

生活污水的肥度和河口港湾的富营养化*

吴瑜端 曾继业 郑志宏 骆肖红

(厦门大学环境科学研究所)

摘 要

本文测定了生活污水中各种形态营养物的含量及各种形态间的分配比;模拟测定了污水-海水混合过程中各营养物形态之间的转化和迁移及其生物学效应,并与现场实际调查结果进行了比较.结果表明:(1)亚热带河口港湾和浮游植物在水体 DIN/DIP 比值较宽(15—55 原子比)范围内可很好地生长,不受 N、P 含量波动的影响.(2)磷的各种形态之间转化速率在 0.5—1.1 $\mu\text{mol}/\text{d}$ 之间变动.(3)浮游植物生长期间优先吸收磷,其生长速率骨条藻(主要种)和混合藻分别为 0.34—0.58 d^{-1} 和 0.30—0.31 d^{-1} .(4)当骨条藻大量繁殖、磷大量消耗时,赤潮生物海洋原甲藻可转化为优势种,其密率高达 10^7 cells/l. 总之,富营养化是赤潮的前提,但混浊水体可加速营养物质的降解、迁移和沉降,有利于富营养化和赤潮的缓解和减弱.

近年来,河口港湾海域富营养化和赤潮现象日益频繁,其直接污染源是生活污水.排放入海的生活污水,虽经过一级或二级处理,但 N、P 的含量及其比值基本未变,其中磷的含量较海水高 20 多倍.污水和海水中总溶解磷(TDP, $\mu\text{mol}/\text{l}$)的含量分别为 3.91—9.63 $\mu\text{mol}/\text{l}$ (平均值为 5.38 $\mu\text{mol}/\text{l}$) 和 0.10—0.50 $\mu\text{mol}/\text{l}$ (平均值为 0.24 $\mu\text{mol}/\text{l}$),海洋浮游植物对磷的敏感性高于氮.本文根据污水和海水混合过程中水体肥力的变化,预测富营养化的产生和消除的可能性.

一、方法和材料

(1) P 和 N 的测定:测定方法参见《Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes》(U.S.A. EPA, 1983).

(2) 生活污水:取自厦门大学生活污水池.其中 $\text{DIP} = 4.70\mu\text{mol}/\text{l}$, $\text{DID} = 208\mu\text{mol}/\text{l}$, $\text{DID}/\text{DIP} = 44$.

本文于 1988 年 8 月 24 日收到,修改稿于 1989 年 1 月 13 日收到.

* 国家自然科学基金资助项目.

(3) 海水: 取自厦门西海域, $DIP = 0.31 \mu\text{mol/l}$, $DIN = 10.7 \mu\text{mol/l}$, $DIN/DIP = 34.5$.

(4) 浮游植物: 骨条藻 *Skeletonema costatum* 纯种是从厦门海域中和现场混合藻分离出来的.

(5) 浮游植物培养: 藻类在污水中含量分别为 0, 1%, 10%, 50%, 编号为 0, 1, 2, 3 号的水槽中培养⁽¹⁾.

二、结果与讨论

(一) 混合过程中营养物各形态间的转化和迁移

经过一级处理后的生活污水在排放入海时(杀菌后实验室模拟混合), 其溶解活性磷(DRP)的比释率 $(R/T)/V$ 随着盐度的增加呈指数上升(图1), 其关系式如下:

$$(R/T)/V = 0.045 S^{0.874} \quad n=9 \quad r=0.884 \quad (1)$$

式中, R 和 T 分别为混合后磷的实测值和计算值; V 和 S 分别为混合水体的体积和盐度. 最大比释率(在盐度为 27 时)对过滤污水中的 DIP 为 1.81 l^{-1} , 这有利于入海污水中活性磷释放.

在混合体系中, 各种形态磷之间的转化速率随污水含量的多少而异. 当污水含量小于 10% 时, 形态之间转化符合下面关系式:

$$\Delta P_{i-j} = \Delta P_{i-j}^{\text{max}} - ae^{-bt} \quad n=8 \quad r=-0.908 \quad (2)$$

式中, i 为颗粒态磷(PP), j 为其他溶解磷(DP). PP 随时间增加而呈指数转化为 DP(磷的释放). 当污水含量大于 10% 时, 以逆转反应为主, 方程变为:

$$\Delta P_{i-j} = \Delta P_{i-j}^{\text{max}} - ae^{-bt} \quad n=9 \quad r=-0.947 \quad (3)$$

式(3)表明, DP 随时间的增加而呈线性地

转化为 PP(磷的吸收). 在所实验的 0, 1, 2, 3 号水槽中, 转化速率 b ($\mu\text{mol/d}$) 分别为 0.74-1.13, 0.49-0.62, 0.37-0.50 和 0.58-1.09. 厦门西港为半封闭港湾, 水体的半停留时间平均为 5 天. 在此期间, 约有 50% 的颗粒磷可转化为 DRT, 而被浮游植物所吸收. PP 转化为生物活性磷的速率为 $11.25 \pm 0.25 \mu\text{mol/d}$, 最大转化率为 $12.13-12.21 \mu\text{mol/d}$.

(二) 浮游植物在不同营养物含量和比值中的生长状况

在不同体积比的污水-海水混合体系中, 分别引进单胞藻纯种(骨条藻、角毛藻、鞭毛藻、原甲藻)和现场采集的混合藻(角毛藻、弯角藻、指管藻、根管藻和星杆藻)进行培养, 结果表明, 在各种不同的体系中, 藻细胞优先吸收 DIP 而生长, 当 DIN/DIP 达到一

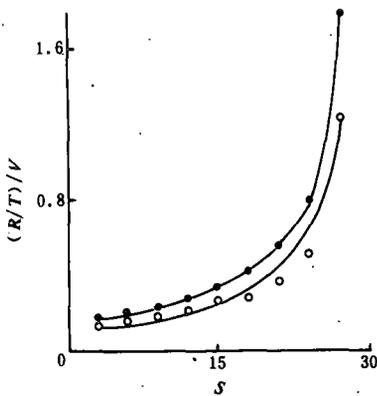


图1 DIP(实心点)和TDP(空心点)的 $(R/T)/V$ 与 S 关系

临界比值后,藻细胞为DIP所饱和,细胞分裂趋于平衡.其DIP和DIN/DIP的变化关系(图2)如下所示:

$$DIP = a(DIN/DIP)^{-\beta}$$

式中, β 为吸收速率 ($\mu\text{mol}/\text{d}$). 对于骨条藻来说, 0-3号水槽中的 β 分别为 0.15, 0.21, 1.38 和 3.50 $\mu\text{mol}/\text{d}$. 实验表明, 吸收速率随污水含量的增加而显著增大. 对于海区的混合藻

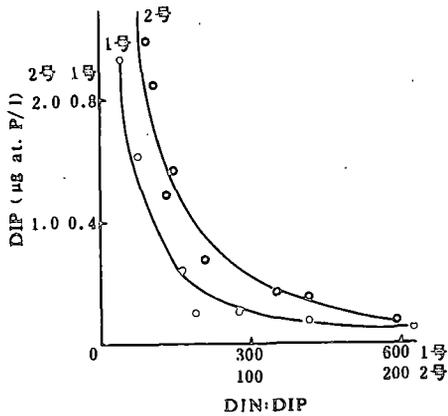


图2 DIN和DIN/DIP的关系

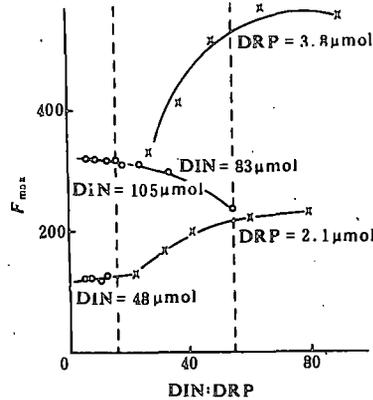


图3 异角角毛藻 *C. diversus* 最大生物量 (F_{\max})与DIN/DIP的关系

来说, 0, 1, 2 中的DIP在培养1天后耗尽. 3号中的 β 值为 0.81 $\mu\text{mol}/\text{d}$, 介于骨条藻的1, 2号值之间. 在7天之内, DIP从 14.6 μmol 下降到 0.64 μmol . 细胞吸收速率为 $3.5 \times 10^{-7} \mu\text{mol} \cdot \text{cell}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, DIN/DIP从 3.2 增加到 140, $DIP = 33 (DIN/DIP)^{-0.81}$. 藻细胞密度达 $1.03 \times 10^7 \text{ cells}/\text{l}$, 水体已由富营养化而诱发为赤潮. 厦门西海域 DIN/DIP = 14.7-250 (1985.5, $n=15$), 正落在本实验范围之内.

在半连续培养实验中, 我们发现角毛藻的最大生物量发生在 DIN/DIP = 15-55 之间, 且随着比值的升高而增大, 不受比值波动的影响 (图3). 这进一步证明, 浮游植物优先吸收DIP而生长, DIN/DIP = 55 为临界比值. Ditoro (1980) 估测 *C. antiqua* 对DRP的最大吸收速 $V_{\max} = 1.4 \times 10^{-7} \mu\text{mol}/(\text{cell} \cdot \text{d})$, 最大比生长速率¹⁾ $\mu_{\max} = 0.51 \text{ d}^{-1}$. 本文测得骨条藻和原甲藻的 μ_{\max} 分别为 3.9 和 2.3 μmol . 显然, 原甲藻对DRP的需求小于骨条藻. 藻种间竞争能力当环境条件一致时, 决定于 $K_{\mu} \cdot V_{\max}$ 的乘积. 如骨条藻、角毛藻和原甲藻的 $K_{\mu} \cdot V_{\max}$ 的值分别为 10.9, 1.65 和 0.074. 在混合体系中, 海区混合藻的生长速率随着污水成分的增大而升高, 如 2, 3号水槽的比生长率分别为 0.19 和 0.23 d^{-1} .

1) $\mu = (\ln Q_{t_2} - \ln Q_{t_1}) / (t_2 - t_1)$, Q_{t_2} , Q_{t_1} 分别为时间 t_2 , t_1 时的生物量.

综合起来，藻细胞的生长率 $(N_{t+1}-N_t) / N_t$ 与各形态营养物之间的关系如下：

$$(N_{t+1}-N_t) / N_t = 68.2 + 0.29DRP + 18.3DHP + 34.0DOP - 27.7THP - 1.59DIN$$

致信度 75% (5)

$$(N_{t+1}-N_t) / N_t = 71.1 + 0.45DRT - 1.88DIN$$

致信度 99% (6)

对比 Hakanson (1980) 对富营养化湖泊的生物生长指数 (BPI) 与总磷量的关系：

$$BPI = 3.18 \log(TP+1) + 0.25$$

我们知道，促进海洋浮游植物生长的磷极限量为 $(0.88 \pm 0.2) \mu\text{mol}$ 。厦门西海域年平均值 $DRP = 0.40 \mu\text{mol}$ ， $DIN = 26.8 \mu\text{mol}$ ， $DIN / DIP = 67$ 。浮游植物生长主要决定于 DRP ，对照上式可写成：

$$(N_{t+1}-N_t) / N_t = A + (TDP - B + ae^{-b}) \quad (7)$$

浮游植物的生长率决定于 TDP 含量和它的转化速率，与湖泊的富营养化的成因十分类似。参考实验室培养和现场发生赤潮时磷含量变化的极限值，我们取 $1.0 \mu\text{mol}$ 为亚热带海域中诱发赤潮的磷阈值（我国南方亚热带海域大多受磷控制）。同样，在半连续培养的体系中利用各种不同藻种细胞的含碳量，也可估测各种藻种之间竞争生长的趋势（图 4）。在培养初期，硅藻占优势种，中期（约一周后）甲藻替代而成优势种。此时介质中营养物将近耗竭（ $DIP = 0.5 \mu\text{mol}$ ）。由此我们知道甲藻适应于在低营养介质中生长，其细胞密度可达 $n \times 10^7 \text{ cells / l}$ （赤潮）。厦门西港现场调查情况也类似赤潮生物消长的变化趋势，基本上与 DRP 同步。这进一步证明了，赤潮是由经常处于高营养水平的硅藻大量繁殖、 DRP 耗到一定水平之后暴发产生的低营养性赤潮生物造成的。

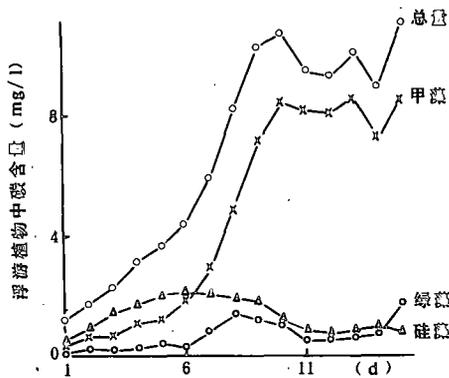


图 4 浮游植物中碳含量随时间的变化

(三) 总悬浮物含量 (TSM) 对营养物质转移的效应

厦门西海域 TSM 年平均含量为 $(30 \pm 10) \text{ ppm}$ ，其中包括生物和非生物两类，均属活性较高的分散相。本文

选取高岭土、表层沉积物、活浮游植物及其残骸，分别对营养物进行吸附实验，结果得其吸附等温方程为：

$$C_{eq} / G = (1 + kC_{eq}) / G^0(K+1) \quad (8)$$

其衰变方程为：

$$C_t / C_0 = A \cdot e^{-at} \quad (9)$$

式 (8)、(9) 中， C_{eq} 、 C_t 和 C_0 分别为平衡时、时间 t 和初始时的营养物浓度， G 和 G^0 分别为吸附量和饱和吸附量， K 、 A 和 a 为常数， t 为吸附平衡时间（小时）。结果表明，当污水含量为 20% 时，无机悬浮物对 TDP 的吸附容量是生物残骸的吸附量的一倍。随着污水含量的增加，生物残骸的吸附量 G_b 成倍增加，而无机矿物的 G_m 则有所下降。陈和苏

(1988) 报道, 天然水体中外加 DRP 时, 高岭土和沉积物的吸附容量分别为 39 和 $43\mu\text{g/g}$. 在 20–50% 污水的体系中, 活的浮游植物 (角毛藻、鞭毛藻、骨条藻) 对 DIP 的吸附容量分别为 4.4, 4.5, $1.0\text{--}1.7\mu\text{g}/10^8\text{cells}$. TSM 对 DOC 的吸附容量同样随着污水含量从 20% 增加到 50% 时, 吸附去除量可升高到 78%, 从 20% 增至 80% 时去除量仅为 74%. 可见, 污水含量达到 50% 以上时, 吸附转移的效果较差. TSM 对营养物的吸附容量直接决定了营养物在水体中的衰变常数和停留时间. 在生活污水中, DOP 含量占 TDP 的 10–15%, TOC 向 DOC 转移速率较快. 从生活污水池的入口处到出口处约 500 米距离, TOC 从 16.7 降到 12.9 mgC/l , DOC 从 6.19 升到 8.73 mgC/l , DOC/TOC 比值从 0.37 增加到 0.70. 可见在亚热带水域, 有机形态之间的转化和降解速率是较大的. 在厦门筴筴港表层沉积物中, 磷的最大释放量为:

$$\Delta P_{\max}(\mu\text{g}/\text{cm}^2) = \exp(-40.9 + 4.75\text{pH} - 0.176\text{DO} + 5.53 \times 10^{-3}\text{TP})$$

$n = 13, r = 0.864, \text{致信度 } 95\% (10)$

其最大解吸速率为 $3.84\mu\text{mol/d}$ (特别在介质磷的含量较低时, 解吸较快). 随着磷含量的增加, 吸附与解吸达到平衡, 其平衡浓度为 $(0.65 \pm 0.03)\mu\text{mol}$. 数值基本上处在厦门西港水体年平均含量 ($0.40\text{--}0.48\mu\text{mol}$) 范围内. 由此可见, TSM 对水体中磷含量具有调整作用 (也称缓解作用). 此外, 亚热带地区光照充足, 溶解有机物的光化学降解常数随着污水含量的增加而降低, 平均在 $2.4\text{--}3.1\text{d}^{-1}$ 之间变动. TOC 在水体中的半停留时间为 5.5–7.0 天, 而厦门西海域水体的半更换期为 5 天. 上述环境参数有利于溶解有机物在港内降解, 这是赤潮产生的重要因素.

三、结 论

(1) 亚热带海域浮游植物对营养物含量变化的适应性较宽, 浮游植物在 DIN/DIP 为 15–55 范围内能较好地生长.

(2) 营养物形态之间的转化速率、藻细胞对营养物吸收速率以及细胞生长速率均较大.

(3) 当水体中 TOP 的浓度在 $0.5\text{--}1.0\mu\text{mol/l}$ 之间时, 富营养化容易诱发为赤潮. TSM 可调节水体中磷和碳的含量, 防止赤潮的产生.

参 考 文 献

- (1) 吴瑜端等, 污水海水混合过程磷形态转化及其与中肋骨条藻生长关系, 厦门大学学报 (自然科学版), 27 (1988), 4: 448–453.
- (2) 陈慈美、苏泽形, 蒙脱石- $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 对河口海域赤潮的效应和机理, 海洋通报, 1989, 1: 30–36.
- (3) Hakanson, L., An ecological risk index for aquatic pollution control, *Water Research*, 86(1981), 810–1006.
- (4) Mearthy, J. J., The kinetics of nutrient utilization, *Canadian Bulletin of Fishery and Aquatic Science*, 210(1981), 211–233.
- (5) *Methods for Chemical Analysis of Water and Wastes*, U.S.A., EPA, 1983.