑制作用最大,抑制率为 14.85%。

实验进行到 48h 时,0.02mg/L 仍然表现出促进作用,其促进作用与 24h 相当。在 0.05mg/L 与 0.10mg/L 浓度下,两个浓度的抑制率差别不大,分别为 8.14% 和 6.35%。当余氯浓度达到 0.20mg/L 时,其抑制率较 24h 0.20mg/L 时抑制率显著上升,且为各时段抑制率最大值,抑制率为 25.95%。

在 72h 时,0.05mg/L 与 0.10mg/L 对小球藻的抑制作用与在 48h 时变化不明显,其抑制率分别为 7.57% 和 6.33%。0.20mg/L 的抑制率为该时段 4 个浓度最高,其抑制率为 24.80%,与 24h 的抑制率和 48h 的抑制率相比,72h 抑制率有下降趋势。0.02mg/L 对小球藻生长还是表现促进作用,其促进作用较 24h 和 48h 稍小,其值为 4.74%。

在 96h 时,0.02mg/L 对小球藻促进作用比前 3 个时间段大,其促进的值为 6.59%。0.05mg/L 下的小球藻生长情况与对照组相当,0.10mg/L 余氯开始表现出对小球藻的促进作用,为 1.68%。0.20mg/L 余氯对小球藻生长还是保持抑制作用,但其抑制率在逐渐减小,其抑制率为 15.95%。

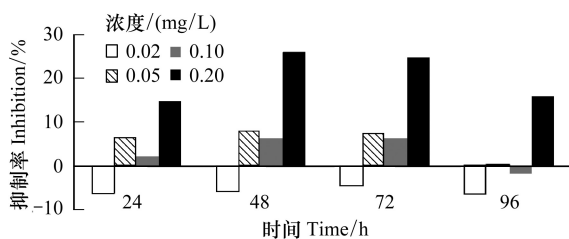


图 2 余氯对小球藻生长的抑制作用

Fig.2 Inhibitive effect of the RC on *Chlorella* sp.

实验进行到 24h 时,对照组除与浓度 0.10mg/L 组差异不显著 ($P=0.452$),与其他组之间存在显著差异 ($P<0.005$),可见在 0.02mg/L 低浓度对小球藻生长的促进作用显著。

在 48h 时,对照组与各组存在显著差异,0.05mg/L 组与 0.10mg/L 组两组之间不存在显著差异。

在 72h 时,对照组与 0.02mg/L 组差异不显著 ($P=0.176$),与 0.05、0.10mg/L 和 0.20mg/L 差异显著,0.05mg/L 组与 0.10mg/L 组两组之间不存在显著

差异 ($P=0.973$)。高浓度组 0.20mg/L 与各个浓度差异显著。

在 96h 时,对照组与 0.05、0.10mg/L 差异不显著 (P 值分别为:1.000,0.743),0.02mg/L 组与其余 4 个组均差异显著,0.20mg/L 组与其余 4 个组均差异显著。

2.2 浮游植物生长模型的分析

2.2.1 对照组藻类生长模型

对照组方程是余氯浓度为零时,由实验时间 t 为自变量,细胞浓度值为因变量的方程,经过曲线拟合,得出对照组生长函数,由以下方程表示:

$$Y_0 = 0.0218t + 2.5547$$

$$R^2 = 0.9985, P = 0.000 < 0.01 \quad (1)$$

式中, Y_0 代表对照组藻类细胞数; t 代表时间。

由拟合方程(1)看出,对照组方程藻类生长模型为线性方程,显著性检验显示线性回归关系极显著。

2.2.2 实验组生长模型

方程(2)是余氯浓度为 0.02mg/L 时,由实验时间 t 为自变量,细胞浓度值为因变量,经过一元非线性回归数学模型拟合,得出实验组最佳生长方程(2),且回归关系极显著。同理得出 0.05mg/L 组生长方程(3),0.10 mg/L 组生长方程(4),0.20 mg/L 组生长方程(5)。

$$Y_{0.02} = -0.00004t^2 + 0.0285t + 2.5658$$

$$R^2 = 0.9941, P = 0.0059 < 0.01 \quad (2)$$

$$Y_{0.05} = 0.0001t^2 + 0.0098t + 2.5532$$

$$R^2 = 0.9943, P = 0.0057 < 0.01 \quad (3)$$

$$Y_{0.10} = 0.0001t^2 + 0.0119t + 2.5829$$

$$R^2 = 0.9877, P = 0.0123 < 0.05 \quad (4)$$

$$Y_{0.20} = 0.0002t^2 - 0.0076t + 2.5814$$

$$R^2 = 0.9816, P = 0.0184 < 0.05 \quad (5)$$

2.3 小球藻相对损失量模型分析

在不同浓度余氯胁迫下,得到小球藻的各个相对损失量积分方程。

由对照组生长方程(1)减去 0.02mg/L 浓度组生长方程(2),得出差值方程 $Y_{0-0.02} = 0.00004t^2 - 0.0067t - 0.0111$,0.02mg/L 组藻类的相对损失量用以下定积分计算得出:

$$Y = \int_0^t (0.00004t^2 - 0.0067t - 0.0111) \quad (6)$$

图 3 中 0—0.02 图显示,0.02mg/L 余氯浓度组

的小球藻生长曲线高于对照组的小球藻生长曲线,说明 0.02mg/L 组的小球藻生长快于对照组。随着时间的增加,两组小球藻的生长差值越来越大,在此,“相对损失量”积分方程(6)其实为相对增加量积分方程。

由对照组生长方程(1)减去 0.05mg/L 浓度组生长方程(3),得出差值方程 $Y_{0-0.05} = -0.0001t^2 + 0.012t + 0.0015$, 0.05mg/L 组藻类的相对损失量用以下定积分计算得出:

$$Y = \int_0^t (-0.0001t^2 + 0.012t + 0.0015) \quad (7)$$

图 3 的 0—0.05 图中对照组的小球藻生长曲线高于 0.05mg/L 组,说明余氯浓度为 0.05mg/L 时小球藻生长速度较慢。时间在 30—70h 区间,藻类相对损失量最大。在实验结束时(96h),0.05mg/L 组的小球藻细胞数接近对照组。藻类累计损失率在 0—72h 之间,随着时间的增加而增大,而 96h 时累计损失率与 72h 时相等,均为 8.73%(表 2)。

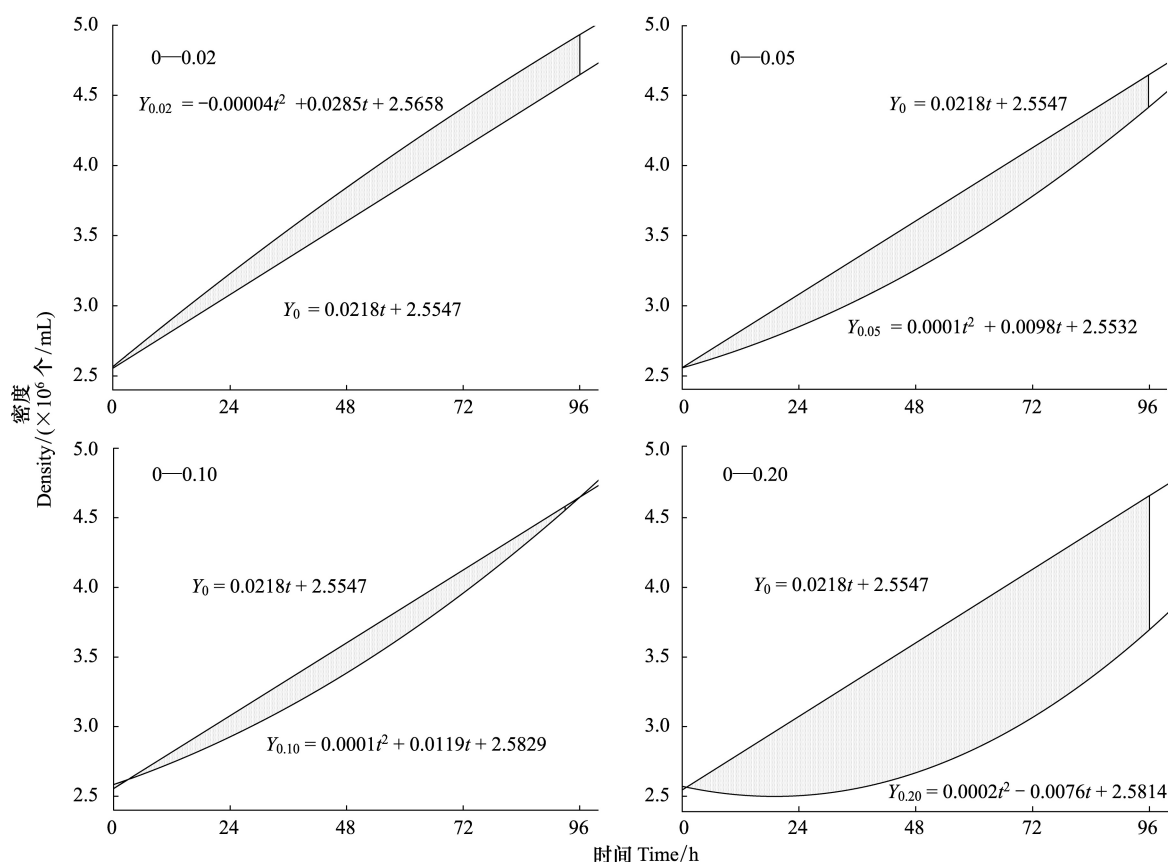


图 3 各个余氯浓度下藻类相对损失量
Fig.3 Relative loss of the algae at different RC density

由对照组生长方程(1)减去 0.10mg/L 浓度组生长方程(4),得出差值方程 $Y_{0-0.10} = -0.0001t^2 + 0.0099t - 0.0282$, 0.10mg/L 组藻类的相对损失量用以下定积分计算得出:

$$Y = \int_0^t (-0.0001t^2 + 0.0099t - 0.0282) \quad (8)$$

图 3 中 0—0.10 图,对照组的小球藻生长曲线高于 0.10mg/L 组,0.10mg/L 组曲线在 96h 几乎与对照组曲线相交。0.10 mg/L 组累计损失率趋势与 0.05 mg/L 组变化趋势相近,达到 96h 时,0.10 mg/L 组的

累计损失率下降。

由对照组生长方程(1)减去 0.20mg/L 浓度组生长方程(5),得出差值方程 $Y_{0-0.20} = -0.0002t^2 + 0.0294t - 0.0267$, 0.20mg/L 组藻类的相对损失量用以下定积分计算得出:

$$Y = \int_0^t (-0.0002t^2 + 0.0294t - 0.0267) \quad (9)$$

图 3 中 0—0.20 图,对照组的小球藻生长曲线高于 0.20mg/L 组,且各个时间累计损失率均比其他各个浓度各个时间累计损失率大,24、48、72h 和 96h 损

失率分别为 12.95%、27.07%、41.29% 和 55.59% (表 2)。从图中看出实验进行到 24h, 两组方程差值较大, 且持续到实验结束时(96h), 虽然 0.20mg/L 组方程曲线未能与对照组曲线相交或接近, 但是在两个曲线延伸出去有靠近的趋势。

表 2 各个余氯浓度下藻类累计损失率

Table 2 The cumulative loss ratio of the algae at different RC densities

	时间/h Time	浓度 Concentration/(mg/L)			
		0.02	0.05	0.10	0.20
累积损失率/%	24	-3.22	5.03	2.60	12.95
Cumulative	48	-5.49	7.60	4.56	27.07
Loss Ratio	72	-7.35	8.73	5.17	41.29
	96	-8.91	8.73	4.74	55.59

2.4 2009 年 LNG 工程浮游植物细胞丰度

2009 年 9 月中旬对上海 LNG 工程资源调查, 被鉴定出种类数达到 78 种, 以硅藻类为主。其中网采浮游植物的涨落潮优势种有中肋骨条藻 *Skeletonema costatum* (优势度: 0.56)、尖刺菱形藻 *Nitzschia pungens* (0.10) 和琼氏圆筛藻 *Coscinodiscus jonesianus* (0.09) 等。

水采浮游植物细胞丰度均值, 涨潮时为 3.61×10^7 个/ m^3 , 以硅藻类为主; 落潮时为 3.82×10^7 ind/ m^3 , 同样以硅藻类为主(表 3)。浮游植物水采涨潮、落潮时细胞丰度分布均呈沿岸多, 离岸远的站位少。各个站位浮游植物多样性指数涨潮时在 0.09—2.04 之间, 平均值为 0.89, 落潮时在 0.30—1.91 之间, 平均值为 0.96。

2.5 2009 年 LNG 工程浮游植物相对损失量计算

2009 年调查洋山 LNG 工程附近海域, 受余氯影响的试验站位有 10 个, 附近海域平均水深为 13m, 0.05—0.10mg/L 浓度范围的最大影响面积为 0.047 km^2 , 涨潮时受影响范围内的浮游植物平均细胞丰度为 2.96×10^7 个/ m^3 , 落潮时浮游植物平均细胞丰度为 4.67×10^7 个/ m^3 , 则最终平均细胞丰度为 3.67×10^7 个/ m^3 。因为余氯浓度大于 0.10mg/L 的影响范围仅限于排放口东西各 350m 范围内, 不考虑该小范围受 0.10mg/L 余氯的影响, 均视为受 0.05mg/L 余氯浓度影响。则用实验结果中 0.05mg/L 组的累计损失率来计算特定时间段浮游植物损失量情况。累计损失率用于说明定时间段余氯影响下的浮游植物的损失

率。在 0.05mg/L 组, 累计损失率最大值为 8.73%, 则在 0.05mg/L 浓度下, 浮游植物累计在 72h 内因生长抑制形成的相对损失量是 1.95×10^{12} 个, 则每月(30d)因余氯水排放而导致的浮游植物相对损失量为 1.95×10^{13} 个。

表 3 2009 年 9 月 LNG 浮游植物水样细胞丰度

Table 3 The phytoplankton cell abundance of the LNG in September, 2009

潮水情况 Tide	涨潮 Rising Tide	落潮 Falling Tide
平均值 Mean/(10^7 个/ m^3)	3.61	3.82
范围 Range/(10^7 个/ m^3)	1.14—6.78	1.19—8.84
优势种与优势度(Y) Dominant Species and Dominance(Y)	中肋骨条藻(0.87) 中肋骨条藻(0.86)	

3 讨论

3.1 工程水域浮游植物的生态特征

2009 年 9 月调查, 中肋骨条藻为主要优势种, 其他的优势种有尖刺菱形藻, 琼氏圆筛藻等, 这一结果与何青^[13]、林峰竹^[14] 等人在不同年份的夏季对长江口及邻近水域调查结果相似。浮游植物的分布大致从沿岸向港口外减少。各个站位涨、落潮时浮游植物多样性指数平均值较低, 多样性指数低, 该海域生态系统较脆弱, 群落结构不稳定, 可能承受较大的外界环境压力。

3.2 余氯对藻类生长抑制作用特征

依据本研究结果(图 2 和图 3), 在温度 27℃ 条件下, 余氯对小球藻抑制作用最大出现在 0.20mg/L 组的 48h 时, 其即时抑制率为 25.95%, 与杨佳^[12] 的实验结果相近。而在低浓度(0.02mg/L)时, 余氯对小球藻生长表现促进作用, 该实验结果可用毒物刺激效应^[15-16] 来解释, 即低浓度余氯对小球藻非但无害而且表现出刺激生长的现象。这样的促进作用从试验开始持续到结束, 促进作用相当。48h 之后, 各个余氯浓度对小球藻的抑制作用减弱。在 96h 时, 只有高浓度组 0.20mg/L 组呈现余氯对小球藻的抑制作用; 0.05 mg/L 组小球藻生长值已经接近对照组生长曲线值, 可见藻类在低浓度余氯浓度条件下是可以适应并恢复生长的(表 2)。本次研究中显示, 在高浓度余氯影响下的藻类生长适应期较长, 生长速度减慢, 藻类细胞数相对于对照组明显减少; 由于

0.05mg/L 组与 0.10mg/L 组的小球藻所需修复时间较短,进入快速生长期比 0.20mg/L 组的快。

总之,27℃时,余氯在极低浓度时(0.02mg/L),余氯刺激和促进小球藻生长,余氯在浓度为 0.20mg/L 时表现出对小球藻生长的最大抑制作用,且最大抑制作用在实验 48h 时出现。高浓度(0.20mg/L)余氯对藻类生长的抑制作用要长于 0.05mg/L 与 0.10mg/L 浓度组藻类。

3.3 余氯在不同浓度条件下藻类生长的相对损失量特征

各个余氯浓度下实验组藻类生长曲线与对照组生长曲线分别对比,两条曲线之间的阴影部分面积代表了藻类的相对损失量。图 3 中显示 0.02mg/L 组小球藻生长速度快于对照组,这一结果是因为小球藻受到低浓度余氯刺激,使得快速生长。两条曲线的走向在短期内将按照各自的生长速度继续生长而不会相交。图 3 中在 0.05mg/L 组小球藻在 72h 和 96h 的累计损失率最大,在实验结束时(96h),小球藻细胞数接近对照组。说明在初始小球藻生长受到余氯的抑制,随着实验时间的增长,小球藻逐渐恢复生长能力。图 3 浓度组 0.10mg/L 累计损失率最大值出现在 72h 时,96h 时累计损失率减小到与 48h 时水平。说明,0.10mg/L 组小球藻首先因余氯浓度较高,使其生长受到抑制,随着实验时间的增长,小球藻逐渐恢复生长能力,继而可以开始加快生长。在实验结束时(96h),小球藻细胞密度可以大于对照组。图 4 中 0.20mg/L 组累计损失率随着时间的增长而增大,说明在高浓度(0.20mg/L)余氯影响下,小球藻生长严重受阻。实验结束时,两条曲线相距较远,推测,如果实验继续,在较长的时间内,两条曲线仍有可能相交,说明高浓度条件下,小球藻受到余氯影响较大,生长所需要恢复的时间较长。

3.4 余氯对浮游植物生长损失量估算及分析

相对损失量计算未直接采用抑制率与当年生物总量的乘积得出,而是采用小球藻累计损失率与当年生物总量乘积得出。在 0.05mg/L 组,累计损失率最大值为 8.73%,则浮游植物 72h 内累计受到余氯影响的相对损失量是 1.95×10^{12} 个,则每月(30d)因余氯水排放而导致的浮游植物相对损失量为 1.95×10^{13} 个。

调查海域位于长江口,长江径流入海,带入淡水

的同时携带大量泥沙和营养物质,该海域营养盐含量充足^[17],刘兰芬^[18]等人指出天然水中含有大量的悬浮水生物,一些还原性物质及有机物等,易消耗次氯酸分解出的原子氯,加上水温的影响、冷却水排放过程中的剧烈掺混和压力减小等条件,都会加速余氯的衰减,因此,只要发电厂落实环保措施,控制高浓度余氯排放,余氯对水环境的影响是可控的。

致谢:感谢沈晓民副研究员、高倩助理研究员对本文写作的帮助。

References:

- [1] Wang Y Z, Bao X W, Wang S G. A primary study on methods of post project analysis on marine environmental impact assessment in China-Post project analysis of Lingni embankment 's impacts on marine environment as an example. *Marine Environmental Science*, 2010, 29(1): 139-144.
- [2] Suresh K, Ahamed M S, Durairaj G, Nair K V K. Environmental physiology of the mole crab *Emerita asiatica*, at a power plant discharge area on the east coast of India. *Environmental Pollution*, 1995, 88(2): 133-136.
- [3] Bai Y C, Li M, Xu Z L, Zhang G Y, Que J L. Toxic effects of residual chlorine from cooling water on fish and evaluation method of fishery resources loss. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, 6(6): 634-642.
- [4] Jiang Z B, Zeng J N, Chen Q Z, Liao Y B, Shou L, Xu X Q, Liu J J, Huang Y J. Dynamic change of phytoplankton cell density after thermal shock and chlorination in a subtropical bay in China. *Journal of Plant Ecology (Chinese version)*, 2008, 32(6): 1386-1396.
- [5] Ma Z L, Gao K S, Li W, Xu Z L, Lin H P, Zheng Y Q. Impacts of chlorination and heat shocks on growth, pigments and photosynthesis of *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyceae). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2011, 397(2): 214-219.
- [6] Hirayama K, Hirano R. Influences of high temperature and residual chlorine on marine phytoplankton. *Marine Biology*, 1970, 7(3): 205-213.
- [7] Xu Z L, Li M, Zhang G Y, He X C. Environmental protection measures of marine power station water intake. *Marine Environmental Science*, 2011, 2: 234-238.
- [8] Wang Y Y, Wang C H. Culture condition optimization of *Chlorella* sp.. *Journal of Yantai University(Natural Science and Engineer)*, 2006, 19(2): 125-129.
- [9] Huang H H, Wang Z D, Zhang H. Environmental effects of residual chlorine of cooling water discharged from power station on the adjacent waters. *Nanhai Yanjiu Yu Kaifa*, 1998, (2): 46-58.

- [10] Technology Standards Division of Environmental Protection Department. Water quality-Determination of free chlorine and total chlorine-Spectrophotometric method using N, N-diethyl-1, 4-phenylenediamine (HJ 586—2010). Beijing: China Environment Science Press, 2010.
- [11] State Administration of China for Standardization. GB/T 12763. 6—2007 Specifications for oceanographic survey-Part 6: Marine biological survey. Beijing: China Standard Press, 2008.
- [12] Yang J, Hu H Y, Li X. Inhibition effect of residual chlorine on *Microcystis aeruginosa* growth in reclaimed water. Environmental Chemistry, 2009, 28(6): 850-853.
- [13] He Q, Sun J. The netz-phytoplankton community in Changjiang (Yangze) River estuary and adjacent waters. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(7): 3928-3938.
- [14] Lin F Z, Wu Y L, Yu H C, Xian W W. Phytoplankton community structure in the Changjiang estuary and its adjacent water in 2004. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2008, 39(4): 401-410.
- [15] Huang J, Tang X X, Gong X Z, Li Y Q. Preliminary study on the growth stimulation of marine microalgae stimulated by low level of toxicant. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(1): 1516-1518.
- [16] Fang H S, Zhang L, Duan S S. Hormesis effect of organophosphorus pesticide dichlorvos on harmful algal bloom specie *Heterosigma akashiwo*. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(5): 1025-1029.
- [17] Hong J C, Huang X Q, Jiang X S, Wang G L. Analysis of environmental factors during occurrence of *Skeletonema costatum* red tide in Changjiang River estuary-the nutrient sate. Oceanologia et Limnologia Sinica, 1994, 25(2): 1025-1029.
- [18] Liu L F, Hao H, Lu G S. Experiment on attenuation law of residual chlorine in cooling water discharged from thermal power plants. Shuili Xuebao, 2004, 5: 94-98.
- 例. 海洋环境科学, 2010, 29(1): 139-144.
- [3] 柏育材, 李鸣, 徐兆礼, 张光玉, 阙江龙. 冷排水中余氯对鱼类毒理效应和资源损失量估算方法的研究. 生态毒理学报, 2011, 6(6): 634-642.
- [4] 江志兵, 曾江宁, 陈全震, 廖一波, 寿鹿, 徐晓群, 刘晶晶, 黄逸君. 热冲击和加氯后亚热带海区浮游植物细胞数量的动态变化. 植物生态学报, 2008, 32(6): 1386-1396.
- [7] 徐兆礼, 李鸣, 张光玉, 何新春. 涉海电站取排水口工程设计环保措施. 海洋环境科学, 2011, (2): 234-238.
- [8] 王逸云, 王长海. 无菌条件下的小球藻培养条件优化. 烟台大学学报: 自然科学与工程版, 2006, 19(2): 125-129.
- [9] 黄洪辉, 王肇鼎, 张穗. 电厂温排水中的余氯对邻近水域生态环境的影响. 南海研究与开发, 1998, (2): 46-58.
- [10] 环境保护部科技标准司. 水质游离氯和总氯的测定 N, N-二乙基-1, 4 苯二胺分光光度法 (HJ 586—2010). 北京: 中国环境科学出版社, 2010.
- [11] 中国国家标准化管理委员会. GB/T 12763. 6—2007 海洋调查规范第六部分海洋生物调查. 北京: 中国标准出版社, 2008.
- [12] 杨佳, 胡洪营, 李鑫. 余氯对再生水中铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 的生长抑制作用. 环境化学, 2009, 28(6): 850-853.
- [13] 何青, 孙军. 长江口及其邻近水域网采浮游植物群落. 生态学报, 2009, 29(7): 3928-3938.
- [14] 林峰竹, 吴玉霖, 于海成, 线微微. 2004 年长江口浮游植物群落结构特征分析. 海洋与湖沼, 2008, 39(4): 401-410.
- [15] 黄键, 唐学玺, 宫相忠, 李永琪. 低浓度毒物对海洋微藻生长刺激效应的初步研究. 应用生态学报, 2002, 13(11): 1516-1518.
- [16] 方汉孙, 张磊, 段舜山. 有机磷农药敌敌畏对赤潮异弯藻 (*Heterosigma akashiwo*) 的毒物刺激效应. 生态环境学报, 2010, 19(5): 1025-1029.
- [17] 洪君超, 黄秀清, 蒋晓山, 王桂兰. 长江口中肋骨条藻赤潮发生过程环境要素分析——营养盐状况. 海洋与湖沼, 1994, 25(2): 179-184.
- [18] 刘兰芬, 郝红, 鲁光四. 电厂温排水中余氯衰减规律及其影响因素的实验研究. 水利学报, 2004, (5): 94-98.

参考文献:

- [1] 王勇智, 鲍献文, 王曙光. 我国海洋工程海洋环境影响后评价方法初探——以温州灵霓北堤工程海洋环境影响后评价为