

文章编号 :1000 - 0615(2006)04 - 0554 - 08  
·综述·

## 我国赤潮频发现象分析与海藻栽培生物修复作用

徐姗楠, 何培民

(上海水产大学生命科学与技术学院, 上海 200090)

关键词:大型海藻,生物修复,赤潮,富营养化  
中图分类号:X55;Q178.53 文献标识码:A

### Analysis of phenomena for frequent occurrences of red tides and bioremediation by seaweed cultivation

XU Shan-nan, HE Pei-min

(College of Aqua-life Science and Technology, Shanghai Fisheries University, Shanghai 200090, China)

**Abstract:** In this paper, the history, main events and present status of red tide (HAB, harmful algal blooms) along China coast in recent years were reviewed and presented. It showed that the HAB's frequency and scale, number of HAB species, percentage of toxic HAB events and the degree of damages to marine environment and economy have sharply increased in China since 1960's. Eutrophication was key factor for high occurrence of red tide. In this paper, main causes of frequent HAB occurrence along China coast was discussed. Many factors might influence the occurrence of red tide, which included weather, climate, coastal current, tidal current, water temperature, salinity, hydrodynamic and nutrient conditions, trace metals and the variation of biological environment. Numerous evidences from all over the world revealed the linkage between the increases in nutrient loading and the occurrences of high biomass blooms. Eutrophication was one of the important causes that involved in high occurrence of HAB. The main sources of nutrients potentially stimulating HABs included terrestrial runoff, aquaculture self-pollution, atmospheric deposition, sea projects and other pollution events in the ocean. Studies showed that the input from land contaminations and the self-pollution of marine aquaculture accelerated eutrophication in coastal waters and were also important impact factors on red tide. Researches suggested that nutrient composition could affect the species composition of phytoplankton as well as the development of some HABs. The changes in nutrient supply ratios, primarily N:P, often resulted in shifts in red tide species composition. The correlation between cysts and formation of HAB was discussed from the viewpoint of transformation of cyst and vegetative cell, the effects of trace elements and other organic substances on the occurrence of HAB were presented also. It indicated that the nutrient control could be an effective way to reduce the risk of red tide occurrence. Seaweed would play an important role for decreasing marine eutrophication. Among the different methods of red tide controlling studied, seaweed biomass has received much attention due to the cost saving, low sensitivity to environmental and impurity factors, the possible contaminant recovery from the biomaterial and its elevated adsorption capacity. Cultivated seaweeds have very high rates of productivity higher than that of seaweed in its natural habits and grow well in water bodies with higher nitrogen and other nutrients. Seaweeds are able to absorb large quantities of nitrogen, phosphorus and carbon dioxide, produce large quantities of oxygen, and have excellent effect on decreasing eutrophication. Large amounts of C, N and P are accumulated into seaweed tissues as they accumulate considerable biomass over a period of months or years depending on the cultivation season. When seaweeds are

收稿日期:2005-10-08

资助项目:上海市浦江人才计划项目(05PJ14086)

作者简介:徐姗楠(1979-),女,浙江杭州人,博士研究生,主要从事海洋生物技术和生态修复研究。E-mail:snxu@stmail.shfu.edu.cn

通讯作者:何培民, Tel:021-65710364, E-mail:pmhe@shfu.edu.cn

harvested, nutrients are removed from the sea area. An investigation was carried out for inorganic nitrogen and inorganic phosphorus concentration at Lusi Coast, Qidong County, Jiangsu Province in China, where there were about 270 hm<sup>2</sup> for *Porphyra yezoensis* cultivation with eutrophic seawater in recent years. While during *Porphyra yezoensis* cultivation, from Sep 2003 to May 2004, the concentration of ammonium nitrogen declined from 0.511–0.778 mg·L<sup>-1</sup> to 0.006–0.057 mg·L<sup>-1</sup>, nitrite nitrogen concentration declined from 0.010–0.040 mg·L<sup>-1</sup> to 0.001–0.009 mg·L<sup>-1</sup>, and nitrate nitrogen concentration declined from 0.466–0.549 mg·L<sup>-1</sup> to 0.286–0.0568 mg·L<sup>-1</sup>, the average concentration of inorganic phosphorus declined from 0.024 mg·L<sup>-1</sup> to 0.019 mg·L<sup>-1</sup>. Furthermore, during five hours, the concentration of ammonium nitrogen in the seawater declined from 220.88 μmol·L<sup>-1</sup> to 8.59 μmol·L<sup>-1</sup> by cultivated *Gracilaria lemaneiformis*, and the concentration of ammonium nitrogen declined from 213.84 μmol·L<sup>-1</sup> to zero by cultivated *Enteromorpha clathrata*. Other bioremediation mechanisms of seaweed inhibiting the red tide microalgae such as nutrients competition and allelopathic effects were also discussed.

**Key words**: seaweed; bioremediation; red tide; eutrophication

赤潮是海洋中某些浮游生物(尤指藻类)原生动植物或细菌等在一定环境条件下爆发性增殖或聚集达到某一水平,引起水色变化或对其它海洋生物产生危害作用的一种生态异常现象,也称为有害藻华(harmful algae bloom, HAB's)。赤潮的发生是海洋生态系统受损与退化的表征与警示,其灾害性影响在全球急剧扩展,已成为三大世界性近海污染问题之一<sup>[1]</sup>。近年来随着我国近海海域污染的加剧,局部海域富营养化问题日益突出<sup>[2]</sup>,赤潮正沿着高频率、大面积、损失重的恶性趋势发展。赤潮危害已引起国际社会的广泛重视,赤潮的发生机理、赤潮的预防和治理已成为海洋环境科学的研究热点<sup>[3-6]</sup>,也是我国急需解决的课题。栽培大型海藻能有效降低海域 N、P 污染带来的富营养化,修复海洋生态系统,对赤潮具有生态防治作用,本文就相关研究进行了综述。

## 1 赤潮的发生与成因

2000 年我国浙江中部台州列岛附近海域的赤潮连续发生,规模最大的赤潮超过 5 800 km<sup>2</sup>,持续时间 1 周,渔业损失 1.5 亿元。辽宁省东港、庄河附近海域发生近 800 km<sup>2</sup> 赤潮,沿海养殖贝类和虾类大量死亡,直接经济损失 1.2 亿元。2001 年,长江口外及浙江附近海域连续发生大面积赤潮,直接经济损失超过 3 000 万元,全国赤潮灾害严重,造成经济损失约 10 亿元,并对海洋生态环境产生巨大影响。2002 年大面积赤潮集中发生在长江口及浙江、福建近岸和近海海域,赤潮发生时间早、跨度长、区域集中,有毒赤潮次数增多,造成直接经济损失共 2 300 万元。2003 年全年均有赤潮发生,且大面积赤潮增加,高发期集中,持续时间延长,有毒有害藻类增加,直接经济损失共 4 281 万元,大面积赤潮集中在长江口和浙江沿海,累计面积超过 10 000 km<sup>2</sup>。2004 年赤潮累计发生面积较上年增加 83.0%,其中大面积赤潮集中在东海,有毒赤潮生物引发的赤潮 20 余次,面积约 7 000 km<sup>2</sup>。2005 年米氏凯伦藻(*Karenia mikimotoi*)等有毒赤潮生物引发或协同引发的赤潮 38 次,

累计面积约 14 930 km<sup>2</sup>,较上年均有大幅增加,造成的直接经济损失逾 6 900 万元(表 1)。

尽管有害赤潮的发生机理仍未阐明,但国内外的研究表明赤潮发生与富营养化程度等化学环境、赤潮生物种生长竞争策略等生物要素、水温、盐度、水动力等水文要素和降雨、辐射、风场等气象条件的变化有关,是生物、物理、化学各种因素耦合作用的结果。多数研究证实<sup>[5-12]</sup>,以下几个方面是赤潮发生的制约性因素。

海域中存在赤潮生物“种源(seed bed)”是赤潮发生的重要前提,而藻类孢囊(cyst)被普遍认为是引发赤潮的种源<sup>[7]</sup>。藻类营养细胞能以休眠孢囊的形式渡过不良环境条件。在环境条件不适合浮游细胞生长的情况下,浮游细胞形成孢囊并沉降到海底,通过海底越冬使种群能在同一海域长期存在,并成为翌年赤潮发生的种源<sup>[8]</sup>。孢囊所具有的抗破损和被捕食仍能生存的特性,且能以细小颗粒状态随水流扩散到其它地区<sup>[9]</sup>,因而能最大限度地扩大藻种的地理分布并保存其数量;一旦环境条件适宜,有机质与营养盐的供给充足,孢囊即大量萌发形成浮游细胞,保证了种群的初始规模使其在极短的时间内增殖,达到形成赤潮的密度,从而诱发赤潮的形成。

近岸海域的污染引起水体富营养化是赤潮频发的重要原因。随着沿海地区工农业发展和城市化进程加快,大量陆源有机物、营养盐类的排入和大规模养殖的自身污染,为赤潮生物的爆发性增殖提供丰富的物质基础。研究表明,可溶性氮浓度大于 0.1 mg·L<sup>-1</sup>,可溶性磷大于 0.02 mg·L<sup>-1</sup>时,发生赤潮的可能性将大为增加<sup>[10]</sup>。某些污染严重的海域,营养盐的比率(N:P和Si:P)是制约赤潮生物生长的决定性因素,N、P、Si相对供应量的改变对浮游植物群落演替具有显著影响。随着N:P比率的下降,浮游植物群落中的甲藻等赤潮生物逐渐代替硅藻成为优势种,且在低N:P比率(6~15)时生长良好<sup>[11]</sup>。调查发现,经济动物养殖水域的营养水平明显高于非养殖水域,养殖区的赤潮发生频率要比非养殖区高得多<sup>[12]</sup>。

表1 中国海域近年赤潮发生情况

Tab.1 The recent occurrence of red tide in the China Sea areas

年份 year	赤潮发生次数 occurrence times of red tide	累计发生面积(km <sup>2</sup> ) accumulative total areas	主要赤潮生物种类 main species of red tide
2000	28	10 650	夜光藻( <i>Noctiluca scientillans</i> )、锥状斯氏藻( <i>Scrippsiella trochoidea</i> )和原甲藻( <i>Prorocentrum</i> sp.)等
2001	77	15 000	夜光藻、浮动弯角藻( <i>Eucampia zodiacus</i> )-聚生角毛藻( <i>Chaetoceros socialis</i> )和丹麦细柱藻( <i>Leptocylindrus danicus</i> )等
2002	79	10 150	具齿原甲藻( <i>Prorocentrum dentatum</i> )、夜光藻、中肋骨条藻( <i>Skeletonema costatum</i> )、无纹环沟藻( <i>Gyrodinium instriatum</i> )和红色中缢虫( <i>Mesodinium rubrum</i> )等
2003	119	14 550	夜光藻、裸甲藻( <i>Gymnodinium</i> sp.)、具齿原甲藻、海洋卡盾藻( <i>Chattonella marina</i> )、中肋骨条藻和锥状斯氏藻等
2004	96	26 630	夜光藻、东海原甲藻( <i>Prorocentrum donghaiense</i> )、具齿原甲藻、棕囊藻( <i>Phaeocystis</i> spp.)、米氏凯伦藻( <i>Karenia mikimotoi</i> )和中肋骨条藻等
2005	82	27 070	米氏凯伦藻、棕囊藻、中肋骨条藻、具齿原甲藻和夜光藻等,经常形成复合型赤潮

随着我国海水养殖业的发展,尤其是海水鱼类和对虾的高密度养殖,带来了养殖海域自身污染的严重问题。残饵、粪便和排泄物等养殖废物以固态或溶解态营养物形式排入环境中,加速了海水富营养化进程,为赤潮生物提供了适宜的营养环境。海水鱼类网箱养殖产生的固态营养物常沉积于水底,使网箱底质中C、N、P等含量和耗氧量明显增加,沉积物中有机物的积累易形成缺氧层,也会引起赤潮<sup>[13-15]</sup>。经济动物养殖不仅造成海水营养盐含量增加,而且导致营养盐结构发生改变和底质环境异常<sup>[16,17]</sup>,从而引起浮游植物群落结构的变化。某些浮游植物的爆发性增殖有可能导致水华,而水华中的有毒种类严重威胁养殖动物生存,甚至在贝类中积累毒素引起食用者中毒死亡。大面积的人工水产养殖导致养殖水域食物链趋向简单化,生物多样性降低<sup>[18]</sup>,生态系统进行自我调节和抵御外界扰动的能力减弱,因而更易引发赤潮。

其它因素如某些微量物质往往是诱发和促进赤潮发生的因素,有时甚至起决定作用。比较重要的微量金属有Fe、Mn、Cu、Mg、Mo、Co,它们作为辅助因子参与生物生化反应以促进生物增殖。当赤潮发生时,常伴随着可溶性铁、锰量异常升高,并与赤潮生物量在数值上存在某种程度相关的情况<sup>[19]</sup>。其他有机物质还包括VB<sub>1</sub>、VB<sub>12</sub>、DNA、嘌呤、嘧啶、植物激素及其他一些有机物质分解产物<sup>[20]</sup>。通常,溶解有机质可与微量金属螯合,提高金属利用率或

使之无毒化,从而与赤潮发生关系密切<sup>[21]</sup>。

## 2 海洋环境富营养化现状

造成水质富营养化的污染源主要来自工业、农业和生活污水等陆地污染源。值得注意的是,沿海的养殖密集区和重点排污口、水体交换不良的港湾等近岸水域发生小规模赤潮的概率较大。我国进入海洋环境污染物中陆源入海污染物约占90%,其余来自近岸养殖、海上航运、海上石油、天然气开发、海上倾废以及大气沉降等。以长江为例,对长江河口及其邻近海区的有机质与营养盐的调查结果表明<sup>[22]</sup>,长江输送入海的活性磷酸盐平均为每年 $6.0 \times 10^6 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ,平均浓度为 $0.015 \sim 0.016 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,颗粒态有机磷若按5%氧化率估算,则生物可利用磷为每年 $5.7 \times 10^3 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ;长江输送入海的平均溶解态无机氮的量为 $3.1 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ,其中NO<sub>3</sub>-N占70%,NO<sub>2</sub>-N占1.5%,NH<sub>4</sub>-N占28.5%。根据国家海洋环境监测中心提供的海洋环境质量年度公报显示,2004和2005年由长江、珠江、黄河等主要河流携带入海的污染物总量分别为 $1.145 \times 10^4 \text{ t}$ 和 $1.071 \times 10^4 \text{ t}$ ,分别比2003年增加84.7%和72.7%,2005年主要监测河流共排放入海COD $1.012 \times 10^4 \text{ t}$ ,约占总量的94.5%,营养盐 $45 \times 10^4 \text{ t}$ ,重金属 $4.0 \times 10^4 \text{ t}$ ,砷 $0.6 \times 10^4 \text{ t}$ (表2)。

表2 我国近年主要河流排污入海情况

Tab.2 Pollutants of main rivers discharged to the China Sea areas in resent years

× 10<sup>4</sup> t

年份 year	COD	磷酸盐 phosphate	氨氮 NH <sub>4</sub> -N	重金属 heavy metal	砷 As	石油类 petroleum	污染物总量 total contaminant
2002	397	5.0	224	3.0	0.2	6.8	636
2003	577	9.8	14.6	4.9	0.6	12.7	620
2004	1 102	11	20	3.0	0.4	8.7	1 145
2005	1 012	8.0	37	4.0	0.6	9.5	1 071

其次是海水养殖自身污染。大规模海水养殖使大片海面被围栏或密置网箱,水面超负荷运载,由于网围精养采取高密度放养,并大量投喂外源性饵料,养殖动物排泄物增加,水体中 N、P、COD、BOD 等含量升高,很可能成为刺激近海富营养化和赤潮发生的一个重要因素。由于投饵难以定量,投喂后不能被充分利用,未食用的残饵和粪便进入水体,沉积到底层。据报道,以饵料和鱼苗形式输入海水网箱养鱼系统中的 N 只有 27%~28% 通过鱼的收获而回收,有 23% 积累于沉积物中<sup>[17]</sup>。水产养殖过程中的残饵、粪便中所含的 N、P 等营养物质以及悬浮颗粒物和

有机物会成为水体富营养化的污染源。根据 Tovar 等<sup>[23]</sup>对海水精养营养负载的计算结果,当养殖 1 t 的鱼时,排入海洋环境的 N、P、BOD 负荷量分别为:N 14.25 kg, P 2.57 kg, BOD 34.61 kg。那么,由近年来全国海水鱼类总产量,可估算出中国沿海鱼类养殖排入海洋中的 N、P 和 BOD 总量(表 3)。尽管从总体上看,海水养殖对海洋环境的影响与工农业生产和城市排污的影响相比,海水养殖处于次要地位,但在某些海水养殖业发达的水域和海湾,海水养殖所造成的局部环境问题和严重的赤潮灾害仍不容忽视。

表 3 近年中国沿海鱼类养殖污染物排放量估算

Tab.3 Rough discharge amount of pollutants produced by fish culture in the China Sea areas of recent years  $\times 10^4$  t

年份 year	海水鱼类总产量 yield of fish	N	P	BOD
1999	1057.9	15.08	2.72	36.61
2000	1033.0	14.72	2.65	35.75
2001	1014.7	14.46	2.61	35.12
2002	1022.3	14.57	2.63	35.38
2003	1028.4	14.65	2.64	35.59

### 3 通过栽培大型海藻生物修复富营养化海域及防治赤潮

目前已经发展的赤潮治理技术主要有:物理法如利用粘土微粒对赤潮生物的絮凝作用将其去除<sup>[24]</sup>;化学法如喷洒无机或有机药剂直接杀灭赤潮生物<sup>[25]</sup>;生物法如利用海洋植物、海洋微生物<sup>[26-28]</sup>进行赤潮的防治。以上赤潮防治方法中,有的存在用量大、成本高的缺点;有的具有毒性或施用以后难以分解,易破坏近海生态系统并长期损害海洋环境;有的作用时间长,只适用于小面积、内湾赤潮的应急措施,对于大面积海区,由于受到潮流影响难以维持有效作用浓度而不能达到治理赤潮的目的。

近海海域水体富营养化导致赤潮频发,已成为阻碍世界海洋经济可持续发展的严重环境问题。因此,要减少赤潮的发生频率和降低赤潮造成的损失,人类唯一可做的只能有效控制海水富营养化因素,其它因素包括赤潮种源以及气候等则是不可控因素。在研究高效去除 N、P 等污染物的富营养化防治技术中,一些人工栽培的大型海藻因特殊的生理功能而受到推崇<sup>[29-30]</sup>。与浮游植物和其他清洁生物相比,大型藻类的生长策略较为保守,体内的营养贮存机制使它们更适合在营养盐波动的水体环境中生长,规模化的人工栽培海藻易形成规模,且易于收获,快速生长的同时能从周围环境中大量吸收 N、P 及 Pb, Au, Cd, Zn, Co, Cu, Ni, As, Fe, Mn 等重金属,放出 O<sub>2</sub>, 调节水体 pH 值,并在水生生态系统的碳循环中发挥重要作用<sup>[31,32]</sup>。按理论上大型海藻组织中 N、P 的含量推算,

每收获 1 t 紫菜,从水体转移出的 N、P 分别为 6.2 kg 和 0.6 kg;每收获 1 t 海带,从水体转移出的 N、P 分别为 2.2 kg 和 0.3 kg;每收获 1 t 江蓠,从水体转移出的 N、P 分别为 2.5 kg 和 0.03 kg。那么,2004 年我国栽培的 81 017 t 紫菜,801 128 t 海带和 88 887 t 江蓠从海水中转移出的 N 和 P 分别为 2487 t 和 291.6 t。

1999 年我国海藻产量为  $119.4 \times 10^4$  (干重),海藻养殖面积为  $5.5 \times 10^4$  hm<sup>2</sup>。到 2004 年,海藻产量已增长至  $146.8 \times 10^4$  (干重),海藻养殖面积已扩大为  $9.2 \times 10^4$  hm<sup>2</sup> (表 4)。但随着我国海水养殖水产品总产量的递增,鱼类、甲壳类、贝类和藻类等海水养殖业中占据的比重也发生了显著变化,如 1967-1980 年大型海藻产量占我国海水养殖总产量的 50%~60%,从 1981 年起大型海藻在海水养殖产量中的比例开始下降,2000 至 2004 年海藻产量均只维持在海水养殖总产量的 10%~11% 左右。近年来,我国海藻总产量的年平均增长速度相对落后于河流污染物的排放量以及海水养殖水产动物产量的年均增长速度,海藻栽培的规模与产量远远不能满足富营养化海区的净化要求。再则,营养物质输入量持续增长将是未来一定时间内我国近岸海域水质状况的主要变化趋势,影响我国近岸海域水质的主要污染因子将依然是无机氮和活性磷酸盐,污染严重和不合理水产养殖导致近岸水域富营养化的海域将仍是未来的赤潮多发区。因此,加大力度发展海藻栽培业,可以更好地改善我国沿海富营养化问题,是减少赤潮发生的有效途径。

表4 我国近年海水养殖与海藻栽培状况

Tab.4 The recent status of seawater aquaculture and seaweeds cultivation in China

年份 year	1999	2000	2001	2002	2003	2004
海水养殖水产品总产量( $\times 10^4$ t ) seawater aquatic products	974.3	1061.3	1131.5	1212.8	1253.3	1316.7
海水养殖水产品产量年增长率( % ) growth rate of annual seawater aquatic products	13.3	8.93	6.61	7.18	3.34	5.06
海水养殖面积( $\times 10^4$ hm <sup>2</sup> ) seawater aquatic areas	109.5	124.4	128.6	134.5	153.2	161.8
海藻栽培面积( $\times 10^4$ hm <sup>2</sup> ) cultivation areas of seaweeds	5.5	5.6	5.8	6.2	8.1	9.2
海藻总产量( dry weight , $\times 10^4$ t ) yield of seaweeds	119.4	122.2	124.1	133.1	141.3	146.8
海藻年产量增长率( % ) growth rate of annual seaweeds yield	14.7	2.34	1.55	7.25	6.16	3.89

目前各国开展了一系列综合养殖系统( integrated mariculture systems )和再循环养殖系统( recirculating aquaculture system )的筛选、构建、研究与实际应用,发现与单一养殖相比,海藻可增加养殖体系的可持续性,并降低对环境的负面影响,保持稳定安全的水质条件<sup>[2]</sup>。大型海藻在改善养殖环境的同时,自身也能从中受益,通过系统的物质转化,获得生长必须的营养物质并保证了较高的生长率和产量。如在鲑鱼网箱养殖系统内共同养殖的江蓠,产量可达  $48.9 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ,网箱养殖区附近的绳养江蓠,生长率可提高 40% 以上,江蓠产量及对可溶性氮盐的吸收量比单养江蓠高 2 倍以上<sup>[33]</sup>。养殖区中海藻与养殖动物的生物互利作用可以由一个比较简单的混合生态养殖模式实现,如选择适宜的海藻种苗,在养殖区附近的浅水区进行规模化适生海藻的养殖,或在浅海区海藻浮筏与养鱼网箱或养贝浮筏进行间隔养殖,亦可在虾围、网箱内采用网帘全浮式栽培紫菜( *Porphyra* ),或吊养、放养江蓠( *Gracilaria* )、海带( *Laminaria* )、浒苔( *Enteromorpha* )、石莼( *Ulva* )等大型海藻,并根据不同海藻的生理特征进行轮养,形成覆盖全年的不间断修复模式。还可采用大型海藻与垂绳贝类轮、间、套养殖和上、中、下立体生态养殖模式,充分利用养殖生物之间生态功能的互补性及水体空间资源,实现动物养殖环境的自我修复。大量研究证实,在富营养化海区和养殖海区栽培大型海藻,可收到环境、生态、经济等诸效益相互协调统一的良好效果,这种生物修复( bioremediation )的方法是切实可行的。

#### 4 大型海藻对富营养化海域的生物修复

大型海藻对富营养化海域的生态修复作用通过对水体过剩营养盐的吸收和利用来实现。与浮游植物对营养盐的利用不同,大型海藻吸收水体的营养盐,合成自身的生物量,可以通过收获海藻生物质的途径向外界输出<sup>[34]</sup>,从而减少了水体的富营养化,并同时产生较高的经济价值。大型海藻对营养盐的吸收和生长之间存在非偶联关

系<sup>[35]</sup>,氮吸收率高于生长率使海藻能够克服环境中的氮缺乏,反之,在富营养化水体环境中,藻体吸收大量的营养物质远远超出生长所需,这些富余的氮就得以额外储存。例如,江蓠属大型海藻以其独特的氮营养吸收特性,已成为一类富营养化指示生物并应用于富营养化治理<sup>[36-38]</sup>。研究表明,江蓠吸收水体环境的氮,能使组织内的氮含量达到外界的 28 000 倍,占其总干重的 2.1%。除江蓠属海藻外,紫菜属、海带属、石莼属、墨角藻属( *Fucus* )、麒麟菜属( *Eucheuma* )和浒苔属海藻对富营养化水体的生态修复也有一定报道<sup>[39-42]</sup>。2003-2004 年,我们对江苏省紫菜栽培海区进行了 2 年全年水质监测,结果显示<sup>[43]</sup>:在紫菜栽培期间,栽培区内营养盐含量明显下降,氮氮由  $0.511 \sim 0.778 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  下降到  $0.006 \sim 0.057 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间;亚硝酸氮从  $0.010 \sim 0.040 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  的范围下降到  $0.001 \sim 0.009 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  之间,硝酸氮由  $0.466 \sim 0.549 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  下降到  $0.0568 \sim 0.286 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,活性磷从紫菜栽培前的平均浓度  $0.024 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  下降到栽培期间的  $0.019 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。本实验室对海藻吸收氮氮动力学的研究发现,培养的龙须菜( *G. lemaneiformis* )在 5 h 内可以把海水中氨氮浓度由  $220.88 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  下降至  $8.59 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ,条浒苔( *E. clathrata* )使氨氮浓度由  $213.84 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  下降为 0。由此可见,通过栽培大型海藻作为营养缓冲器( buffer of nutrients )能有效降低海域 N、P 污染带来的富营养化,可平衡因经济动物养殖所带来的额外营养负荷,减少赤潮发生几率。但大型藻类对营养盐的吸收速率会随物理、化学和生物因素的变化而变化,如光照、温度、盐度及水运动状况等,营养盐的组成、主要营养元素的相对供应量及存在形态等,海藻体内的氨基酸、色素及组织氮含量等。其影响机理与吸收机制均有待进一步研究。

也有研究指出,在高营养盐浓度下,大型海藻通过竞争作用或藻类间相生相克作用抑制水体中浮游微藻的生物量<sup>[44-46]</sup>,在水体富营养化治理同时生物防治赤潮。如 Smith 等<sup>[44]</sup>认为极度富营养化水体中,石莼通过对无机氮

的竞争压制浮游微藻的生长, Fong 等<sup>[45]</sup>发现在高浓度营养盐供给下, 大型海藻和片状蓝藻的存在使浮游微藻生物量降低为原来的 1/10。最近国内外研究表明, 有些大型海藻直接分泌或体内天然含有化感物质, 对赤潮生物生长具有克制效应<sup>[47-50]</sup>, 如孔石莼、海带、褐藻昆布及其提取物对多旋沟藻等多种赤潮微藻的生长具有抑制作用, 可以使赤潮微藻运动性降低、细胞变形并破裂。汤坤贤等<sup>[47]</sup>对细基江篱繁枝变种对赤潮的消亡和水质的影响进行了研究, 结果表明, 江篱可以加速中肋骨条藻赤潮的消亡, 减轻赤潮生物死亡腐败对水体的污染, 避免赤潮消亡后水体出现缺氧, 减轻赤潮对环境的危害。南春容等<sup>[51]</sup>研究发现孔石莼 (*Ulva pertusa*) 水溶性抽提液对 3 种赤潮藻: 赤潮异弯藻 (*Heterosigma akashiwo*)、中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*) 和塔玛亚历山大藻 (*Alexandrium tamarense*) 的生长皆表现出明显的抑制效应。栽培大型海藻作为海域中的天然除藻剂, 是一种低投入、无毒害、无污染的防治和控制有害藻华的途径, 为赤潮的生物防治展现了新的前景。因此对加强海藻抑制有害藻华机理研究以及进行功能海藻筛选培育应给予高度重视。

此外, 大型海藻对污染环境还有较强的耐受力 and 清洁作用, 对水体和沉积物中的铜、钴、镉、铬、铅、镍、锰、锌等金属也有一定的吸收和积累作用<sup>[52-54]</sup>, 甚至和细菌共同作用有效降解石油烃污染物<sup>[55]</sup>, 使水体生态系统得以恢复。

## 5 结语

赤潮的形成、发生机制十分复杂, 但主要仍是由海域富营养化引发。在赤潮爆发早期, 赤潮藻类通过吸收水体营养物质过量繁殖, 并与其他浮游生物进行生态位竞争。由于目前还难以在大范围内有效地除去有害微藻, 故无法对赤潮进行早期控制, 只能通过控制营养输入、减缓水域富营养化来减少有害藻类水华发生。因此建议在赤潮多发水域如浙江中南部海域, 全面科学布局及开展海藻栽培, 并在养殖密集区建立环境友好型的综合生态养殖模式, 切实有效地控制养殖的自身污染及因养殖活动对海域环境造成的影响。

此外, 大规模栽培收获的海藻可作为食品、饲料、工业原料和有机肥料, 也可从中提取生物活性物质用于制备药品和保健品等, 还可以直接或掺制成型煤, 供炉、灶燃烧用, 或通过物化、生化转换等现代化技术变成清洁能源使用, 是具有较高价值的经济作物和生态环境材料。因此, 发展和实施海藻栽培生态修复工程, 一方面可治理海洋环境改善水质, 另一方面, 通过开发海藻产品, 提高海藻附加值, 提高海藻综合利用, 形成一条可持续发展的海藻生态修复产业链。

## 参考文献:

- [1] SCOR - IOC. Global ecology and oceanography of harmful algal blooms: science plan (GEOHAB) [R]. Baltimore, Paris: SCOR, IOC, 2001.
- [2] Liu D Y, Sun J, Zou J Z, et al. Phytoplankton succession during a red tide of *Skeletonema costatum* in Jiaozhou Bay of China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2005, 50(1): 91-94.
- [3] Na G H, Choi W J, Chun Y Y. A study on red tide control with loess suspension [J]. Aquaculture, 1996, 9: 239-245.
- [4] Anderson D M. Turning back the harmful red tide [J]. Nature, 1997, 388: 513-514.
- [5] Millie D F, Schofield O M, Kirkpatrick G J, et al. Detection of harmful algal blooms using photopigments and absorption signatures: a case study of the Florida red tide dinoflagellate, *Gymnodinium breve* [J]. Limnol Oceanogr, 1997, 42: 1240-1251.
- [6] Jousson O J, Pawlowski L, Zaninetti F W, et al. Invasive alga reaches California [J]. Nature, 2000, 408: 157-158.
- [7] Dale B. Dinoflagellate resting cysts: Benthic plankton [A]. Fryxell G A. Survival Strategies of the Algae [C]. Cambridge: Cambridge University Press, 1983. 109-124.
- [8] Binder B J, Anderson D M. Physiological and environmental control of germination in *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae) resting cysts [J]. Journal of Phycology, 1987, 23: 99-107.
- [9] Irwin A, Hallegraeff G M, McMinn A, et al. Cyst and radionuclide evidence demonstrate historic *Gymnodinium catenatum* dinoflagellate populations in Manukau and Hokianga Harbours, New Zealand [J]. Harmful Algae, 2003, 2: 61-74.
- [10] Hodgkiss I J, Ho K C. Are changes in N:P ratios in coastal waters the key to increased red tide blooms [J]. Hydrobiologia, 1997, 352: 141-147.
- [11] Nishimura A. Effects of organic matters produced in fish farms on the growth of red tide algae *Gymnodinium* type '65 and *Chattonella antiqua* [J]. Bulletin of the planktonology Society of Japan, 1982, 29: 1-7.
- [12] Qian P Y, Wu M C S, Ni H. Comparison of nutrients release among some maricultured animals [J]. Aquaculture, 2001, 200: 305-316.
- [13] Wu R S S. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future [J]. Marine Pollution Bulletin, 1995, 31: 166-195.
- [14] Lam C W Y. Pollution effects of marine fish culture in Hong Kong [J]. Asian Marine Biology, 1990, (7): 1-7.
- [15] Wu R S S, Lam K S, Mackay D W, et al. Impact of marine fish farming on water quality and bottom sediment: a case study of the sub-tropical environment [J]. Marine Environmental Research, 1994, 38: 115-145.
- [16] Kaspar H F. Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepe Sound, New Zealand [J]. Mar Biol, 1985, 85: 127-136.
- [17] Kautsky N, Evans S. Role biodeposition by *Mytilus edulis* in the

- circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem [ J ]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1987, 38 : 201 – 212.
- [ 18 ] Troell M, Halling C, Neori A, *et al.* Integrated mariculture : asking the right question [ J ]. *Aquaculture*, 2003, 226 : 69 – 90.
- [ 19 ] Siu G K Y. Environmental and nutritional factors which regulate population dynamics and toxin production in the dinoflagellate *Alexandrium catenella* [ J ]. *Hydrobiologia*, 1997, 352( 1 ) : 117 – 140.
- [ 20 ] Ikegami S, Imai I, Kato J. Chemotaxis toward inorganic phosphate in the red tide alga *Chattonella antiqua* [ J ]. *J Plankton Res*, 1995, 17( 7 ) : 1587 – 1591.
- [ 21 ] Sanders J G, Riedel G F. Trace-element transformation during the development of an estuarine algal bloom [ J ]. *Estuaries*, 1993, 16( 3A ) : 521 – 532.
- [ 22 ] 何培民, 张寒野, 徐姗姗. 我国海洋环境生态修复与海藻生物能源产业链发展. 可持续发展: 经济与环境( 下册 ) [ M ]. 上海: 同济大学出版社, 2005. 184 – 186.
- [ 23 ] Tovar A, Moreno C. Environmental implications of intensive marine aquaculture in earthen ponds [ J ]. *Mar Poll Bull*, 2000, 40( 11 ) : 981 – 998.
- [ 24 ] Yu Z M, Song X X, Zhang B, *et al.* The research of clay surface modification effect on red tide creature flocculation [ J ]. *Journal of Science*, 1997, 44( 3 ) : 116 – 118.
- [ 25 ] Hawins P R, Griffiths D J. Copper as an algacide in a tropical research [ J ]. *Wat Res*, 1987, 21( 4 ) : 475 – 480.
- [ 26 ] Ke L, Wang W Q, Wong T W Y, *et al.* Removal of pyrene from contaminated sediments by mangrove microcosms [ J ]. *Chemosphere*, 2003, 51( 1 ) : 25 – 34.
- [ 27 ] Tam N F Y, Yao M W Y. Concentrations of PCBs in coastal mangrove sediments of Hong Kong [ J ]. *Marine Pollution Bulletin*, 2002, 44( 7 ) : 642 – 651.
- [ 28 ] Kimio F, Toshitaka N, Yuzaburo I. Stimulative and inhibitory effects of bacteria on the growth of microalgae [ J ]. *Hydrobiologia*, 1997, 358 : 185 – 191.
- [ 29 ] Anderson R J, Smit A J, Levitt G J. Upwelling and fish-factory waste as nitrogen sources for suspended cultivation of *Gracilaria gracilis* in Saldanha Bay, South Africa [ J ]. *Hydrobiologia*, 1999, 398/399 : 455 – 462.
- [ 30 ] Fei X G. Solving the coastal eutrophication problem by large scale seaweed cultivation [ J ]. *Hydrobiologia*, 2004, 512 : 145 – 151.
- [ 31 ] Mercado J M, Niell F X. Carbon dioxide uptake by *Bostrychia scorpioides* ( Rhodophyceae ) under emersed conditions [ J ]. *Eur J Phycol*, 2000, 35 : 45 – 51.
- [ 32 ] Beer S. Mechanisms of inorganic carbon acquisition in marine macroalgae ( with special reference to the Chlorophyta ) [ J ]. *Prog Phycol Res*, 1994, 10 : 179 – 207.
- [ 33 ] Troell M, Rönnbäck P, Halling C, *et al.* Ecological engineering in aquaculture : use of seaweeds for removing nutrients from intensive mariculture [ J ]. *J Appl Phycol*, 1999, 11 : 89 – 97.
- [ 34 ] Krom M D, Ellner S, Rijn J, *et al.* Nitrogen and phosphorus cycling and transformations in a prototype “ non-polluting ” integrated mariculture system, Eilat, Israel [ J ]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1995, 118 : 25 – 36.
- [ 35 ] Naldi M, Viarolinaldi P. Nature uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon ( Sacca di Goro, Po River Delta, Italy ) [ J ]. *J Exp Mar Biol Ecol*, 2002, 269 : 65 – 83.
- [ 36 ] Horrocks J L, Stewart G R, Denison W C. Tissue nutrient content of *Gracilaria* spp. ( Rhodophyta ) and water quality along and estuarine gradient [ J ]. *Mar Fresh Res*, 1995, 46 : 975 – 983.
- [ 37 ] Simon D C, Mark J O, William C D. *Gracilaria edulis* ( Rhodophyta ) as a biological indicator of pulsed nutrients in oligotrophic waters [ J ]. *J Phycol*, 2000, 36 : 680 – 685.
- [ 38 ] Ryther J H, Corwin N, Debusk T A, *et al.* Nitrogen uptake by the red algae *Gracilaria tikvahiae* [ J ]. *Aquaculture*, 1981, 26 : 107 – 115.
- [ 39 ] Chopin T, Yarish C, Wilkes R, *et al.* Developing Porphyra/ salmon integrated aquaculture for bioremediation and diversification of the aquaculture industry [ J ]. *J Appl Phycol*, 1999, 11 : 463 – 472.
- [ 40 ] Chapman A R O, Craigie J S. Seasonal growth in *Laminaria longicruris* : Relations with dissolved inorganic nutrients and internal reserves of nitrogen [ J ]. *Mar Biol ( Berlin )*, 1997, 40 : 197 – 205.
- [ 41 ] Neori A, Cohen I, Gordin H. *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpond effluents : II. Growth rate, yield and C:N ratio [ J ]. *Bot Mar*, 1991, 34 : 483 – 489.
- [ 42 ] Martinez-Aragon J F, Hernandez I, Perez-Llorens J L, *et al.* Biofiltering efficiency in removal of dissolved nutrients by three species of estuarine macroalgae cultivated with sea bass ( *Dicentrarchus labrax* ) waste waters 1. Phosphat [ J ]. *Journal of Applied Phycology*, 2002, 14( 5 ) : 365 – 374.
- [ 43 ] 张寒野, 何培民, 陈蝉飞, 等. 条斑紫菜养殖对海区中无机氮浓度影响 [ J ]. *环境科学与技术*, 2005, 28( 4 ) : 44 – 45.
- [ 44 ] Smith D W, Home A J. Experimental measurement of resource competition between planktonic microalgae and macroalgae ( seaweeds ) in mesocosms simulating the San Francisco Bay-Estuary, California [ J ]. *Hydrobiologia*, 1988, 159 : 259 – 268.
- [ 45 ] Fong P, Donohoe R M, Zedler J B. Competition with macroalgae and benthic cyanobacterial limits phytoplankton abundance in experimental microcosms [ J ]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1993, 100 : 97 – 102.
- [ 46 ] Sfriso A, Pavoni B. Macroalgae and phytoplankton competition in the central Venice lagoon [ J ]. *Environ Tech*, 1994, 15 : 1 – 14.
- [ 47 ] 汤坤贤, 袁东星, 林泗彬, 等. 江蓠对赤潮消亡及主要水质指标的影响 [ J ]. *海洋环境科学*, 2003, 22( 2 ) : 24 – 27.
- [ 48 ] Jin Q, Dong S. Comparative studies on the allelopathic effects of two different strains of *Ulva pertusa* on *Heterosigma akashiwo* and *Alexandrium tamarense* [ J ]. *Journal of Experimental Marine*

- Biology and Ecology, 2003, 293: 41–55.
- [ 49 ] Jeong J H, Jin H J, Sohn C H, et al. Algicidal activity of the seaweed *Corallina pilulifera* against red tide microalgae[ J ]. J App Phycol, 2000, 12( 1 ): 37–43.
- [ 50 ] Nagayama K, Shibata T, Fujimoto K, et al. Algicidal effect of phlorotannins from the brown alga *Ecklonia kurome* on red tide microalgae[ J ]. Aquaculture, 2003, 218: 601–612.
- [ 51 ] 南春容, 张海智, 董双林. 孔石莼水溶性抽提液抑制 3 种海洋赤潮藻的生长[ J ]. 环境科学学报, 2004, 24( 4 ): 702–706.
- [ 52 ] Buo-olayan A H, Subrahmanyam M N V. Heavy metals in marine algae of the Kuwait coast[ J ]. Bull Environ Contam Toxicol, 1996, 57: 816–823.
- [ 53 ] Páez-Osuna F, Ochoa-Izaguirre M J, Bojórquez-Leyva H, et al. Macroalgae as biomonitors of heavy metal availability in coastal lagoons from the subtropical pacific of mexico[ J ]. Bull Environ Contam Toxicol, 2000, 64: 846–851.
- [ 54 ] Sze M C, Wen-Xiong W, I-Hsun Ni. The uptake of Cd, Cr, and Zn by the macroalga *Enteromorpha crinita* and subsequent transfer to the marine herbivorous rabbitfish, *Siganus canaliculatus*[ J ]. Arch Environ Contam Toxicol, 2003, 44: 298–306.
- [ 55 ] Radwan S S, Hasan R H, Salamah S, et al. Bioremediation of oily sea water by bacteria immobilized in biofilms coating macroalgae [ J ]. International Biodeterioration and Biodegradation, 2002, 50( 1 ): 55–59.