

海水淡化浓排水中铜对 2 种海洋微藻的影响

蒯智泉¹,高忠文²,高学理¹,苏保卫¹,高从培¹

(1.中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室,山东 青岛 266110;

2.国家海洋局北京教育培训中心,北京 100194)

摘要 研究了海水淡化浓排水中的金属铜对 2 种海洋微藻塔玛亚历山大藻和海洋原甲藻的影响。配制一系列含不同含量 Cu^{2+} 的海水培养了 2 种海洋微藻,统计海藻生长过程中的藻细胞数量变化,做出不同 Cu^{2+} 含量下海藻的生长曲线,了解 Cu^{2+} 对海藻生长的影响,利用生物显微镜观察海洋微藻在不同 Cu^{2+} 含量环境中的生存状况及细胞形态变化。结果表明, Cu^{2+} 含量的升高会一定程度上限制塔玛亚历山大藻的生长、繁殖和游动能力,而对细胞形态的变化影响较小; Cu^{2+} 的加入会对海洋原甲藻的细胞形态产生较大影响,但是随着培养时间的延续,则会对海藻的生长和繁殖起到一定的促进作用。

关键词 海水淡化;重金属;铜;海洋原甲藻;塔玛亚历山大藻

中图分类号 :P747;Q948.116

文献标识码 :A

文章编号 :1000-3770(2012)06-0044-005

海水淡化厂排水中含有多种重金属,主要来自于淡化厂管道系统的腐蚀溶解和冲刷脱落等,其中含量最高的是铜和铁,而铬的毒性较强^[1]。重金属排放入海,除直接对海洋生物造成毒害外,还会由生物体富集和食物链传递,最终通过海产品进入人体并造成危害。海洋生态系统是一个不可分割的整体,牵一发而动全身。海洋中最大量的浮游藻类首当其冲,作为海洋中的初级生产者受到危害,必定会影响整个生态系统的稳定性。通常,重金属对海藻的毒性效应主要表现在影响藻类的生长代谢,抑制光合作用,减少细胞色素,改变环境中藻类的组成等^[2]。因此,通过研究了解海水淡化过程中排出的重金属对海洋藻类的影响,可以为采取合理有效的预防和应对措施、减少海水淡化对海洋生态环境影响提供参考和依据。

铜作为浮游植物生长的必需微量元素,在一定含量范围内对浮游植物的生长起到积极作用。浮游植物的活性金属酶系统利用铜等微量金属促进乙二醇和三羧酸循环,光合作用和蛋白质的新陈代谢过程,因此会加速海洋浮游植物的生长和繁殖。而一旦铜含量过高,将会对海洋生物产生毒性作用^[3]。它是生物中酶的抑制剂,并且会导致大量敏感组织死

亡。对于浮游植物,铜会抑制光合作用,限制硝酸盐和硅酸盐的吸收和利用;与蛋白质结合导致其活性丧失或结构破坏^[4]。铜对藻类的毒性作用产生差异的主要因素包括藻的种类、生理和环境条件以及金属铜的形态等^[5]。

藻类与金属相互作用的生理学、生物化学、毒理学及遗传学方面的研究已取得巨大成就^[6-7]。在国外,关于单一金属对藻类生长、发育、细胞结构、繁殖等影响的研究已有许多报道。其中 Rai 所作的工作较多,他总结了不同金属在不同含量下对不同藻类的毒性作用^[8]。

在国内,况琪军、夏宜概述了几种重要金属(Hg、Cd、Cu、Pb、Ni、Zn)对藻类的致毒作用^[9]。Sorentino 通过试验发现 Cu^{2+} 的毒性效应分为几个阶段:首先影响质膜的透性,导致细胞丢失 K^+ ,并从而引起细胞体积发生变化;其次把 Cu^{2+} 转移到细胞质,然后进入叶绿体使光合磷酸化解偶联,不产生 ATP,从而抑制光合作用。在 5~10 mg/L 的质量浓度下能使 5 种墨角藻生长减少 50%^[10]。王丽平等研究了重金属 Cu^{2+} 对 2 种海洋微藻中肋骨条藻和三角褐指藻的生长的影响,结果表明,低含量的 Cu^{2+} 对藻的生长没有负面影响,还可能会促进藻细胞的生长,但

收稿日期 2012-02-20

基金项目:国家重点基础研究发展计划项目(2009CB623402);国家自然科学基金项目(21006100);国家高技术研究发展计划项目(2010AA09Z301)

作者简介:蒯智泉(1982-),男,博士研究生,研究方向为海水淡化的环境影响,联系电话:0532-66781962,E-mail:lin_zhiquan@yahoo.com

联系作者:高从培,中国工程院院士,研究员,E-mail:gaocjic@mail.hz.zj.cn

随着 Cu^{2+} 含量的升高或胁迫时间的延长,藻细胞脂质过氧化作用增强,可能会导致细胞膜结构的破坏和功能的丧失,对藻细胞产生了一定的毒害作用^[11]。万利勤等人详细研究了不同含量 Cu^{2+} 对亚心形扁藻生长的影响以及 Cu^{2+} 在扁藻体内的蓄积。质量浓度 0.05 mg/L 的 Cu^{2+} 就对扁藻生长产生抑制,随着介质中 Cu^{2+} 含量升高,其抑制作用越明显;但扁藻可利用自身的一些生理机制,在 4~5 d 内迅速解除低含量 Cu^{2+} ($\rho(\text{Cu}^{2+}) \leq 0.15 \text{ mg/L}$) 对其的生长抑制作用,使 Cu^{2+} 对藻体不至于造成大的毒害;而对高含量的 Cu^{2+} ($\rho(\text{Cu}^{2+}) \geq 0.30 \text{ mg/L}$) 的解抑制就需要较长时间^[12]。李国栋等人研究发现,不同含量的 Cu^{2+} 对球等鞭金藻的生长有一定的抑制作用,且随 Cu^{2+} 含量的增加球等鞭金藻生长愈趋缓慢。质量浓度高于 5 mg/L 开始明显抑制球等鞭金藻的生长^[13]。周宏、苏秀椿等人研究了金属铜对海藻亚显微结构的影响,金属铜含量愈高,对小形月牙藻亚显微结构的损坏愈严重;在质量浓度 0.05 mg/L 的铜介质中,形成大液泡,类囊体片层结构增粗,质体中的淀粉粒数量增多,体积增大;在质量浓度 1.0 mg/L 的铜介质中,类囊体片层结构呈指纹状增粗;在质量浓度 10.0 mg/L 的铜介质中质体外膜被破坏,细胞壁外层呈剥落状^[14-16]。

海水淡化厂浓排水中 Cu^{2+} 的含量高于正常海水 200 倍,其对海洋浮游植物的影响值得关注^[1]。本研究在该含量范围内,试验了 Cu^{2+} 对海洋原甲藻和塔玛亚历山大藻生长及繁殖能力的影响,并通过生物显微镜观察 Cu^{2+} 对 2 种海洋微藻细胞的形态及活动状态的影响。

1 材料与方法

1.1 藻种来源

2 种试验藻种为塔玛亚历山大藻 (*Alexandrium tamarense*) 和海洋原甲藻 (*Prorocentrum micans*) 均属于甲藻门,环境影响赤潮藻种。均为中国海洋大学海洋污染生态化学实验室保存种。

1.2 试验方法

前期准备。试验用海水在青岛近海采取,用 0.45 μm 滤膜过滤。滤膜使用前先用浓度 2 mol/L 的盐酸浸泡 1~2 h,再用纯净水冲洗到中性。藻种培养所用锥形瓶等玻璃仪器均先用浓硫酸清洗 2 遍,再依次用自来水、纯净水冲洗至中性,最后用滤纸封口。所有藻种均为实验室单种无菌培养,培养液按 $f/2$ 配方配制。培养液、过滤后海水及所有培养器皿均用高压灭菌锅在 120 $^{\circ}\text{C}$ 下灭菌 20 min,冷却待用。

培养液的配制。选用 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 作为重金属

铜的来源。用去离子水配制成质量浓度 1 g/L 的 Cu^{2+} 母液,再用稀释成质量浓度 100 mg/L 的 Cu^{2+} 溶液,高温杀菌。在已经杀菌处理的海水中加入营养液和不同体积质量浓度 100 mg/L 的 Cu^{2+} 溶液,配制成 Cu^{2+} 质量浓度为 0、50、100、150、200、300 $\mu\text{g/L}$ 的系列培养液。添加了 Cu^{2+} 溶液的培养液为试验溶液,未额外添加 Cu^{2+} 溶液的培养液为参比溶液。

藻种培养。海藻在 GXZ-500B 智能光照培养箱中进行培养,培育温度为 $(20 \pm 1) ^{\circ}\text{C}$,光源为白色冷荧光灯管,光照度在 3 800~4 200 lx,由 TES 数字光度计测出,光暗比为 12 h :12 h。

1.3 检测方法

通过生物显微镜观察和记录微藻细胞的形态变化和状态,利用细胞视野计数法统计 2 种海藻生长过程中的数量变化。每天上午 10 时取样,连续 10 d,样品取出后用 DFC480 型生物显微镜观察不同 Cu^{2+} 含量下 2 种海洋微藻的生长状态及细胞形态变化并拍照,随后用鲁格试剂固定,用血球计数板显微计数。在整个培养及取样过程中,各操作步骤均进行杀菌处理,防止细菌侵入造成的影响。

做出 2 种海藻在不同 Cu^{2+} 含量下的生长曲线,判断 Cu^{2+} 对海藻生长的影响。观察 2 种海藻在不同 Cu^{2+} 含量下的生长状态及细胞结构变化,测定试验初始及培养结束后营养液中的铜含量,以进一步探讨金属铜对海藻生长的影响机理。

2 结果与讨论

2.1 塔玛亚历山大藻

塔玛亚历山大藻细胞密度 (d_A) 在培养液不同 Cu^{2+} 含量下随时间的生长情况见图 1。

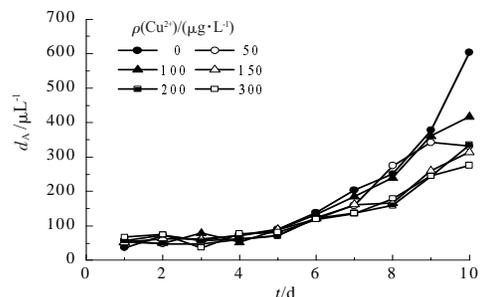


图 1 塔玛亚历山大藻在不同 Cu^{2+} 含量下的生长曲线

Fig.1 Growth curve of *Alexandrium tamarense* in seawater with different concentration of Cu^{2+}

从图 1 可以看出,整个生长周期,不同 Cu^{2+} 含量溶液中的塔玛亚历山大藻都有所增长。前 6 d,藻密度没有太大差距;从第 7 天开始,较高 Cu^{2+} 含量的试验溶液中微藻密度开始低于参比溶液中的微藻密度;第 8 天,微藻密度有了较明显的差距, Cu^{2+} 质

量浓度 150 $\mu\text{g/L}$ 以上的试验溶液中微藻生长受到抑制,第 10 天,这些试验溶液中的微藻密度仅为参比溶液中的 1/2。可以推断,在研究的 Cu^{2+} 含量范围内, Cu^{2+} 含量的增加对塔玛亚历山大藻的生长有一定影响,在培养后期逐渐显现。

塔玛亚历山大藻在培养液不同 Cu^{2+} 含量下的最大比生长率(r_A)见表 1。

表 1 塔玛亚历山大藻在不同 Cu^{2+} 含量下的最大比生长率

Tab.1 Maximum specific growth rate of *Alexandrium tamarense* in seawater with different concentrations of Cu^{2+}

$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	r_A	$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	r_A
0	0.31	150	0.20
50	0.19	200	0.20
100	0.23	300	0.16

由表 1 可知,试验溶液中塔玛亚历山大藻的最大比生长率相差不大,但明显低于参比溶液。由此可见,在研究含量范围内,塔玛亚历山大藻的生长和繁殖在一定程度上受到 Cu^{2+} 的限制,但塔玛亚历山大藻对 Cu^{2+} 含量的升高有较好的适应性, Cu^{2+} 的毒性作用不明显。

塔玛亚历山大藻在培养液不同 Cu^{2+} 含量不同培养阶段下的细胞形态显微照片见图 2。

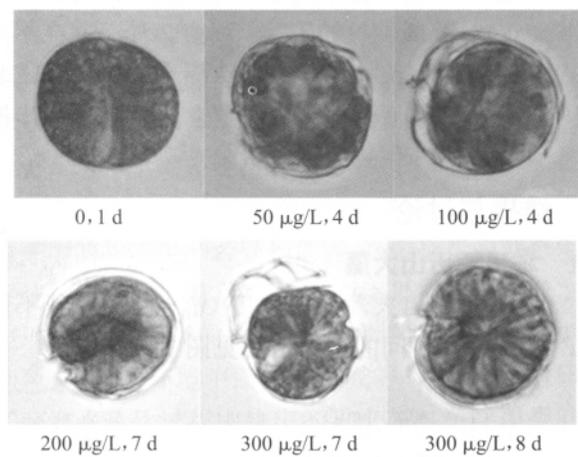


图 2 塔玛亚历山大藻在不同含量 Cu^{2+} 下的细胞形态

Fig.2 Cell structure of *Alexandrium tamarense* in seawater with different concentration of Cu^{2+}

从图 2 可以看出,与正常藻细胞相比,试验溶液中的某些微藻细胞形态发生了变化。例如,第 7 天时,质量浓度 300 $\mu\text{g/L}$ 的 Cu^{2+} 溶液中的微藻细胞亚显微结构变化显著,质壁分离,细胞壁呈剥落状,细胞结构破坏比较严重。其他含量的 Cu^{2+} 溶液中的微藻细胞结构也有不同程度的损坏。但同时,第 8 天在质量浓度 300 $\mu\text{g/L}$ 的 Cu^{2+} 溶液中也观察到结构完好的微藻细胞,细胞壁光滑致密,质体完整。通过统计多次取样和拍照结果,发现只有少数微藻细胞结构遭到比较严重的破坏,由此可以推断, Cu^{2+} 对微藻细胞

结构的影响不大。

塔玛亚历山大藻的生存状态随培养时间的进行而发生变化。在培养初期,藻细胞迅速游动,其中 Cu^{2+} 的质量浓度为 50~200 $\mu\text{g/L}$ 的试验溶液中,藻细胞更为活跃,证明 Cu^{2+} 对藻细胞有一定的刺激作用。培养 3 d 后,试验溶液的微藻细胞游动速度开始减小,5 d 后,微藻游动速度明显减慢,9 d 后,试验溶液的微藻细胞活动性比初期大大降低。可见,经过长期培养, Cu^{2+} 对塔玛亚历山大藻细胞的游动能力有一定的抑制作用。

塔玛亚历山大藻培养液培养前后 Cu^{2+} 的含量见表 2。

表 2 塔玛亚历山大藻培养前后培养液中 Cu^{2+} 的含量

Tab.2 Concentration of Cu^{2+} in the flask of *Alexandrium tamarense*

培养液	$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$			损失比重
	培养前	培养后	之差	
0	16.11	15.23	0.88	0.05
50	55.96	53.34	2.62	0.05
100	104.7	101.7	3.0	0.03
150	150.2	145.5	4.7	0.03
200	201.5	195.0	6.5	0.03
300	301.1	290.2	10.9	0.04

由表 2 可知,培养后营养液中的 Cu^{2+} 的含量普遍低于培养前,可以得知亚历山大藻细胞对 Cu^{2+} 有一定的吸附(或吸收)作用。且 Cu^{2+} 含量越高,吸附量(或吸收量)越大。但同时应该注意到 Cu^{2+} 的损失比重则相差不大,由此可以推断,在各种含量 Cu^{2+} 溶液中,微藻细胞会吸附(或吸收)一定量的 Cu^{2+} ,直到其在细胞内外达到某一特定平衡为止。

2.2 海洋原甲藻

海洋原甲藻细胞密度(d_p) 在培养液不同 Cu^{2+} 含量下随时间的生长情况见图 3。

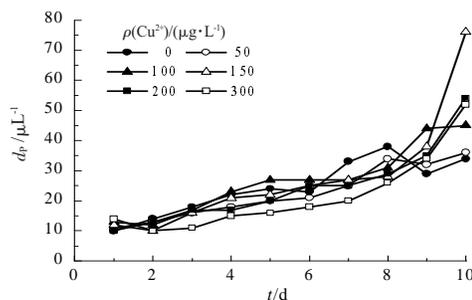


图 3 海洋原甲藻在不同含量 Cu^{2+} 下的生长情况

Fig.3 Growth curve of *Prorocentrum micans* in seawater with different concentration of Cu^{2+}

由图 3 可见,在整个生长周期,6 个含量 Cu^{2+} 溶液中的海洋原甲藻都有一定程度的增长,但增长速度均较为缓慢,且差别不大。只有当培养至第 9 天时,试验溶液中的微藻密度有较大增幅。可以推测,经过长期培养, Cu^{2+} 或会促进海洋原甲藻的生长,但仅从生长曲线,无法作出结论。

海洋原甲藻在培养液不同 Cu^{2+} 含量下的最大比生长率 (r_p) 见表 3。

表 3 海洋原甲藻在不同 Cu^{2+} 含量下的最大比生长率
Tab.3 Maximum specific growth rate of *Prorocentrum micans* in seawater with different concentrations of Cu^{2+}

$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	r_p	$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	r_p
0	0.14	150	0.21
50	0.13	200	0.18
100	0.14	300	0.15

由表 3 可知,海洋原甲藻的最大比生长率呈现先升高后降低的趋势,但总体差别不大,在 Cu^{2+} 的质量浓度为 $150 \mu\text{g/L}$ 时最大比生长率最大,海洋原甲藻在该条件下具有最好的生长和繁殖能力。最适宜生长的 Cu^{2+} 的质量浓度为 $150 \mu\text{g/L}$ 。 Cu^{2+} 的质量浓度 $150 \mu\text{g/L}$ 以上的试验溶液中海洋原甲藻的最大比生长率略高于参比溶液, Cu^{2+} 的加入或会刺激细胞的生长和繁殖。

海洋原甲藻在培养液不同含量 Cu^{2+} 不同培养阶段下的细胞形态显微照片见图 4。

从图 4 可以明显看出,在培养初期海洋原甲藻的细胞结构即遭到不同程度的损坏,而随着培养时间的延续,细胞形态变化逐渐显著,液泡增大,胞内液变混,质壁分离,细胞结构破坏严重。而到了培

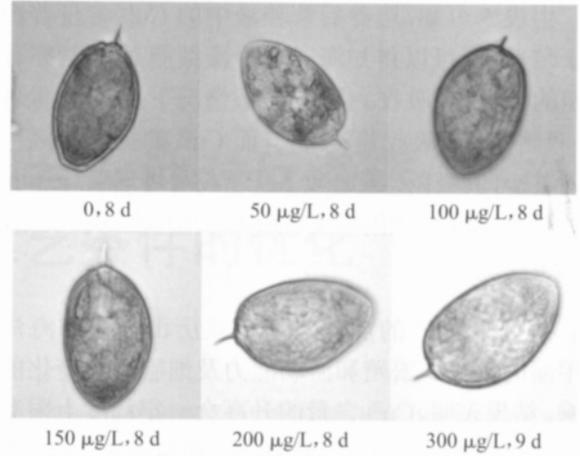


图 4 海洋原甲藻在不同含量 Cu^{2+} 下的细胞形态照片

Fig.4 Cell structure of *Prorocentrum micans* in seawater with different concentration of Cu^{2+}

养后期,细胞形态基本恢复正常状态。

对海洋原甲藻显微观察,不同阶段细胞结构受损情况见表 4。

表 4 不同阶段海洋原甲藻细胞结构受损情况统计

Tab.4 Statistics on damaged cells of *Prorocentrum micans* in different life periods

$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	1~3 d			4~6 d			7~9 d		
	1~3 d	4~6 d	7~9 d	1~3 d	4~6 d	7~9 d	1~3 d	4~6 d	7~9 d
0	1/9	1/9	0/9	150	4/9	2/10	0/10		
50	2/9	2/9	1/9	200	4/10	1/11	1/10		
100	2/9	4/9	1/9	300	3/9	2/12	1/10		

注:“1/9”表示观测 9 个海洋原甲藻细胞,其中有 1 个细胞的结构受损,以此类推。

由表 4 可知,在培养初期,会有一些比例的细胞结构发生变化,随着时间的延续,虽然观察到某些细胞结构的破坏情况日趋严重,但受损细胞所占比例基本保持不变,而到了培养后期,在所有培养液中观察到的微藻细胞结构基本都保持正常结构形态。

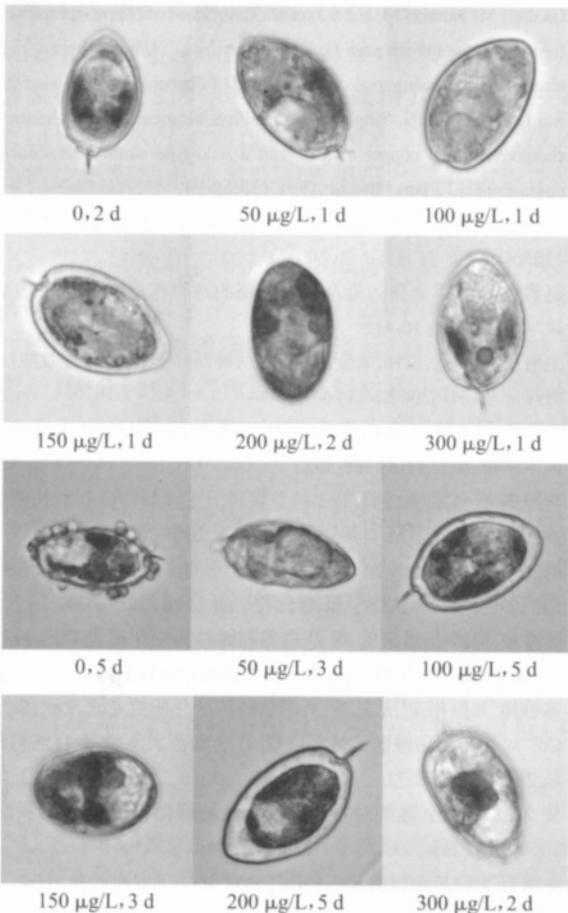
由此可以推断, Cu^{2+} 的加入会对一些海洋原甲藻的细胞结构产生较大的影响,并随着培养时间的推移而继续破坏甚至毁灭这些微藻细胞,从而在短期内对其生长和生存造成一定影响。但是,随着培养时间的继续推进,海洋原甲藻会很好的适应较高含量 Cu^{2+} 的生存环境,生长和繁殖能力恢复正常。

海洋原甲藻培养液培养前后 Cu^{2+} 的含量见表 5。

表 5 海洋原甲藻培养前后营养液中 Cu^{2+} 的含量

Tab.5 Concentration of Cu^{2+} in the flask of *Prorocentrum micans*

培养液	$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$			损失比重
	培养前	培养后	之差	
0	14.71	16.26	-1.55	-0.11
50	59.12	54.66	4.46	0.08
100	108.0	104.3	3.7	0.03
150	155.2	150.0	5.2	0.03
200	200.2	193.0	7.2	0.04
300	290.0	277.8	12.2	0.04



由表 5 可知,培养后营养液中的 Cu^{2+} 含量普遍低于培养前,可以得知海洋原甲藻细胞对 Cu^{2+} 亦有一定的吸附(或吸收)作用。一般情况下, Cu^{2+} 含量越高,吸附量(或吸收量)越大,而 Cu^{2+} 的损失比例也相差甚少,其吸附(或吸收)原理应与塔玛亚历山大藻类似,但其单位吸附量要普遍大于塔玛亚历山大藻。

3 结 论

研究了 Cu^{2+} 的加入对塔玛亚历山大藻和海洋原甲藻的生长、繁殖和游动能力及细胞形态变化的影响。结果表明, Cu^{2+} 含量的升高会一定程度上限制塔玛亚历山大藻的生长、繁殖能力和游动能力,而对细胞形态的变化影响较小。培养后期 Cu^{2+} 的质量浓度 $150 \mu\text{g/L}$ 以上试验溶液中的微藻密度明显低于参比溶液,微藻的生长和繁殖受到抑制,而所有试验溶液中微藻细胞的游动能力均由培养初期的短暂增强变化为培养中后期的逐渐变弱,可以推断 Cu^{2+} 对塔玛亚历山大藻细胞的游动能力有短期的刺激作用和长期的抑制作用。 Cu^{2+} 的加入会对一些海洋原甲藻的细胞形态产生较大影响,但随着培养时间的延续,海洋原甲藻会很好的适应较高含量 Cu^{2+} 的生存环境, Cu^{2+} 不会继续对其他健康细胞的形态造成破坏。海洋原甲藻在培养后期表现出良好的生长状态和繁殖能力,可以推断一定含量 Cu^{2+} 的存在会对海藻的生长和繁殖起到促进作用^[11]。 Cu^{2+} 的质量浓度 $150 \mu\text{g/L}$ 是本研究得出的优化条件。

试验溶液中培养后 Cu^{2+} 含量普遍低于培养前 Cu^{2+} 含量,2 种微藻细胞对 Cu^{2+} 均有一定的吸附(或吸收)作用。且一般情况下, Cu^{2+} 含量越高,吸附量(或吸收量)越大。此外,海洋原甲藻对 Cu^{2+} 的吸附量普遍大于塔玛亚历山大藻,可能是由于海洋原甲藻的藻细胞较大,具有较强的吸附(或吸收)能力^[5];或是塔玛亚历山大藻细胞对 Cu^{2+} 具有更好的适应机制,能更好的排斥或排出 Cu^{2+} ^[12,17]。

根据重金属对微生物的影响机理,当 Cu^{2+} 接触到细胞膜时,因细胞膜带负电荷而与金属离子发生库伦吸引,使二者牢固结合,导致金属离子穿透细胞膜,进入微藻细胞,与细胞内蛋白质发生反应,使蛋白质凝固,破坏酶的活性,并可能干扰 DNA 的合成,造成生物丧失分裂增生能力而死亡^[18];同时, Cu^{2+} 与蛋白质的结合还可能破坏微藻细胞的电子传输系统、呼吸系统和物质传输系统等。但藻类在长期响应重金属胁迫过程中,也会建立起相应的适应机制,通过控制重金属的吸收、富集、转运与解毒,使不同细胞组分中的重金属维持在正常含量范围内,促使细

胞免受重金属迫害^[17]。

本研究得出的 Cu^{2+} 对塔玛亚历山大藻和海洋原甲藻的不同影响,应该是 Cu^{2+} 毒性作用和海洋微藻细胞自身适应机制相互作用的综合体现,海藻细胞自身的适应、排斥和排出机制会一定程度上降低 Cu^{2+} 的作用。无论如何,重金属 Cu^{2+} 的加入还是会或短期或长期的对 2 种海洋微藻的生长、繁殖和游动能力及细胞形态产生一定的影响。因此,海水淡化厂浓排水中的重金属物质对海洋环境的影响仍然值得关注。

参考文献:

- [1] 高忠文, 蔺智泉, 王铎, 等. 我国海水利用现状及其对环境的影响[J]. 海洋环境科学, 2008, 27(6): 671-676.
- [2] Kaladharan P. Inhibition of primary production as induced by heavy metal ions on phytoplankton population of CO chin [J]. Indian J Fish, 1990, 37(1): 51-54.
- [3] Miri R, Chouikhi A. Ecotoxicological marine impacts from seawater desalination plant[J]. Desalination, 182(2005): 405-412.
- [4] Hall J L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance [J]. J Exp Bot., 2002, 53: 1-11.
- [5] Homstrom E. Toxicity test with algae a discussion on the batch method [J]. Ecotox & Environ Saf, 1990, 20: 343-353.
- [6] Stokes P M. Responses freshwater algae to metals[J]. Progress in Phyeological Research (Round/Chapman, eds), 1983(2): 87-97.
- [7] Gledhill M, Nimmo M, Hil S J, et al. The release of copper-complexing ligands by the brown alga *Fucus vesiculosus* (*Phaeophyceae*) in response to increasing total copper levels[J]. J Phycol., 1999, 35: 501-509.
- [8] Rai L C, Mallick N, Singh J B, et al. Physiological and biochemical characteristics of copper tolerant and a wild-type strain of *Anabaena douliolum*[J]. J Plant Physiol., 1991, 138: 68-94.
- [9] 况琪军, 夏宜谔. 重金属对藻类的毒性[J]. 淡水生物学科技情报, 1985(4): 1-10.
- [10] 赵素达. 海洋重金属污染及其对海藻的毒害作用[J]. 青岛教育学院学报, 1999(1): 40-41.
- [11] 王丽平, 郑丙辉, 孟伟. 重金属 Cu 对两种海洋微藻的毒性效应[J]. 海洋环境科学, 2007, 26(1): 6-9.
- [12] 万利勤, 臧维玲, 江敏. Cu^{2+} 对亚心形扁藻的致毒效应[J]. 上海水产大学学报, 2002, 11(4): 388-392.
- [13] 李国栋, 石全见, 姜爱莉, 等. 3 种金属离子对球等鞭藻生长的影响[J]. 烟台大学学报: 自然科学与工程版, 2007, 20(4): 279-282.
- [14] 周宏, 项思端. 重金属铜、锌、铅、镉对小形月牙藻生长及亚显微结构的影响[J]. 浙江大学学报: 自然科学版, 1998, 25(2): 85-92.
- [15] 苏秀椿, 刘照彬, 迟庆宏, 等. 从扁藻超微结构变化研究 Cu^{2+} , Zn^{2+} , Se^{2+} , Cd^{2+} 离子毒性效应[J]. 水产科学, 2000, 19(1): 1-9.
- [16] 苏秀椿, 刘照彬, 迟庆宏, 等. 从超微结构变化研究 Cu^{2+} , Zn^{2+} , Se^{2+} , Cd^{2+} 对三角褐指藻的毒性效应[J]. 辽宁师范大学学报: 自然科学版, 2000, 23(1): 68-72.
- [17] 周文彬, 邱保胜. 藻类对重金属的耐性与解毒机理[J]. 湖泊科学, 2004, 16(3): 265-272.
- [18] 金宗哲. 无机抗菌材料及应用[M]. 北京: 化学工业出版社, 2004.

(下转第 53 页)

- of membrane surface properties and initial permeate flux[J].Journal of Membrane Science,2007,290(1/2):173-181.
- [8] Sangyoun Lee, Wui Seng Ang, Menachem Elimelech. Fouling of reverse osmosis membranes by hydrophilic organic matter: implications for water reuse [J].Desalination,2006,187 (1/3): 313-321.
- [9] 马琳,秦国彤.膜污染的机理和数学模型研究进展[J].水处理技术, 2007,33(6):1-4.
- [10] 郭晓燕,叶笑风,张振家,等.操作条件对 UF&RO 工艺制取纯水效率的影响[J].安全与环境学报,2005,5(3):26-29.
- [11] Huajuan Mo, Kwee Guan Tay, How Yong Ng. Fouling of reverse osmosis membrane by protein (BSA) Effects of pH ,calcium , magnesium ionic strength and temperature [J].Journal of Membrane Science,2008,315(1/2):28-35.
- [12] 周志鹏,吴克宏.基于量纲分析的氧化铝陶瓷膜通量关联式的研究[J].膜科学与技术,2005,25(3):22-25.
- [13] 唐启义.DPS 数据处理系统[M].北京:科学出版社,2010:258-262.
- [14] 曾晓岚,李作鑫,丁文川,等.响应面法优化吹脱处理垃圾渗滤液[J].水处理技术,2011,37(3):61-64.
- [15] 魏基业,王孙崮,陈英文,等.响应面法优化 Fenton 氧化处理高浓度丙烯酸废水[J].环境化学,2011,30(7):1303-1310.

OPTIMIZATION DESIGN TO REVERSE OSMOSIS PROCESSING VC CONDENSATION WATER BASED ON QUADRATIC REGRESSION ORTHOGONAL ROTATING COMBINATION

Xiao Rufeng^{1,2}, Liu Jingyang², Zhang Jianqiang¹

(1.Faculty of Geosciences and Environmental Engineering, Southwest Jiaotong University, Chengdu 610031, China;

2.Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: In order to optimize the treatment of VC condensation water by Reverse Osmosis, Quadratic regression orthogonal rotating combination design methodology was employed to investigate the effects of the independent variables and their interactions on the removal rate of TOC of VC condensation water. Reaction temperature, pressure, backflow ratio and pH were selected as independent variables, and the removal rate of total organic carbon (TOC) of VC condensation water as the response value. The best process operation conditions of Reverse osmosis was studied by response surface analysis, and the influence degree of the factors was studied by the contribution method. The results showed that in the test range size the effect of factors were pH > reaction temperature > pressure > backflow ratio; and the optimal operating conditions of reverse osmosis were temperature 33.58°C, pressure 1.34 MPa, backflow ratio 0.49, pH 7.45. In optimized conditions, the removal rate of TOC of VC condensate water was 90.22%. Experiments showed that the actual value fit the model prediction with 4.75% relative deviation, and the removal rate increases 8.26% after optimization.

Keywords: reverse osmosis; condensation water; quadratic regression orthogonal rotating combination design; optimization

(上接第 48 页)

IMPACTS OF COPPER ON TWO TYPES OF MARINE MICROALGAE

Lin Zhiqian¹, Gao Zhongwen², Gao Xueli¹, Su Baowei¹, Gao Congjie¹

(1.Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Qingdao 266100, China;

2.Education and Training Center of Beijing, State Oceanic Administration, Beijing 100194, China)

Abstract: The impacts of excessive heavy metals in brine on *Prorocentrum micans* and *Alexandrium tamarense* were investigated. In this study, a series of solutions with different Cu²⁺ concentrations were prepared to observe the influence of Cu²⁺ on two types of microalgae, *Prorocentrum micans* and *Alexandrium tamarense*. Statistics algal cell number change during algae growth process, making the algae growth curve under different Cu²⁺ content, using bio-microscope to observe survival situation and cell shape changes of marine microalgae under different of Cu²⁺ content environmental. It was concluded that copper had certain influence on the growth, reproductive and swimming ability of *Prorocentrum micans*, while it almost had no impacts on the cell morphology. However, addition of copper would do damage to the cell morphology of *Alexandrium tamarense*. Adding Cu²⁺ had a greater impact on marine *Prorocentrum micans* cell morphology. But as time went on, copper had positive impacts on the growth and reproductive ability of *Alexandrium tamarense*.

Keywords: seawater desalination; heavy metal; copper; *Prorocentrum micans*; *Alexandrium tamarense*