

胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响*

沈志良

(中国科学院海洋研究所海洋生态与环境科学重点实验室 青岛 266071)

提要 根据 1962 年—1998 年 81 个航次的调查和历史资料, 讨论了胶州湾营养盐及其结构的长期变化和对生态环境的影响。近 40 年来, 胶州湾无机 N 和 P 浓度分别增加了 3.9 倍和 1.4 倍, DIN/PO₄-P 摩尔比从 15.9±6.3 增加到 37.8±22.9, SiO₃-Si 浓度保持在一个很低水平。高的 DIN/PO₄-P 比例和很低的 SiO₃-Si/PO₄-P 比例(7.6±8.9)及 SiO₃-Si/DIN 比例(0.19±0.15)表明, 胶州湾营养盐结构已经从比较平衡到不平衡。根据化学计量营养盐限制的标准, DIN 和 PO₄-P 作为胶州湾浮游植物限制因子的可能性已经减少或消失, SiO₃-Si 限制已经增加。营养盐结构的变化已经导致大型硅藻的减少和浮游植物优势种组成的变化, 大型硅藻可能趋向于小型化。胶州湾生态系统的这些变化是人类活动影响的直接结果。

关键词 营养盐, 比例, 营养盐结构, 长期变化, 营养盐平衡, 浮游植物限制, 胶州湾

中图分类号 P734.2

在过去的 40 年中, 由于人类活动的影响(沈志良, 2001), 中国的一些河口和沿岸地区的营养盐发生了引人注目的变化, 例如: 长江口 NO₃-N 含量高达 65μmol/L(Edmond *et al.*, 1985), 这一数值比 1963 年高约 4 倍(顾宏堪等, 1981)。渤海湾及其东部水域, 1959 年至 1983 年间, NO₃-N 和 PO₄-P 分别增加了 1.9 倍和 1.3 倍(沈志良, 1999)。类似的变化也发生在世界上许多河口和沿岸地区(Smith *et al.*, 1987; Marchetti *et al.*, 1989; van Bennekom *et al.*, 1990; Turner *et al.*, 1991)。主要是 N 和 P 的增加, 引起营养盐结构的变化, 这种变化引起的生态效应在不同的河口近海水域是不一样的。例如在波(Po)河和密西西比河控制的沿岸水域, 由于 N、P 增加, Si 相对稳定, 表现为营养盐结构趋向于平衡, 减少了 N 和 P 对浮游植物生长的限制, 增加了 Si 限制的可能性, 有利于硅藻类浮游植物向非硅藻类转变(Justic *et al.*, 1995)。在长江口, N、P 营养盐的增加, 使得浮游植物必需的营养盐比例失调, 1985 年至 1986 年调查结果表明, 总无机 N(DIN)和 PO₄-P 的摩尔比, 河口口门内月平均为 70—456, 羽状区月平均为 25—43(沈志良等, 1992), 远高于海洋浮游植物对营养盐的吸收比例(Redfield *et al.*, 1963; Brzezinski, 1985)。在渤海湾, 尽管 DIN 和 PO₄-P 浓度以及网采浮游植物细胞数量增加, 但由于 DIN/PO₄-P 比值并没有增加, N 依然是渤海湾浮游植物生长的限制因子(沈志良, 1999)。

* 国家自然科学基金资助项目, 40076021 号; 中国科学院知识创新工程资助项目, KZCX2-403 号。沈志良, 男, 出生于 1943 年 10 月, 研究员, 博士生导师, E-mail: zhshen@ms.qdio.ac.cn

收稿日期: 2001-06-15, 收修改稿日期: 2001-12-22

自从 1962 年中国科学院海洋研究所 (1982a、b) 开展对胶州湾营养盐的研究以来, 至 1998 年已经进行了 81 个航次的调查, 本文根据以上调查所取得的资料, 主要讨论以下两个问题: (1) 胶州湾营养盐及其结构的长期变化; (2) 营养盐对浮游植物组成的影响。

1 调查和分析方法

研究用的资料取自于 1962 年 3 月—1963 年 5 月 (15 次调查, 中国科学院海洋研究所水化学研究组, 1982a), 1983 年 1 月—1986 年 11 月 (41 次调查, 沈志良等, 1994) 和 1991 年 2 月—1998 年 2 月 (25 次调查, 按季度进行), $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{PO}_4\text{-P}$ 在所有调查中都被测定, 只有 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 从 1985 年 8 月开始调查 (共 37 次调查), 取样站位见图 1。

水样测定采用可比较的方法 (比色法) 进行。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 测定在 1962—1963 年和 1983—1986 年利用二苯胺—二苯联苯胺法 (熊孝先, 1965) 和二苯基联苯胺二磺酸钠法 (李延, 1979), 后来作者又采用了镉—铜还原法 (Grasshoff, 1976)。 $\text{NO}_2\text{-N}$ 测定利用重氮偶氮法 (Barnes, 1959)。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 测定利用钠氏比色法 (Barnes, 1959), 1983 年以后利用次溴酸钠氧化法 (刁焕祥, 1983) 和靛酚兰法 (Grasshoff, 1976)。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 分别利用磷钼蓝和硅钼蓝法测定。 1962—1963 年的水样利用国产比色计分析, 1983 年以后的水样利用美国产的 Technicon AA-II 型自动分析仪或者荷兰产 SKALAR 流动分析仪分析。

2 结果与讨论

2.1 营养盐浓度和结构的长期变化

为了增加资料的可比性, 1962—1963 年、1983—1986 年和 1991—1998 年的调查均取季度月资料进行比较。 1962—1963 年 (4 次调查)、1983—1986 年 (16 次调查) 和 1991—1998 年 (25 次调查), 胶州湾表层水中营养盐平均浓度及其摩尔比的长期变化列于表 1。

表 1 胶州湾表层海水中营养盐浓度 ($\mu\text{mol/L}$) 及其摩尔比的长期变化

Tab. 1 Long-term changes in nutrient concentrations ($\mu\text{mol/L}$) and molar ratios in surface water in Jiaozhou Bay

调查时间	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{SiO}_3\text{-Si}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	DIN	$\text{NO}_3\text{-N}$	$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NH}_4\text{-N}$	DIN	$\text{SiO}_3\text{-Si}$	$\text{SiO}_3\text{-Si}$
							DIN	DIN	DIN	$\text{PO}_4\text{-P}$	$\text{PO}_4\text{-P}$	DIN
1962—1963 ($n=4$)	0.14 ± 0.03		0.38 ± 0.15	0.17 ± 0.13	1.6 ± 0.6	2.2 ± 0.6	0.17 ± 0.05	0.08 ± 0.06	0.75 ± 0.09	15.9 ± 6.3		
1983—1986 ($n=16$)	0.43 ± 0.17	2.4 ¹⁾ ± 1.1	1.8 ± 1.0	0.39 ± 0.23	6.5 ± 3.7	8.7 ± 3.9	0.23 ± 0.12	0.05 ± 0.03	0.72 ± 0.14	26.5 ± 23.4	7.5 ¹⁾ ± 2.0	0.20 ¹⁾ ± 0.19
1991—1998 ($n=25$)	0.33 ± 0.11	2.0 ± 1.9	2.0 ± 1.1	0.66 ± 0.40	8.2 ± 2.5	10.8 ± 3.4	0.18 ± 0.06	0.06 ± 0.03	0.76 ± 0.07	37.8 ± 22.9	7.6 ± 8.9	0.19 ± 0.15

n 为调查次数; 1) $n=4$

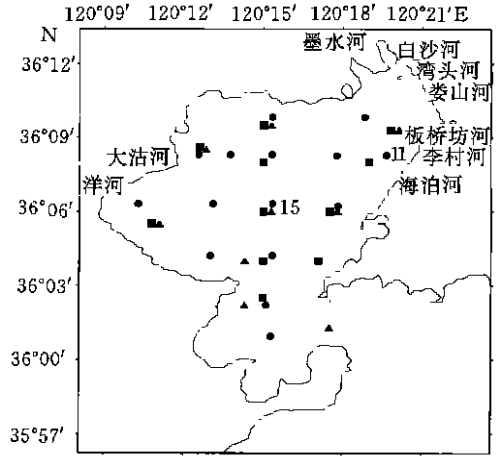


图 1 取样站位图

Fig. 1 Location map for sampling stations

- 1962—1963 (15 个站);
- 1983—1986 (11 个站);
- ▲ 1991—1998 (9 个站)

从表 1 可以看出,从 60 年代(1962—1963 年)到 80 年代(1983—1986 年)和 60 年代至 90 年代(1991—1998 年), $PO_4\text{-P}$ 浓度分别增加了 2.1 倍和 1.4 倍, $NO_3\text{-N}$ 浓度分别增加了 3.7 倍和 4.3 倍, $NH_4\text{-N}$ 分别增加了 3.1 倍和 4.1 倍,DIN 分别增加了 3.0 倍和 3.9 倍, $DIN/PO_4\text{-P}$ 摩尔比从 60 年代的 15.9 增至 80 年代的 26.5,又增加到 90 年代的 37.8。由此可见胶州湾 N、P 增加,主要从 60 年代至 80 年代。但是 $NO_3\text{-N}$ 、 $NO_2\text{-N}$ 和 $NH_4\text{-N}$ 三者之间的比例基本未变, $NH_4\text{-N}$ 占 DIN 的 72%—76%,始终是胶州湾无机氮的主要存在形态。将 1986 年与 90 年代比较, $SiO_3\text{-Si}$ 平均浓度略下降,从 $2.4\mu\text{mol/L}$ 降至 $2.0\mu\text{mol/L}$, $SiO_3\text{-Si}/PO_4\text{-P}$ 和 $SiO_3\text{-Si}/DIN$ 比基本没有变化。N 和 P 浓度的长期变化表示在图 2。

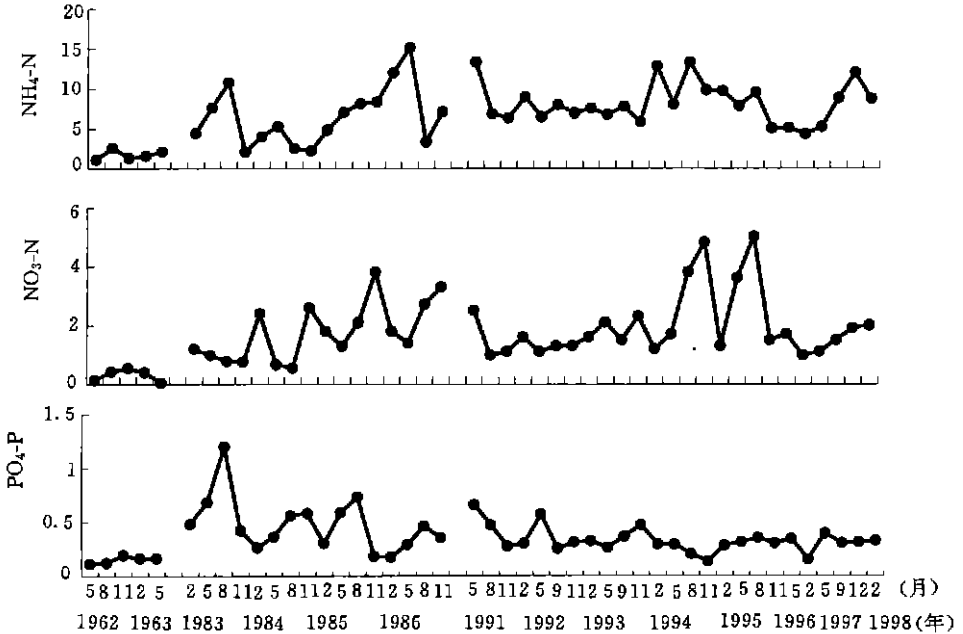


图 2 胶州湾表层海水中 N 和 P 浓度($\mu\text{mol/L}$) 的长期变化

Fig. 2 Long-term changes in N and P concentrations($\mu\text{mol/L}$) in surface water in Jiaozhou Bay

2.2 胶州湾的 N 和 P

近 40 年来,N、P 大量增加是人类活动影响的直接结果,从 1962—1998 年,青岛市人口从 4.6×10^6 增加至 7.0×10^6 ,青岛市工业总产值增加了 80 倍。特别是胶州湾东岸是青岛市工业集中的区域,人口密集。集中在该区的五条小河海泊河、李村河、板桥坊河、娄山河和湾头河已经成为市区工业废水和生活污水的排污河。1980 年青岛市区工业废水排放量已经达到 $70.2 \times 10^6 \text{t/a}$,生活污水 $13.3 \times 10^6 \text{t/a}$ ¹⁾,至 1987 年,废水总量又增加到 $145.6 \times 10^6 \text{t}$,其中工业废水 $100.6 \times 10^6 \text{t}$ (国家海洋局北海分局环境监测中心,1992)。环胶州湾滩涂和沿岸海水养殖业迅猛发展也为胶州湾带来了大量的 N 和 P,以对虾养殖为例,青岛市对虾养殖面积从 1978 年至 1987 年,增加了 302 倍(蓝仁训等,1995)。化肥和洗涤剂的

1) 郭聿静,1985. 胶州湾污染综合防治设想,胶州湾综合开发利用学术讨论会论文汇编,282—295

用量也大大增加了,如 1980—1997 年期间化肥使用量增加了 3 倍(青岛年鉴编辑部,1998)。

从表 1 可以看出,60 年代—90 年代期间 N 大量增加,NO₃-N 和 NH₄⁺-N 几乎是同步增加,分别增加了 4.3 倍和 4.1 倍,因此三态无机 N 之间的比例基本未变,NH₄⁺-N 占 DIN 的 72%—76%,是胶州湾无机 N 的主要存在形式,表明胶州湾无机 N 处于热力学不平衡状态。胶州湾海水中的 NH₄⁺-N 大部分是外源性的,仅一部分参与浮游植物循环,根据 NH₄⁺-N 吸收动力学的研究,浮游植物对 NH₄⁺-N 的吸收远高于 NO₃-N,在夏季胶州湾 NH₄⁺-N 周转一次仅需要 16h(焦念志等,1993)。这是由于胶州湾水浅,浮游生物较丰富,NH₄⁺-N 来不及转化成 NO₃-N 而与浮游植物形成直接循环,中国的一些近海,如渤海湾夏、秋季也有类似情况(沈志良,1999)。

浮游植物在消耗 NH₄⁺-N 的同时,也消耗 NO₃-N。在 60 年代,胶州湾海水中的 NO₃-N 常常被耗尽,特别在浮游植物繁殖高峰,大约有一半站位的 NO₃-N 监测不出来,全年平均 NO₃-N/PO₄-P 摩尔比仅为 2.8,浮游植物只能靠 NH₄⁺-N 维持生长(中国科学院海洋研究所水化学研究组,1982a)。在 80 年代,由于外源性 NO₃-N 增加,只有个别站点出现 NO₃-N 浓度在检出线以下的情况(沈志良等,1994),但 NO₃-N/PO₄-P 摩尔比依然很低,为 4.2。至 90 年代尽管不再出现 NO₃-N 浓度在检出线以下的情况,但 NO₃-N/PO₄-P 仅为 6.0,表明在这个生态系统中,N 不成为限制的原因是有很高浓度的 NH₄⁺-N 的存在。

由于 PO₄-P 来源少,PO₄-P 增加速度慢于 DIN,因此, DIN/PO₄-P 摩尔比增加很快,从 60 年代的 15.9 增加至 80 年代的 26.5,至 90 年代的 37.8(表 1),大大高于浮游植物对 N 和 P 的平均吸收比 16, DIN/PO₄-P 摩尔比已经从接近 Redfield 比变成不平衡。这与波河和密西西比河的情况(Justic *et al.*, 1995) 正相反,前者 N/P 从 1968—1970 年的 62 减少至 1981—1984 年的 37;后者 N/P 从 1960—1962 年的 9 增加至 1981—1987 年的 15。在这些河流控制的沿岸水域—北亚得里亚海和北墨西哥湾,现在营养盐比例已经接近营养盐足够时硅藻所需的比例(Si/N ≈ 1; Si/P ≈ 16)(Justic *et al.*, 1995)。

2.3 胶州湾的 SiO₃-Si

海洋中 SiO₃-Si 主要由河流输送,由于流入胶州湾的河流少而流量小,因此胶州湾海水中 SiO₃-Si 含量较低。在 1985 年 8 月(沈志良等,1994)前,没有见到胶州湾海水中 SiO₃-Si 浓度的报道,因此无法进行数据对比。但是似乎可以认为在过去的 40 年中胶州湾海水中的 SiO₃-Si 含量在减少,这可能与在河流上建设水利工程有关。以流入胶州湾最大的河流大沽河为例,1952—1958 年,年平均输沙量为 170.03 万 t,至 1959 年—1979 年,下降为 71.21 万 t,仅为前者的 42%(国家海洋局第一海洋研究所港湾室《胶州湾自然环境》编写组,1984),主要是由于 1958 年前大修水利,泥沙大量被拦截的缘故。这种情况类似于埃及的尼罗河(Wahby *et al.*, 1980)、美国的密西西比河(Turner *et al.*, 1991)和欧洲的多瑙河(Humborg *et al.*, 1997)。大坝建设以后,由于悬浮沉积物浓度减少,Si 浓度下降(Turner *et al.*, 1991),并且导致输送到海洋的 SiO₃-Si 减少。此外,从进入胶州湾淡水量的变化也可以在一定程度上反映 SiO₃-Si 可能在减少,例如,1962 年胶州湾年降水量为 1056mm,大沽河的年平均径流量为 49.6m³/s;而 1975 年降水量为 1227mm,高于 1962 年,大沽河的径流量仅为 25.4m³/s。1952—1958 年,大沽河年平均径流量为 23.856m³/s,至 1959—1978 年,减

少为 $21.275\text{m}^3/\text{s}$ (国家海洋局第一海洋研究所港湾室《胶州湾自然环境》, 1984)。进入胶州湾淡水量的减少也可以从海水中盐度的减少得到佐证, 60 年代、80 年代和 90 年代胶州湾表层海水平均盐度分别为 29.36、31.77 和 31.54。进入胶州湾水、沙的减少可能导致海水中 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 浓度下降。

胶州湾海水中的 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 有明显的季节变化, 也即夏、秋季高, 冬、春季低。胶州湾 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 的浓度主要由夏季径流所控制, 夏季也是胶州湾初级生产力最高的季节(郭玉洁等, 1992a; 王荣等, 1995; 吴玉霖等, 1995), $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 被硅藻所利用, 死亡后沉入水底, 同时带走 $\text{SiO}_3\text{-Si}$, 至冬、春季降至最低值, 年年如此(图 3)。

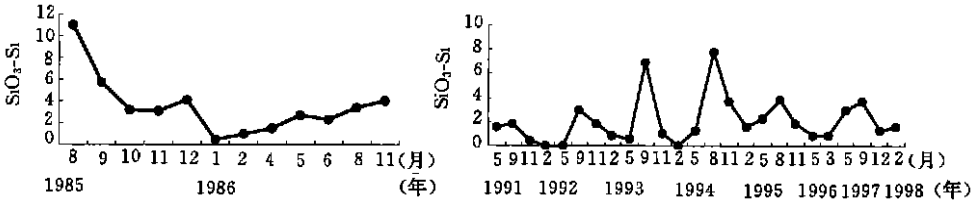


图 3 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 浓度($\mu\text{mol/L}$)的季节变化

Fig.3 Seasonal changes in $\text{SiO}_3\text{-Si}$ concentration($\mu\text{mol/L}$) in Jiaozhou Bay

自从 60 年代以来, 胶州湾 DIN 和 $\text{PO}_4\text{-P}$ 大量增加(表 1), 而 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 含量可能在减少或保持在低水平, 1985—1986 年平均为 $(2.4 \pm 1.1) \mu\text{mol/L}$; 90 年代平均为 $(2.0 \pm 1.9) \mu\text{mol/L}$ (表 1)。因此 90 年代, $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{PO}_4\text{-P}$ 平均摩尔比仅为 7.6 ± 8.9 ; $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{DIN}$ 平均摩尔比仅为 0.19 ± 0.15 ; $\text{DIN}/\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{PO}_4\text{-P} = 37.8/7.6/1$ (表 1)。根据化学计量营养盐限制标准, 当 $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{PO}_4\text{-P} > 22$ 和 $\text{DIN}/\text{PO}_4\text{-P} > 22$ 时为 $\text{PO}_4\text{-P}$ 限制; 当 $\text{DIN}/\text{PO}_4\text{-P} < 10$ 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{DIN} > 1$ 时为 DIN 限制; 当 $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{PO}_4\text{-P} < 10$ 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{DIN} < 1$ 时为 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 限制(Justic *et al.*, 1995)。基于众多作者对营养盐吸收动力学的研究(Brown *et al.*, 1979; Perry *et al.*, 1981; Goldman *et al.*, 1983; Nelson *et al.*, 1990), $\text{SiO}_3\text{-Si} = 2 \mu\text{mol/L}$, $\text{DIN} = 1 \mu\text{mol/L}$ 和 $\text{PO}_4\text{-P} = 0.1 \mu\text{mol/L}$ 为浮游植物生长的阈值。结合胶州湾营养盐及其结构的长期变化(表 1), 表明 90 年代 DIN 和 $\text{PO}_4\text{-P}$ 作为胶州湾浮游植物限制因子的可能性已经减少或被排除, 以 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 为限制因子的出现率已从 80 年代中期的 36.6% 增加到 90 年代初期的 69.6%(张均顺等, 1997)。在 1991—1998 年期间, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 限制的可能性占全部调查次数的 76%, 主要发生在冬季、春季和秋季。

2.4 营养盐及其结构的变化对浮游植物组成的影响

有关海洋中 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 利用的研究并不详细, 对它的重要性评价过低, 因为它很少被认为在海洋系统中限制浮游植物生产, 它仅被认为引起种类组成的变化, 而未必影响生产力(Dortch *et al.*, 1992)。但是最近有关 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 对生态系统的重要性已经引起人们的重视。Smayda(1990)提出了由于 Si/P 比长期下降引起许多沿岸地区异常的水华和非硅藻公害。Conley 等(1992)证实了在富营养化的 Chesapeake 湾, 春季浮游植物水华的大小被 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 所控制, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 限制导致了春季水华的衰退和浮游植物群落的改变。Dortch 等(1992)则更进一步讨论了 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 对浮游植物生产, 浮游植物个体大小和种类组成及碳的归宿等的影

响。从 60 年代—90 年代, 胶州湾营养盐结构发生显著变化, 一方面 DIN、 $PO_4\text{-P}$ 浓度的不断增加, 另一方面 $SiO_3\text{-Si}$ 浓度减少或处于低水平, 因此三者的摩尔比趋于不平衡。高的 $DIN/PO_4\text{-P}$ 和低的 $SiO_3\text{-Si}/PO_4\text{-P}$ 和 $SiO_3\text{-Si}/DIN$ 使得胶州湾生态系统发生较大的变化。最明显的变化就是网采(网目为 64—77 μm) 浮游植物数量的减少和优势种浮游植物的变化。从 60 年代—90 年代, 网采浮游植物细胞数量的变化见图 4。图 4 表明 1977—1978 年(钱树本等, 1983) 比 1962—1963 年(中国科学院海洋研究所, 1982b) 细胞数量大约减少一个数量级, 1980—1981 年(郭玉洁等, 1992b) 比 1977—1978 年大约又减少了一个数量级, 90 年代比 1980—1981 年浮游植物数量又有大幅度下降。

随着浮游植物数量的急剧减少, 胶州湾浮游植物优势种组成也发生明显的变化。以胶州湾浮游植物数量比较稳定出现高峰的冬季 2 月份为例, 选择浮游植物数量最多的 4 种优势种进行比较(表 2)。表 2 表明, 从 1977 以来(60 年代无资料), 胶州湾冬季主要优势种组成有很大区别, 1981 年冬季的主要优势种不同于 1977 年冬季, 1991—1997 年冬季的主要优势种也不同于 1977 年和 1981 年。从全年胶州湾主要优势种的出现频率看, 1977 年 2 月—1978 年 1 月全年普遍出现的主要优势种是中肋骨条藻、柔弱角刺藻、弯角刺藻、扁面角毛藻和尖刺菱形藻(钱树本等, 1983)。在 1980 年 6 月—1981 年 11 月期间, 除上述 5 种中 4 种(除弯角刺藻外) 日本星杆藻和窄隙角刺藻也在全年普遍出现, 并在许多月份形成细胞优势。1991—1993 年期间, 上述大部分优势种无论从出现频率还是细胞数量在大部分调查时间内不再成为胶州湾主要优势种, 有的甚至在许多次调查中没有被采集到, 如弯角刺藻、中肋骨条藻、柔弱角刺藻和扁面角毛藻等。那么, 为什么浮游植物发生这么大的变化? 其他环境因子对浮游植物有什么影响? 调查表明, 海水温度和盐度没有大的变化, 二者 1981 年 2 月分别是 2.26—3.00 $^{\circ}\text{C}$ 和 31.52—32.07, 90 年代初期 2 月分别是 2.97—4.66 $^{\circ}\text{C}$ 和 31.28—32.07。胶州湾重金属污染也并不严重, 除了部分河口和沿岸水域外, 大部分水域的水质和沉积环境质量较好(陈先芬, 1991; 国家海洋局北海分局环境监测中心, 1992)。因此, 浮游植物数量和组成的变化可能主要是受到营养盐浓度和它的结构变化的影响。

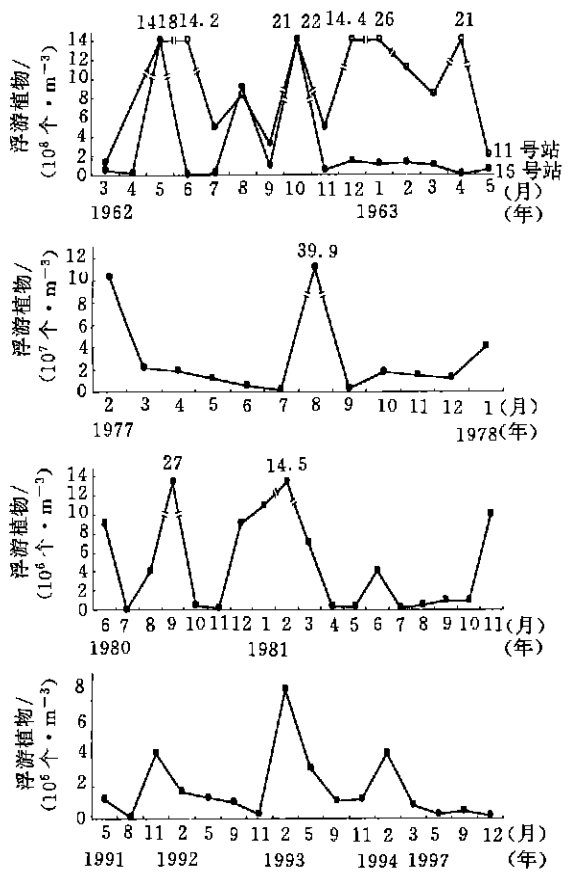


图 4 胶州湾网采浮游植物细胞数量的长期变化
Fig. 4 Long-term changes in net phytoplankton cell numbers in Jiaozhou Bay

表 2 胶州湾 2 月浮游植物主要优势种组成的长期变化

Tab.2 Long-term changes in dominant species composition in February in Jiaozhou Bay

年份	1977 ¹⁾	1981 ²⁾	1992	1993	1994
主	中肋骨条藻	日本星杆藻	中肋骨条藻	柔弱根管藻	柔弱根管藻
	<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Asterionella Japonica</i>		<i>Phizosolenia delicatula</i>	
要	扁骨毛藻	窄隙角利藻	翼根管藻印度变形	日本星杆藻	尖菱形藻
	<i>Chaetoceros compressus</i>	<i>Chaetoceros Affinis</i>	<i>Rhizosolenia alataf. indica</i>		<i>Nitzschia pungens</i>
优	柔弱角毛藻	扁骨毛藻	尖刺菱形藻	加拉星杆藻	扁骨毛藻
	<i>Ch. debilis</i>		<i>Nitzschia pungens</i>	<i>A. Kariana</i>	
势					
种	弯角利藻	冕孢角利藻	日本星杆藻	菱形海线藻	顾氏藻
	<i>Ch. curvisetus</i>	<i>Ch. Subsecundus</i>		<i>Thalassionema nitzschiioides</i>	<i>Guinardia flaccida</i>

注: 括号内数据是优势种的细胞数量($\times 10^3$); 1) 钱树本等, 1983; 2) 郭玉洁等, 1992b

Officer 等(1980)设想在富营养化的河口, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 限制将引起浮游植物种类组成向非硅藻浮游植物转变, 他们列举了海洋、河口和内陆水域, 说明 Si 常常是更替硅藻成为一种鞭毛藻群落的控制性营养盐。自从 Officer 等(1980)的文章发表以后, 小型浮游植物和微生物环的重要性变得明显了(Dortch *et al.*, 1992)。Dortch 等(1992)认为减少 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 将减少大型硅藻的优势。胶州湾网采浮游植物主要是硅藻, 非硅藻浮游植物细胞数量占细胞总量的比例还不到 1%, 在网采浮游植物中还没有发现硅藻转变为非硅藻浮游植物, 那么, 胶州湾网采浮游植物的比例是否已经减少? 由于小型浮游植物的生命周期比大型浮游植物短, 大型浮游植物比例减少会加速 N 和 P 的周转速度, 胶州湾 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度远高于 $\text{NO}_3\text{-N}$ 也可能表明了快速的再生速率, N、P 大量增加有利于小型浮游植物群落生长。有关胶州湾微型浮游植物的研究很少, 陈怀清等(1992)发现, 1989 年 5 月—1990 年 4 月在胶州湾东部, 微型浮游植物(3—20 μm)是主要的粒级组分, 占浮游植物现存量(叫绿素 *a*)的 63.4%, 网采浮游植物(> 20 μm)和超微型浮游植物(0.2—3 μm)分别占叶绿素 *a* 的 26.8% 和 9.8%。Jiao 等(1995)研究了胶州湾的微型浮游植物硅藻(2—20 μm), 表明 1993 年 8 月微型浮游硅藻细胞数量占总硅藻的(2—200 μm)的 85.8%, 网采硅藻(20—200 μm)仅占了 14.2%。微型浮游硅藻的平均细胞数量达到 $221.38 \times 10^6 \text{ cells}/\text{m}^3$, 相当于 1977 年 8 月网采浮游植物高峰时的水平。因此这可能表明, 胶州湾浮游植物正趋向于小型化。

3 结语

3.1 从 60 年代至 90 年代, 胶州湾海水中 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 DIN 浓度分别增加了 1.4 倍、4.3 倍、4.1 倍和 3.9, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 浓度保持在一个很低的水平。

3.2 三态无机 N 之间的比例基本未变, $\text{NH}_4\text{-N}$ 占 DIN 的 72%—76%, 始终是胶州湾无机

N 的主要存式, 表明胶州湾无机 N 处于热力学不平衡状态。

3.3 胶州湾海水中 $\text{DIN}/\text{PO}_4\text{-P}$ 摩尔比从 60 年代的 15.9 ± 6.3 增加至 90 年代的 37.8 ± 22.9 。 $\text{SiO}_3\text{-S}$ 浓度可能在下降, $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{PO}_4\text{-P}$ 和 $\text{SiO}_3\text{-Si}/\text{DIN}$ 摩尔比保持在低水平, 90 年代二者仅为 7.6 ± 8.8 和 0.19 ± 0.15 。表明胶州湾营养盐结构已经从比较平衡到不平衡。根据化学计量营养盐限制的标准, DIN 和 $\text{PO}_4\text{-P}$ 作为胶州湾浮游植物限制因子的可能性已经减少或消失, $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 限制已经增加。

3.4 营养盐结构的变化已经引起胶州湾生态环境的变化, 如大型硅藻的减少和浮游植物优势种组成的变化, 大型硅藻可能趋于小型化, 这是人类活动影响的直接结果。

3.5 今天, 世界上的一些沿岸生态系统正经历着富营养化和 Si 缺乏, 所以 $\text{SiO}_3\text{-Si}$ 的作用将变得愈来愈重要。

致谢 吴玉霖研究员提供 90 年代浮游植物资料, 顾宏堪研究员提供 60 年代营养盐和盐度资料, 谨致谢忱。

参 考 文 献

- 刁焕祥, 1983. 自动分析仪次溴酸钠法测定海水中氨氮的研究. 海洋科学, 1: 25—28
- 中国科学院海洋研究所水化学研究组, 1982a. 胶州湾海水中氮的地球化学(上). 海洋湖沼通报, 3: 8—17
- 中国科学院海洋研究所水化学研究组, 1982b. 胶州湾海水中氮的地球化学(续). 海洋湖沼通报, 4: 37—46
- 王荣, 焦念志, 李超伦等, 1995. 胶州湾的初级生产力和新生产力. 海洋科学集刊, 36: 181—194
- 李延, 1979. 应用 BSPB 测定海水中硝酸盐的进一步研究. 海洋与湖沼, 10(2): 112—118
- 吴玉霖, 张永山, 1995. 胶州湾叶绿素 *a* 和初级生产力的分布特征. 见: 董金海和焦念志主编. 胶州湾生态学研究. 北京: 科学出版社, 137—150
- 陈先芬, 1991. 胶州湾环境污染调查报告. 海洋通报, 10(4): 72—78
- 陈怀清, 钱树本, 1992. 青岛近海微型、超微型浮游藻类的研究. 海洋学报, 14(3): 105—113
- 沈志良, 1999. 渤海湾及其东部水域的水化学要素. 海洋科学集刊, 41: 51—59
- 沈志良, 陆家平, 刘兴俊等, 1992. 长江口营养盐的分布特征及三峡工程对其的影响. 海洋科学集刊, 33: 109—129
- 沈志良, 陆家平, 刘兴俊等, 1994. 胶州湾水域的营养盐. 海洋科学集刊, 35: 115—129
- 沈志良, 刘群, 张淑美等, 2001. 长江和长江口高含量无机氮的主要控制因素. 海洋与湖沼, 32(5): 465—473
- 张均顺、沈志良, 1997. 胶州湾营养盐结构变化的研究. 海洋与湖沼, 28(5): 529—535
- 青岛年鉴编辑部, 1998. 青岛年鉴. 北京: 中华书局, 296—302
- 国家海洋局北海分局海洋环境监测中心, 1992. 胶州湾环境综合调查与研究. 海洋通报, 11(3): 1—67
- 国家海洋局第一海洋研究所港湾室《胶州湾自然环境》编写组, 1984. 胶州湾自然环境. 北京: 海洋出版社, 264
- 郭玉洁, 杨则禹, 1992a. 初级生产力. 见: 刘瑞玉主编. 胶州湾生态学和生物资源. 北京: 科学出版社, 110—126
- 郭玉洁, 杨则禹, 1992b. 浮游植物. 见: 刘瑞玉主编. 胶州湾生态学和生物资源. 北京: 科学出版社, 136—170
- 顾宏堪, 熊孝先, 刘明星等, 1981. 长江口附近氮的地球化学, I. 长江口附近海水中的硝酸盐. 山东海洋学院学报, 11(4): 37—46
- 钱树本, 王筱庆, 陈国蔚, 1983. 胶州湾的浮游藻类. 山东海洋学院学报, 13(1): 39—56
- 焦念志, 王荣, 1993. 胶州湾浮游生物群落 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的吸收与再生通量. 海洋与湖沼, 24(3): 217—225
- 蓝仁训等, 1995. 青岛市志水产志. 北京: 新华出版社, 142
- 熊孝先, 1965. 二苯胺-二苯联苯胺混合试剂测定海水中硝酸盐. 海洋与湖沼, 7(2): 111—121
- Barnes H, 1959. Apparatus and methods of Oceanography, Part one: Chemical. George Allen and Unwin Ltd(London), 1—341
- Brown E J, Button D K, 1979. Phosphate-limited growth kinetics of *Selenastrum capricornatum* (Chlorophyceae). Journal of Phycol.

gy, 15: 305—311

- Brzezinski M A, 1985. The Si: C: N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21: 347—357
- Conley D J, Malone T C, 1992. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Marine Ecology Progress Series*, 81: 121—128
- Dortch Q, Whitledge T E, 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research*, 12(11): 1293—1309
- Edmond J M, Spivack A, Grant B C *et al*, 1985. Chemical dynamics of the Changjiang Estuary. *Continental shelf Research*, 4: 17—36
- Goldman J C, Glibert P M, 1983. Kinetics of inorganic nitrogen uptake by phytoplankton. In: Carpenter E J, Capone D G ed. *Nitrogen in Marine Environments*. New York: Academic press. 233—274
- Grasshoff K, 1976. *Methods of Seawater Analysis*. Verlag Chemie, Weinheim, New York, 276—281
- Humborg C, Ittekkot V, Cociasu A *et al*, 1997. Effect of Danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 386: 385—388
- Jiao Nianzhi, Gao Yahui, 1995. Ecological studies on nanoplanktonic diatoms in Jiaozhou Bay, China. In: Dong Jinhai, Jiao Nianzhi ed. *Ecology Studies in Jiaozhou Bay*. Beijing: Science Press, 96—102
- Justic D, Rabalais N N, Turner R E *et al*, 1995. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuarine, Coastal and shelf Science*, 40: 339—356
- Marchetti R, Provini A, Crosa G, 1989. Nutrient load carried by the River Po into the Adriatic Sea, 1968—1987. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 168—172
- Nelson D M, Brzezinski A, 1990. Kinetics of silicate acid uptake by natural diatom assemblages in two Gulf & Stream warm-core rings. *Marine Ecology Progress Series*, 62: 283—292
- Officer C B, Ryther J H, 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 3: 83—91
- Perry M J, Eppley R W, 1981. Phosphate uptake by phytoplankton in the central North Pacific Ocean. *Deep-Sea Research* 28: 39—49
- Redfield A C, Ketchum B H, Richards F, 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In: Hill M N ed. *The Sea*. Vol. 2, John Wiley, New York, . 26—77
- Smayda T J, 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. In: Graneli E, Sundström B, Edler R *et al* ed. *Toxic marine phytoplankton*. Elsevier Science, New York, 29—40
- Smith R A, Alexander R. B, Wolman M G, 1987. Water quality trends in the nation's rivers. *Science*, 235: 1607—1615
- Turner R E, Rabalais N N, 1991. Changes in Mississippi River water quality this century—implications for coastal food webs. *Bio-science*, 41: 140—147
- van Bennekom A J, Westein J F J, 1990. The winter distribution of nutrients in the Southern Bight of the North Sea (1961—1978) and in the estuaries of the Scheldt and the Rhine/Meuse. *Netherlands Journal of Sea Research*, 25: 75—87
- Walby S D, Bishara N F, 1980. The effect of the River Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan. In: Martin J-M, Buton J D, Eisma D ed. *Proceedings of a SCOR Workshop on River Inputs to Ocean Systems*, 26—30 March 1979, Rome, Italy. UNESCO, Paris, 311—318

LONG TERM CHANGES IN NUTRIENT STRUCTURE AND ITS INFLUENCES ON ECOLOGY AND ENVIRONMENT IN JIAOZHOU BAY

SHEN Zhi-Liang

(Key Laboratory of Marine Ecology and Environmental Science,
Institute of Oceanology, The Chinese Academy of Sciences, Qingdao, 266071)

Abstract On the basis of long-term data sets obtained from the 81 investigations undertaken during 1962—1998 and other historical data of Jiaozhou Bay, the patterns of nutrient structure changes are identified. From the 1960s to the 1990s, nutrient concentrations increased by 1.4 times for $\text{PO}_4\text{-P}$, 4.3 times for $\text{NO}_3\text{-N}$, 4.1 times for $\text{NH}_4\text{-N}$ and 3.9 times for DIN. The mole ratio of DIN to $\text{PO}_4\text{-P}$ increased rapidly from 15.9 ± 6.3 in the 1960s, to 37.8 ± 22.9 in the 1990s. $\text{SiO}_3\text{-Si}$ concentration remained at a low level from the 1980s to the 1990s. The high ratio of DIN to $\text{PO}_4\text{-P}$ and low ratios of $\text{SiO}_3\text{-Si}$ to $\text{PO}_4\text{-P}$ (7.6 ± 8.9) and $\text{SiO}_3\text{-Si}$ to DIN (0.19 ± 0.15) indicate that the nutrient structure of Jiaozhou Bay has changed from a relatively balanced state to an unbalanced state during the last 40 years. According to the criteria for stoichiometric and probable nutrient limitation, the possibility that DIN and/or $\text{PO}_4\text{-P}$ as limiting factors of Jiaozhou Bay phytoplankton has been lessened or eliminated and that of $\text{SiO}_3\text{-Si}$ limiting has been increased. Such changes in nutrient structure may have led to decrease of large diatoms and a shift of phytoplankton species composition. There is a trend that large diatoms are changed to smaller cells in Jiaozhou Bay. These changes in Jiaozhou Bay ecosystem are a direct result of antropogenic influences.

Key words Nutrients, ratios, Nutrient structure, Long-term changes, Nutrient balance, Phytoplankton limitation, Jiaozhou Bay