

陆源输入营养盐对赤潮形成的影响

Influence of riverine nutrients on HAB

刘亚林^{1,2}, 刘洁生³, 俞志明¹, 韩笑天¹, 白洁², 王璐^{1,2}, 邹景忠¹

(1. 中国科学院 海洋研究所 海洋生态与环境科学重点实验室, 山东 青岛 266071; 2. 中国海洋大学 环境科学与工程学院, 山东 青岛 266003; 3. 暨南大学 生物工程学系, 广东 广州 510632)

中图分类号: X145

文献标识码: A

文章编号: 1000-3096(2006)06-0066-07

有害赤潮是国际社会共同关注的重大海洋环境问题和生态灾害。自 20 世纪 70 年代以来, 我国有记录的赤潮发生了 500 多次, 发生次数以每 10 年增加 3 倍的速度上升^[1~3]。赤潮频发不仅会破坏生态平衡, 危害资源环境, 而且赤潮毒素还会通过食物链导致人体中毒, 危害人体健康, 因此赤潮的预防和治理研究成为世界邻海各国急需解决的生态环境问题。为此联合国政府间海洋学委员会 (IOC) 和海洋科学研究委员会 (SCOR) 于 1998 年专门制定了一项“全球有害赤潮生态学和海洋学研究规划” (GEO-HAB)^[4]。

据国内外的研究表明, 引发赤潮的基本条件为赤潮生物的爆发性增殖。赤潮发生时, 赤潮生物需要从海水中吸收足够多的溶解态营养物质, 这意味着在具备了一定的气象和水文条件下, 赤潮的发生与营养元素的组分和供给有着密切关系; 赤潮的发生和规模依赖赤潮发生环境是否能够及时地提供大量的赤潮生物所需要的主要溶解态营养物质, 包括氮 (N)、磷 (P)、硅 (Si) 大量元素和铁 (Fe)、锰 (Mn) 等微量元素。尽管人们对全球有害赤潮现象已达成广泛共识, 然而最近有学者认为目前尚不清楚此现象与营养盐供应之间是否存在一种直接而明显的联系^[5]。因此营养盐对赤潮形成的作用问题仍是需要进一步研究的重大课题。作者着重从生态水平上综述陆源输入营养盐与赤潮发生原理的关系。

1 陆源输入的营养盐来源及通量

海域的营养盐输入主要有陆源输送、与开放海域的海水的交换、沉积物与水界面交换和大气沉降。在沿海地区, 工农业比较发达, 陆源输入成为最主要营养盐的排放源, 河流在营养物质从陆地转移到海洋中去的过程中发挥了主要作用, 对沿海区域的生物地球化学循环过程产生了重要的影响。近年来通过河流输入到海洋的营养元素逐渐增多, 工业化以前全球每年输入海洋的氮约为 3.5×10^7 t, 工业化以

后特别是 20 世纪 50 年代以来, 由于人类活动 (主要是施用化肥) 的影响, 河流入海的氮通量增至 7.6×10^7 t。据预测, 到 2020 年, 全球河流输入到海岸带的人造无机氮将是 1990 年的两倍多^[5]。

河口是流域和海洋的枢纽, 既是流域物质的归宿, 又是海洋的开始。河口区域是陆海相互作用的集中地带, 各种过程 (物理的、化学的、生物的和地质的) 耦合多变, 演变机制复杂, 生态环境敏感脆弱。研究显示通过河流输入到河口、海湾水域的营养元素加剧了河口富营养化程度, 引发赤潮灾害频繁发生。仅仅在最近几十年中, 许多河口和近海水域由原来的寡营养变为中等营养或富营养化, 如亚得里亚海、波罗的海、北海、密西西比河口、长江口、珠江口、胶州湾和渤海等。因而作为赤潮生物的主要限制性的营养物质氮、磷的来源和输出通量变化的研究受到了各国科学家的重视^[6,7]。

在开阔的大洋, 氮输入的 70 % 来自海洋, 22 % 来自陆地, 8 % 来自大气^[8]。在海岸带由于农业上化肥的更广泛应用, 陆源输入成为海洋最主要的氮排泄源, 在这个重要的生物地球化学的过程中, 从陆地到海洋, 河流在营养物质输运上发挥了主要的作用。在无数的营养盐污染源中, 农业是最重要的污染源之一。肥料中的氮非常容易溶解于水和顺水输送。全球氮肥的产量从 1950 年的不足 1×10^8 t, 增长到 1990 年的 8×10^8 t, 据专家预测到 2030 年氮肥的产量将突破 1.3×10^9 t^[9]。氮肥的使用量超过了生物生长所需要的量, 多余的氮肥会在土地中聚积; 或流向表面水体; 或

收稿日期: 2005-12-27; 修回日期: 2006-03-21

基金项目: 国家重点基础研究发展规划资助项目 (2001CB409710); 国家自然科学基金重点基金资助项目 (50339040); 国家自然科学基金资助项目 (40376030)

作者简介: 刘亚林 (1982-), 山东曲阜人, 硕士研究生, 研究方向: 海洋环境生态学与赤潮科学; 邹景忠, 研究员, 通讯作者, 电话: 0532-82898597, E-mail: Jzou@ms.qdio.ac.cn

渗透到地下水;或挥发到大气中,通过一系列的化学反应转化为氨或氮氧化物,通过干沉降或湿沉降影响陆地或海洋的生态系统。Howarth^[10]认为如果现有的营养盐输入和生境破坏的趋势继续发展,输入到美国海岸带水域的氮在 2030 年会比现在高 30 %。沈志良^[11,12]在长江氮的通量研究中发现:长江冲淡水携带的氮的增加主要是因为农业氮肥的损失,长

江流域降水无机氮、农业非点源氮(化肥和土壤流失的氮)和点源污水氮的输入分别占长江口无机氮输出通量的 62.3 %,18.5 %,14.4 %,化肥氮的气态损失和农业非点源流失大约占长江流域年化肥氮使用量的 60 %。张经^[13]通过对中国主要大江大河的营养盐通量的研究,发现农业和畜牧业造成的营养盐流失是中国陆源输入营养盐的最主要来源。

表 1 世界主要河口 DIN 的来源及入海通量

Tab.1 The flux and source of DIN of main estuary in the world

河口	DIN 来源 (%)				DIN 输入通量 ($\times 10^4 \text{ t/a}$)	数据来源
	大气沉降 (非点源)	畜牧业(点 源)排放	工业废水 (点源)排放	直接输入表 面水(非点源)		
长江	62.3	4.8	14.4	18.5	174.6	文献[11]
密西西比河	60~80	5~10	0~5	10~15	98.8	文献[14,15]
波河	54	25	12	9	10.5	文献[16]

另外,估算黄河 DIN 的年输出通量为 $8.45 \times 10^4 \text{ t/a}$ ^[17],珠江 DIN 的年输出通量大约为 $39.2 \times 10^4 \text{ t/a}$ ^[18]。

人类的活动同样也对磷的入海通量产生了重要影响。大量磷矿的开采以及含磷化肥在世界各地的广泛应用,甚至一些含磷量很高的土地,也使用了磷肥。磷在土地中聚积增加,磷流失的量和土壤中磷的含量成线性关系^[19]。Bennett^[20]也发现了一部分磷在土地中聚积的现象。

除了大气沉降和农业源的增加外,工农业废水的点源的排放也加重了氮、磷的污染程度。世界主要江河湖海的氮、磷的负载量和当地的人口密度、家畜密度和土地使用率有很大关系^[21]。人类活动使得进入世界海洋的磷通量比自然过程高 1/3,使得进入美国水域的氮通量高 4~8 倍^[22]。

随着研究的深化,溶解硅(DSi)和铁(Fe)在调控赤潮微藻生长和影响其群落结构的研究也受到越来越多的重视^[23],1999 年联合国环境科学委员会(SCOPE)在瑞典举办了陆海相互作用-硅循环专题讨论会,会议认为人类活动导致 DSi 降低是几十年来世界范围内的一个普遍现象^[24]。李茂田等^[25]根据对大通、玉树、上海等观测站监测结果,认为近 50 年来长江硅通量呈明显下降趋势(1959~1984 年,溶解硅(DSi)的浓度减少了 $53.33 \mu\text{mol/L}$),导致 80 年代以后长江口海域出现了以甲藻赤潮为主,硅藻赤潮发生几率呈逐年减少的趋势。

2 陆源输入营养盐的变化对赤潮微藻的影响

河流的径流量对海洋微藻数量分布和群落结构的影响等相关研究已经进行了很多^[26~28],国内外学者普遍认为径流量的增加会导致营养盐输入通量的增加,引起河口等附近海域富营养化水平的加剧,从而影响河口水域浮游藻类的群落结构,但是陆源输入营养盐的时空差异性对赤潮微藻群落的影响研究比较有限,这里主要就陆源输入营养盐的比例和频率对于赤潮微藻的影响进行概括和总结。

2.1 陆源输入营养盐的比例对赤潮微藻的影响

陆源输入的营养盐的比例影响到浮游植物的群落组成,Tilman^[29]提出了营养盐输送比例理论(Resource Supply Ratio Theory),认为浮游植物的多样性是由于环境因子的空间差异(spatial heterogeneity)引起的。在营养盐方面的表现为:输送的营养盐组分的比例不同,对赤潮浮游植物的多样性有着重要的影响。据已有的赤潮监测数据分析,全球有害赤潮的增加,是因为输入营养盐的 N:Si 比值和 P:Si 的比值升高的缘故,对于非硅藻类而言,这种趋势更为明显^[30]。

通过对荷兰附近海域的研究,Cadee^[31]发现 N:P 比例的变化能够促进生物群落结构的变化。欧洲北海的一次棕囊藻(Phaeocystis)赤潮爆发出现在由磷限制到氮限制的转换过程中,与此同时,该海域

的主要的陆源输入,莱茵河水中的氮也发生了由氨盐向硝酸盐的转化^[32]。密西西比河在过去的50年间,溶解无机氮(DIN)和溶解无机磷(DIP)的浓度增加了一倍,而溶解硅(DSi)的浓度却变为原来的1/2,DSi:DIN的比例从4:1变为1:1,与此同时,北墨西哥湾赤潮浮游植物爆发增殖的事件也相应地增加。研究表明,这和密西西比河水的DIN和DIP输入的量增加有关,而且DIN和DIP的增加,使该海域的营养盐比例更趋于平衡^[33~35],更有利于赤潮浮游植物的生长。

陆源输入对于海域的富营养化水平的贡献和营养盐的组分以及比例有着密切关系。从以往的数据来看,很多河流DSi的浓度要高于DIN和DIP的浓度,因而造成河流及其附近海域的氮或磷的缺乏^[34,36~38]。但是,20世纪,世界各主要大江大河的营养盐比例都发生了变化,Justic^[14]运用Si:N:P为16:16:1的Redfield比值作为评价营养盐组分平衡的标准,把长江和黄河评定为磷缺乏的河流,亚马逊河和扎伊尔河为氮缺乏的河流,莱茵河和赛那河为硅缺乏的河流,而波河和密西西比河的营养盐组分的比例值接近Redfield值。Tilman^[39]对全球(部分地区)氮肥和磷肥的产量进行了统计和预测,发现在现阶段和未来较长的一段时期内,氮的使用量将是磷使用量的26倍甚至更高,这个比例远远地超过了N:P=16:1的Redfield比值。

海洋浮游植物是氮限制还是磷限制已经争论了二十多年,氮一般认为会限制海洋初级生产力^[40];而磷在湖水中是最常见的限制因素;在河口区域可能会存在氮限制或是磷限制。Smayda^[41]对营养盐限制提出了和传统观点截然不同的看法:(1)某种营养盐对浮游植物的生长或产量的限制作用会发生季节性变化;(2)营养盐限制作用的强度随季节而不同;(3)通常是几种营养盐同时有限制作用,但限制强度各不相同;(4)限制性营养盐的组成随季节而变化;(5)营养限制的类型会发生季节性演替。而研究营养盐限制的主要目的还是在于为营养盐的宏观调控服务,确定了河口或附近海域的限制性营养元素后,控制限制性营养元素的排放显然要比控制非限制性营养元素要重要的多。

2.2 营养盐输入的频率对赤潮微藻的影响

河口受河流影响,河口的物理因素和化学因素会发生有节奏的波动,营养盐的浓度会因河流冲淡水的输入发生迅速的波动。河口环境因子的波动提供了海洋生物多样性的必备条件,但是,多变的环境对适应性差的藻类也提出了严峻的挑战。

营养盐输入的时间差异性在赤潮藻类的生长过程中,可能会发挥更大的作用。陆源的营养盐输入方式可能是连续输入(continuous supply),也可能是脉冲输入(pulsed supply)。Odum^[42]指出环境因子的时间差异是影响生物多样性的的重要因素,Burmaster^[43],Sciandra^[44],Grover^[45],Yamamoto和Tsuchiya^[46]指出了营养盐脉冲输入对浮游植物单种的影响,但是没有举例说明在营养盐脉冲输入的条件下,浮游植物的优势种是否发生了变化。

Yamamoto^[47]在对广岛湾Ohta河口的研究中,观察在脉冲输入和连续输入两种模式下,浮游植物单种对于营养盐输入变化的响应,以及3种当地河口的赤潮藻:中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*),古老卡盾藻(*Chattonella antiqua*),链状裸甲藻(*Gymnodinium catenatum*)在2种模式下的群落结构的变化,发现在脉冲输入的模式下,赤潮浮游植物的多样性能够保持相当长的一段时间,中肋骨条藻作为优势种的地位没有发生改变,反映了能够在平衡系统(equilibrium conditions)中具备竞争能力的藻种在非平衡系统(non-equilibrium conditions)中同样具有相应的竞争能力。

3 富营养化条件下微藻群落变化

全球有害赤潮频繁发生的很大原因归结于沿岸海域的富营养化^[48]。在中国的长江口、胶州湾、大连湾、吐露港以及日本的濑户内海、美国长岛附近海域频繁发生的赤潮和以上海域的富营养化有很密切的关系^[1,2,48~50]。世界很多河口地区及其沿海岸域的生态平衡和生物多样性受到了陆源输入的营养盐增加带来的威胁^[51]。河流沿岸的人类活动增加了陆源携带的营养盐输送,导致了接受海域的富营养化速度增加^[52]。美国2/3的河口港湾由于富营养化出现了中度或严重的退化现象^[53]。

陆源输入对沿岸富营养化的影响很复杂,包含了各种物理过程、化学过程、生物过程。因为陆源输入的营养盐的N:P比例不同于接受海域的营养盐N:P比例,关键的营养物质的转换比较容易引起浮游植物群落结构的变化,作为营养物质竞争的结果,这将导致赤潮发生的可能性增加。赤潮爆发的环境是在磷限制或氮限制的环境中^[54,55],但是没有明确的证据表明磷限制环境中发生赤潮的频率高于或低于氮限制环境中发生的赤潮的频率。更直接的因果表述是,全球有害赤潮发生次数的增加和因氮、磷、硅的富集引起的赤潮藻的生物量增加有关。

藻类群落结构的选择和浮游生物的食物网中的生物元素的固有比例有部分关系^[56]。Hunter^[56]等提

出了一种理想状况的富营养化藻类群落的生态模型:不同的营养能级下浮游植物群落发生了不同的演替,在中营养能级下,竞争能力强的藻种被中等竞争能力的藻种所取代;而在富营养能级下,中等竞争能力的藻种又被低竞争能力藻种或微生物所取代。在这种理想的生态模型下,认为处于食物链低端的藻种或微生物的竞争力弱于处于食物链顶端的浮游生物。并且提出一种假设:营养物质由下至上和由上至下的调节是由食物网的营养状态所决定的。现场的实验观察者也证实了模型中提出的一些假设:在富营养化水域生物群落的转换率很低,食物网低端的浮游植物,如双鞭藻和蓝细菌,在富营养化水域占统治地位。生态学的研究也表明这些占主导地位的浮游生物属于最大生长率比较低的种群^[57]。Sorokin^[58]在意大利 Comacchio Lagoons 河口的研究中,发现由于人类排放的营养盐增加导致水体呈典型的富营养化状态,在这种条件下,链状的低竞争能力的蓝细菌占据了统治地位,蓝细菌的爆发导致水环境中的磷几乎全部转化成为蓝细菌的内部营养元素,环境中的磷停止循环,使得浮游动物、底栖动物和鱼类资源这些摄食者由于食物质量差而大面积死亡。

4 赤潮生物的营养适应策略

赤潮在富营养或寡营养的生境中都可发生。对一种有害的赤潮藻来说,是否由于在外界营养条件下单种细胞迅速增殖而引发赤潮,涉及到藻细胞的短期营养摄入行为、营养存储、以及周围水团所能提供的营养水平等复杂动力学过程。根据海洋赤潮微藻的营养特点,其营养方式可分为亲和策略、生长策略和储存策略。行生长策略的赤潮藻如中肋骨条藻,具有不断增大的最大生长率,表现为短期高速增长,表2 几种关键赤潮微藻的最佳 N:P 比值

Tab. 2 The optimum N:P ratio of some HAB phytoplankton

藻种	N	P
链状亚历山大藻(<i>Alexandrium catenella</i>)	15 ~ 30	1
叉状角藻(<i>Ceratium furca</i>)	12 ~ 22	1
长崎凯伦藻(<i>Karenia mikimotoi</i>)	11 ~ 16	1
夜光藻(<i>Noctiluca scintillans</i>)	8 ~ 14	1
东海原甲藻(<i>Prorocentrum donghaiense</i>)	6 ~ 13	1
海洋原甲藻(<i>Prorocentrum micans</i>)	5 ~ 10	1
微小原甲藻(<i>Prorocentrum minimum</i>)	4 ~ 13	1
反曲原甲藻(<i>Prorocentrum sigmoides</i>)	4 ~ 13	1
三棘原甲藻(<i>Prorocentrum triestinum</i>)	8 ~ 15	1
锥状斯克利普藻(<i>Scrippsiella trochoidea</i>)	6 ~ 13	1
三角褐指藻(<i>Phaeodactylum tricornutum</i>)	830	1

注:数据来自文献[65]

最大限度地利用环境条件所提供的营养物资,在竞争中占绝对优势;反之,具有储存机制的赤潮藻如东海原甲藻在寡营养的生境中具有优势。

不同的赤潮藻对营养盐的需求以及本身的营养方式都有很大不同。研究表明,硅藻的快速增长在很大程度上与高浓度的硝酸盐有关,部分原因是因为它具有适应高浓度硝酸盐的机制^[59]。Egge^[60]和 Riegman^[61]还发现硅藻对磷的亲合力比甲藻弱,在低磷的浓度下硅藻的生长更受到限制。

Hodgkiss 和 Ho^[62,63]通过总结中国香港吐露港、日本以及北欧一些沿海赤潮数据指出,长期或短期的 N:P 比值变化常常伴随有非硅藻类浮游植物的爆长,与其它影响因子相比,N:P 比值则是更重要的调控因子,吐露港从 1982 年到 1989 年随着 N:P 比值从 20:1 降到 11:1 时,甲藻细胞数目明显增加,甲藻赤潮发生的次数也增多。因此,研究营养盐的相对变化对赤潮藻的影响有助于更深入地了解富营养条件下某种特定藻种引发赤潮的机理。Hodgkiss 提出对赤潮的控制要同时考虑对氮盐和磷盐输入的控制,海域中 N:P 比值的下降有可能是有害甲藻赤潮发生的前兆。微小原甲藻生长最适宜的 N:P 比值为 4~13,在氮源相对充足而且 N:P 比较低的环境中,可能引发微小原甲藻赤潮,而磷浓度决定其最终生物量,磷盐的耗尽在微小原甲藻赤潮的消亡中起重要作用。刘东艳等^[64]的研究表明:氮磷比对中肋骨条藻的生长有明显的作用,中肋骨条藻在 N:P = 16:1 的水体中生长最好。中肋骨条藻在氮磷比高的水体中的生长状态较在氮磷比低的水体为好,表明在富营养化条件下,氮比磷更易诱发中肋骨条藻赤潮,即使在氮磷比较高的情况下,中肋骨条藻也能很好生长。其他赤潮微藻的最佳氮磷比值见表 2。

5 陆源输入营养盐及其效应研究展望

目前中国受到的赤潮危害逐年加剧,在一些重要的河口海湾,由于赤潮造成经济损失巨大,生态破坏严重,已经严重制约沿海海洋经济的持续发展。尽管过去很多中国学者对长江、珠江、黄河的营养盐来源及其入海通量进行了大量的调研;对长江口、珠江口、黄河口、胶州湾、杭州湾等重要河口海湾的营养盐含量分布、生物地球化学特征以及富营养化水平进行了研究和评估^[11,12,27,66,67],为研究营养盐和赤潮的关系奠定了一定的基础。但是从宏观方向探求陆源输入营养盐和赤潮形成关系的研究还很少,因此开展陆源输入营养盐及其生态影响的研究,建立适合中国当地实际情况的河流-河口富营养化模型和河口营养盐容量模式,是合理调控陆源营养盐入海通量,控制富营养化和预防赤潮发生的重要步骤和必经之路。对此,建议进行以下四个方面的研究:(1)外源营养盐的变化与赤潮微藻增殖的关系;(2)河口富营养化水平与赤潮形成的关系;(3)不同赤潮藻的营养盐适应策略;(4)河口水域营养盐的容量研究。

参考文献:

- [1] 邹景忠. 赤潮灾害[A]. 曾呈奎,徐鸿儒,王春林. 中国海洋志[C]. 郑州:大象出版社,2001. 802-826.
- [2] 周名江,朱明远,张经. 中国赤潮的发生的趋势和研究进展[J]. 生命科学,2001,13(2):53-59.
- [3] 周名江,朱明远. 我国近海有害赤潮发生的生态学、海洋学机制及预测防治研究[J]. 应用生态学报,2003,14(7):1-2.
- [4] IOC, SCOR. Global ecology and oceanography of harmful algal blooms :science plan (GEOHAB) Baltimore[R]. Paris:SCOR,IOC,2001.
- [5] Field J H. Ocean 2020 science,trends,and the challenge of sustainability [A]. Boom H L. Nitrogen, Phosphorus and Eutrophication in the Costal Waters [C]. Washington: Island Press,2002. 42-43.
- [6] Kawabata Z, Hirano Y. Growth patter and cellular nitrogen and phosphorus contents of the dinoflagellate *Peridinium penardii* (Lemm) Lemm causing a fresh-water red tide in a reservoir[J]. *Hydrobiologia*, 1995, 312(2):115-120.
- [7] Alvarezsalgado X A. Nitrogen cycling in an estuarine upwelling system, the Ria de Arousa (NWSpain) 1. Short time-scale patterns of hydrodynamic and biogeochemical circulation[J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1996, 135(1~3):259-273.
- [8] Wollast R. Interactions of carbon and nitrogen cycles in the coastal zone[A]. Wollast R, Mackenzie F T, Chou L. Interactions of C, N, P and S Biogeochemical Cycles and Global Change, NATO ASI series I: Global Environmental Change[C]. Berlin: Springer-Verlag, 1993. 195-210.
- [9] Vitousek P M, Aber J, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: causes and consequences[J]. *Ecol Appl*, 1997, 7:737-750.
- [10] Howarth R W, Boyer E W, Pabich W, *et al.* Nitrogen use in the United States from 1961-2000 and potential future trends[J]. *Ambio*, 2002, 31 (2):88-96.
- [11] 沈志良,刘群,张淑美,等. 长江和长江口高含量无机氮的主要控制因素[J]. 海洋与湖沼,2001,32(5):465-478.
- [12] 沈志良. 长江氮的输出通量[J]. 水科学进展,2004,15(6):752-759.
- [13] Zhang Jing. Nutrient elements in large Chinese estuaries[J]. *Cont Shelf Res*, 1996, 16(8):1023-1045.
- [14] Justic D, Rabalais N N, Turner R E. Modeling the impacts of decadal changes in riverine nutrient fluxes on coastal eutrophication near the Mississippi River Delta[J]. *Ecol Modelling*, 2002, 152(1):33-46.
- [15] Castro M S, Driscoll C T, Jordan T E, *et al.* Contribution of atmospheric deposition to the total nitrogen loads to thirty-four estuaries on the Atlantic and Gulf Coasts of United States[M]. Washington D C: American Geophysical Union,2000. 77-106.
- [16] Marcel de Wit, Bendricchio G. Nutrient fluxes in the Po basin[J]. *The Sci of The Total Environ*, 2001, 273(1-3):147-161.
- [17] 沈志良,古堂秀,谢肖勃. 长江生源要素的输出通量[J]. 海洋科学,1991,6:67-69.
- [18] Cai Wei-jun, Dai Min-han, Wang Yong-chen, *et al.* The biogeochemistry of inorganic carbon and nutrients in the Pearl River estuary and the adjacent Northern South China Sea[J]. *Cont Shelf Res*, 2004, 24:1 301-1 319.
- [19] Sharpley A N, Daniel T C, Sims J T, *et al.* Determining environmentally sound phosphorus levels[J]. *J Soil and Water Conservation*, 1996, 51: 160-166.
- [20] Bennett E M, Carpenter S R, Caraco N F. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective[J]. *BioScience*, 2001, 51: 227-234.
- [21] Smith R A, Schwarz G E, Alexander R B. Regional interpretation of water-quality monitoring data[J].

- Water Resources Res.**, 1997, 33: 2 781-2 798.
- [22] National Research Council. Clean Coastal Waters : Understanding and Reducing the Effect of Nutrient Pollution[M]. Washington D C: National Academy Press , 2000.
- [23] Macstrini S Y, Breret M, Berland B R , *et al.* Nutrients limiting the algal growth potential (AGP) in the po river plume and adjacent area, *Nitzschia Closterium* and *Thalassiosira Pseudonana* [J]. **Estuaries**, 1997, 20 (2) :416-429.
- [24] SCOPE. Workshop overview [R]. Sweden: International Workshop Global Silica Cycle, 1999. 3-5.
- [25] 李茂田, 程和琴. 近 50 年来长江入海溶解硅通量变化及其影响[J]. 中国环境科学, 2001, 21 (3) :193-197.
- [26] 顾新根. 南水北调工程对浮游植物的影响[J]. 海洋渔业, 1993, 1: 8-12.
- [27] 吴玉霖, 张永山. 长江口海域浮游植物分布及其与径流的关系[J]. 海洋与湖沼, 2004, 35 (3) :246-251.
- [28] Ornlöfsson E B. Nutrient pulsing as a regulator of phytoplankton abundance and community composition in Galveston Bay, Texas [J]. **J Exp Mar Biol Ecol**, 2004, 303:197-220 .
- [29] Tilman D. Resource Competition and Community Structure. Monographs in Population Biology[M]. Princeton, NJ : Princeton University Press, 1982.
- [30] Ho K C, Hodgkiss I J. Characteristics of red tides caused by *Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) balech in Hong Kong[A]. Smayda T J, Shimizu Y. Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea[C]. Netherlands: Elsevier Science Publishers, 1993. 263-268.
- [31] Cadée G C. Phytoplankton variability in the Marsdiep, The Netherlands [J]. **ICES Mar Sci Symp**, 1992, 195:213-222.
- [32] Riegman R. Species composition of Harmful Algal Blooms in relation to macronutrient dynamics[A]. Anderson M, Cembella A D, Hallegraeff G M. Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms[C]. Germany: Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1998. 475-488.
- [33] Rabalais N N, Atilla N, Normandeau C , *et al.* Ecosystem history of Mississippi River-influenced continental shelf revealed through preserved phytoplankton pigments[J]. **Mar Poll Bull** ,2004, 49(7-8) :537-547.
- [34] Turner R E, Rabalais N N . Changes in the Mississippi River water quality this century-implications for coastal food webs[J]. **BioScience** , 1991, 41: 140-147.
- [35] Justic D, Rabalais N N, Turner R E , *et al.* Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences[J]. **Estuary Coast Shelf Sci**, 1995 ,40: 339-356.
- [36] Conley D J , Malone T C. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass[J]. **Mar Ecol Prog Ser** , 1992 , 81: 121-128.
- [37] Humborg C, Ittekkot V, Cociasu A , *et al.* Effect of Danube River dam on Black Sea biochemistry and ecosystem structure[J]. **Nature**, 1997, 386:385-388.
- [38] Rabalais N N, Turner R E, Wiseman W J , *et al.* Consequences of the 1993 Mississippi River flood in the Gulf of Mexico[J]. **Regulated Rivers Res Manage**, 1998, 14:161-177.
- [39] Smith V H , Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems[J]. **Environ Poll**, 1999, 100: 179-196.
- [40] Ryther J H, Dunstan W M. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment [J]. **Science** ,1971, 171: 1 008-1 013.
- [41] Smayda T J, Bioassay of the growth potential of the surface waters of lower Narragansett Bay over an annual cycle using the diatom *Thalassiosira pseudonana* (13-1) [J]. **Limnol Oceanogr**, 1974, 19: 889-901.
- [42] Odum W E, Odum E P, Odum H T. Nature's pulsing paradigm[J]. **Estuaries** , 1995, 18: 547-555.
- [43] Burmaster D E. The unsteady continuous culture of phosphate-limited *Monochrysis lutheri* Droop : experimental and theoretical analysis[J]. **J Exp Mar Biol Ecol** , 1979 , 39: 167-186.
- [44] Sciandra A. Coupling and uncoupling between nitrate uptake and growth rate in *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) under different frequencies of pulsed nutrient supply[J]. **Mar Ecol Prog Ser** , 1991 , 12: 472-549.
- [45] Grover J P. Dynamics of competition among microalgae in variable environments: experimental tests of alternative models[J]. **Oikos**, 1991, 62: 231-243.
- [46] Yamamoto T, Tsuchiya H. Physiological responses of Si-limited *Skeletonema costatum* to silicate supply with salinity decrease [J]. **Bull Plankton Soc Jap**, 1995, 42: 1-17.
- [47] Tamiji Yamamoto, Gen Hatta. Pulsed nutrient supply as a factor inducing phytoplankton diversity[J]. **Ecological Modelling**, 2004, 171 :247-270.
- [48] Smayda T J. Novel and nuisance phytoplankton blooms

- in the sea: Evidence for a global epidemic[A]. Gran ~~E~~ E, Sundström B, Edler L, *et al.* Toxic Mar Phytoplankton [C]. New York: Elsevier Science Publishing, 1990. 29-41.
- [49] 齐雨藻, 邹景忠, 梁松. 中国沿海赤潮[M]. 北京: 北京科学出版社, 2003. 4-5.
- [50] Okaichi T. Red Tides[M]. Tokyo: Kluwer Academic Publishers, 2003. 30-54, 273-286.
- [51] Cloern J E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem [J]. **Mar Ecol Prog Ser**, 2001, 210: 223-253.
- [52] Sharpley A N, Chapra S C, Wedeohl R, *et al.* Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options [J]. **Environ Qual**, 1994, 23: 437-451.
- [53] Bricker S B, Clement C G, Pirhalla D E, *et al.* National estuarine eutrophication assessment: Effect of nutrient enrichment in the nation's estuaries [R]. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science, 1999. 71.
- [54] Nielsen A, Ertebjerg G. Plankton blooms in Danish water [J]. **Ophelia suppl**, 1984, 3: 181-188.
- [55] Rosenberg R, Lindahl O, Blank H. Silent spring in the sea [J]. **Ambio**, 1988, 17: 289-290.
- [56] Hunter M D, Price P W. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up forces in natural communities [J]. **Ecology**, 1992, 3: 724-742.
- [57] London C. On the cause of interspecific differences in the growth-irradiance relationship for phytoplankton [J]. **J Plankton Res**, 1987, 30: 459-483.
- [58] Sorokin Y I, Dallocchio F, Gelli F, *et al.* Phosphorus metabolism in anthropogenically transformed lagoon ecosystem: The Comacchio lagoons (Ferrara Italy) [J]. **J Sea Res**, 1996, 35: 243-250.
- [59] Takahashi M, Fukazawa N. A mechanism of red tide formation: Effect of selective nutrient stimulation on the growth of different phytoplankton species on natural water [J]. **Mar Biol**, 70: 267-273.
- [60] Egge J K. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations [J]. **J Mar Syst**, 1998, 16: 191-198.
- [61] Riegman R. Nutrient-related selection mechanisms in marine phytoplankton communities and the impact of eutrophication on the plankton food web [J]. **Water Sci and Tec**, 1995, 320: 63-75.
- [62] Hodgkiss I J, Chan B S S. Phytoplankton Dynamics in Tolo Harbour [J]. **Asian Mar Biol**, 1987, 4: 103-112.
- [63] Hodgkiss I J, Ho K C. Are change in N/P ratios in coastal waters the key to increased red tide blooms [J]. **Hydrobiologia**, 1997, 352: 141-147.
- [64] 刘东艳, 孙军, 陈宗涛, 等. 不同氮磷比对中肋骨条藻生长特性的影响 [J]. 海洋湖沼通报, 2002, 2: 39-43.
- [65] 胡明辉, 徐春林, Harrison J P. 长江口浮游植物的磷酸盐限制 [J]. 海洋学报, 1989, 11(4): 439-443.
- [66] 石晓勇, 王修林, 韩秀荣, 等. 长江口临近海域营养盐分布特征及其控制过程的初步研究 [J]. 应用生态学报, 2003, 14(7): 1086-1092.
- [67] 王保栋. 黄海和东海营养盐分布及其对浮游植物的限制 [J]. 应用生态学报, 2003, 14(7): 1122-1126.

(本文编辑: 张培新)