

全国水生态及环境微生物 学术会议论文集

中国科学院水生生物研究所第六室 编

科学出版社

全国水生态及环境微生物 学术会议论文集

中国科学院水生生物研究所第六室 编

科学出版社

1984

内 容 简 介

本文集包括污水生物、微生物生态、毒理和水生态等方面内容的文章 49 篇,如富营养化、生物浓缩、生物能源;应用混合菌种处理腈纶废水中的硫氰酸盐;细菌转化对硝基氯苯的研究;球衣细菌的分离培养和生态学特点的研究等。基本反映了我国当前在水生态及环境微生物方面的研究现状、水平、发展趋势及取得的成果。

可供科研、教学、工厂等单位从事环保工作的科技人员、教师以及领导干部和管理人员参考。

全国水生态及环境微生物 学术会议论文集

中国科学院水生生物研究所第六室 编

责任编辑 范淑琴

科学出版社出版

北京朝阳门内大街 137 号

中国科学院印刷厂印刷

新华书店北京发行所发行 各地新华书店经售

*

1984 年 4 月第 一 版 开本: 787×1092 1/16

1984 年 4 月第一次印刷 印张: 11

印数: 0001—3,000 字数: 247,000

统一书号: 13031·2538

本社书号: 3479·13—9

定 价: 1.75 元

前 言

我国目前的水环境污染局部是比较严重的,全国每天排放大量污水,其中多数是没有经过处理的,不少主要江河都受到不同程度的污染。由于一些地表水和地下水受到污染,影响了一些城镇和地区居民的饮用水质量,工农业生产也都受到一些损失。与世界各国相比,我国的水环境污染和破坏问题除了有其共同点外,还有我们自己的特点,这是与我国的自然和社会条件密切相关联的。我国是发展中的社会主义国家,实行计划经济,有一些行之有效的环境保护技术和经验,环境保护要走我国自己的道路。要使我国的环境保护工作成为社会主义建设的一个具有战略意义的组成部分,必须加强环境科学的研究;环境生物学是环境科学的重要组成部分,我们广大的环境生物学科技工作者必须通过不懈的努力,使环境生物学在我国的环境保护工作中发挥日益显著的作用。

中国科学院环境科学委员会及中国环境科学学会委托中国科学院水生生物研究所主办的“水生态与环境微生物学术会议”于1980年12月在广西南宁举行。会上交流了各类学术论文、研究报告和文献综述180余篇,反映了我国近年来在这方面的研究工作十分活跃,进展比较迅速。本文集就是在这次会议的基础上进行汇编,共收集了49篇,其中有水环境质量的生物监测和生物学评价、污水微生物处理、微生物生态和毒理学方面的科学研究和经验总结,有的文章还介绍了水生态和环境微生物学的国外研究趋势和我国需要开展的研究课题,可供有关单位参考。

由于编者水平有限,错误和遗漏处在所难免,欢迎同志们批评指正。

目 录

富营养化、生物浓缩、生物能源·····	王德铭	1
应用混合菌种处理腈纶废水中的硫氰酸盐·····	杨惠芳 鲜海军 谢树华等	18
球衣细菌的分离培养和生态学特点的研究·····	戚蓓静 翁稣颖 开根森等	32
渤海湾表层海水和沉积物中石油利用菌的数量分布·····	张景镛 陈皓文 李士荣等	37
武昌东湖水生微生物的初步研究·····	陈云霞 冯百洲 詹发萃	46
细菌转化对硝基氯苯的研究·····	邓家齐 顾曼如 万登榜等	55
生化处理丙烯腈和腈纶混合废水的研究·····	刘期松 张春桂 胡鉴民等	61
膨胀活性污泥中贝日阿托氏菌属分离培养的研究·····	周群英 卞励华	67
汉沽污水库净化能力的初步研究·····	黄玉瑶 滕德兴 高玉荣等	72
鱼体内正构烷烃的气液色谱测定法·····	丘昌强 李植生 徐盈等	94
用气液色谱法测定水和鱼体内的硝基氯苯·····	孙兴湘 陆兰凤	100
水污染生态模型及水微生物学研究进展·····	王德铭 邓家齐 万登榜	109
从浮游藻类的种群看汾河水系太原河段的污染·····	祝玉珂 谢淑琦	134
松花江哈尔滨-通河江段冰封期微生物变化规律·····	那树志	135
以底栖动物评价湘江污染的初步研究·····	刘保元 王士达 胡德良	136
试用着生硅藻群落评价湘江水体污染·····	罗森源 曾 山	136
淮河蚌埠河段浮游生物调查概况·····	戴蕊芳	137
杭州西湖浮游动物种类组成和数量变动的初步研究·····	魏崇德 俞大维	138
杭州西湖浮游植物调查·····	项斯瑞	139
用河蚬做指示生物监测蓟运河六六六、DDT 的污染·····	任淑智	140
以底栖动物监测浑河的污染·····	张廷伟 杨明宪	141
白洋淀水质与水生维管束植物的分布·····	王所安 孙彦华 顾景玲	141
北京市长河污染的微生物监测·····	王大薇 邹文梅 孙永佳	142
金沙江渡口段污染区细菌的数量分布和种群组成·····	马文漪 郁文焕 曹幼琴等	143
蓟运河下游河段中汞的生物甲基化和抗汞菌的分布·····	杨惠芳 贾省芬 张鸿翼等	144
长江三峡水库库区水体中微生物区系初步调查·····	夏淑芬 方运江 杨天权	145
用醋酸盐分解菌监测工业废水毒性强度的研究·····	杨淑专 黄庆辉 傅庆祝等	146
阳澄湖蟹体内几种化学物质的分析研究·····	张立生 袁 萍	146
水生植物对钼等重金属吸收积累的初步分析·····	戴全裕	147
舟山渔民发汞调查·····	陈云英 陈国佩 杨寅楣	148
第二松花江汞污染对鱼类影响的研究·····	于常荣 王 炜 万怒琰	149
假单胞菌〈松 P44、P46、P15〉处理甲基汞的实验研究·····	杨廷彬 李培诚 李影林	150
生物转盘法处理含甲基汞废水过程中细菌变化规律的研究·····	杨廷彬 陈慎奔 王和明	151

pH 值与接种量对非硫紫细菌分解有机物能力的影响	翁稣颖 史家梁 徐亚同等	152
球衣细菌在生物转盘上的生长特点	戚蓓静 翁稣颖 孙珍娣等	153
排硫杆菌的分离鉴定及其降解 NaSCN 的特征	鲜海军 杨惠芳	154
用筛选菌种处理 T. N. T-二硝基萘废水	T. N. T 废水处理研究组	155
热带假丝酵母固定化细胞分解苯酚的研究	黄武华 陈健斌	156
降解腈纶废水中硫氰酸盐混合菌的分离及其特性的研究	谢树华 张鸿翼 贾省芬等	157
降解环三亚甲基三硝胺 (RDX) 细菌的研究	杨彦希 王 兴 尹萍等	158
活性污泥和生物膜中的酚降解酵母	陈健斌 韩树琴 黄武华	159
林丹在土壤中的降解和转化	卢植新 徐诣萍 曾凡丰等	160
水中肠道致病菌的快速检出法	天津市环境保护科学研究所 天津市自来水公司	161
水生食物链对甲基汞富集作用的研究	修瑞琴 高世荣 李连元等	162
砷对栉孔扇贝 (<i>Chlamys farreri</i>)、刺参 (<i>Stichopus japonicus selenka</i>) 的影响	高象贤 刘兴盛	163
脘基硫脲对鱼类急性毒性与抗窒息试验	李蕴珍 朱继佩 唐明德等	164
生物污染与防治研究: I. 六六六在鸡体内的积累、降解与控制	蔡道基 杨佩芝 汪竞立等	165
生物污染与防治研究: II. 鸡饲料的解毒与效果	蔡道基 杨佩芝 汪竞立等	166
生物污染与防治研究: V. 汞在鱼体内的积累、排泄与控制	沈介楚 蔡道基 卢 俭	167

富营养化、生物浓缩、生物能源

王 德 铭

(中国科学院水生生物研究所, 武汉)

富营养化、生物浓缩和生物能源是当前环境生物学中十分引人注意的三个问题。前两者,不仅全世界普遍存在,而且由于它们的危害或可能引起的潜在危害,正吸引了许多科学、技术、经济、法学以及环境管理工作者的注意,并且投入巨大的人力和物力来从事这方面的研究;后者由于世界能源方面出现的问题,正愈来愈引起各方面的重视,希望从生物能源上,为解决世界的能源问题提供新的途径。

一、富 营 养 化

富营养化是水体衰老的一种现象。它既可在湖泊、水库,也可在近海海域里发生,它本是一种十分缓慢的自然过程。由于迳流对地表的冲刷和淋溶,雨水对大气的淋洗,以及废水、污水都带有一定的营养物质向湖泊、水库和近海海域内汇集,使得水体的沿岸带扩大,沉积物增加,磷、氮等植物营养元素不但数量大大增加,而且各种元素之间的比例和它们存在的形式又非常适宜为水生植物,如藻类所利用,刺激它们大量繁殖,在表层水中形成了巨大的生物量,导致淡水水体中的“水华”和海水中的“赤潮”发生。富营养这一名词连

表 1 湖 泊 分 类

营养型	平均初级 生产力 (mg 碳 cm ⁻² 天 ⁻¹)	浮游植物 密度 (cm ³ m ⁻³)	浮游植物 生物量 (mg 碳 m ⁻³)	叶绿素 (mgm ⁻³)	优势浮游植物	消光系数 (n m ⁻¹)	总有机碳 (mg升 ⁻¹)	总磷 (μg升 ⁻¹)	总氮 (μg升 ⁻¹)	总无机固 体氮 (mg 升 ⁻¹)
超贫营养	<50	<1	<50	0.01— 0.5		0.03— 0.8		<1—5	<1—250	2—15
贫营养	50—300		20—100	0.3—3	金藻纲 隐藻纲	0.05— 1.0	<1—3			
贫中营养		1—3			横裂甲藻纲 硅藻纲			5—10	250—600	10—200
中营养	250— 1000		100—300	2—15		0.1—2.0	<1—5			
中富营养		3—5						10—30	500— 1100	100—500
富营养	>1000		>300	10—500	硅藻纲 蓝藻纲	0.5—4.0	5—30			
极富营养		>10			绿藻纲 裸藻纲			30— >5000	500— >15000	400—6万
营养不良	<50— 500		<50— 200	0.1—10		1.0—4.0	3—30	<1—10	<1—500	5—200

同贫营养最初是 Weber (1907) 用于描述泥炭沼的营养条件,以后由 Nauman (1919) 引入入湖沼学的,一直延用至今。目前瑞典、美国和日本的许多学者都对水体富营养化程度按磷、氮的含量进行了划分。丹麦的 Jørgensen (1980) 在总结 Likens 等工作的基础上,将湖泊分类归结如表 1。

各国学者对水体富营养化问题进行过很多研究。我国如曾呈奎等 (1981), 邹景忠等 (1981), 董善享 (1979), 饶钦止等 (1980), 王德铭 (1973, 1979, 1980, 1981), 刘培桐 (1977), 王祖熊 (1959), 都曾对近海或内陆水体的富营养化问题进行过调查研究, 或对其危害、形成机制和防治方法进行过探讨。此外, 许多大专院校和环保科研监测单位也对一些水体进行过调查研究, 讨论了磷、氮等有机物污染问题。国外近年对大湖流域关于非点源营养物负荷的研究 (Gaynor, 1979) 表明, 安大略城郊住房的发展, 使水体的总磷和正磷酸盐中的磷增加。Browman 等 (1979) 分析了城镇住房地区迳流所含颗粒磷占总磷的 40%, 磷酸盐中磷为 53%, 而农村地区则不同, 它们分别为 62% 和 29%。Logan 等 (1979) 对流入伊利湖的 36 条支流的沉积物负荷进行了监测, 并对其中的磷的特性进行了分析, 包括总磷 (高氯酸及过硫酸盐), NaOH-P, CDB-P, HCl-P 及有机磷, 发现生物可利用的磷 (NaOH-P, CDB-P) 在俄亥俄及密执安支流较高, 而至纽约支流逐渐降低。Sanderson 等 (1979) 对南安大略的 6 个点检测了由雨水带来的 P, N, SO_4 , Cl, Na, K, Mg, 重金属和聚氯联苯负荷, 结果表明, 除 Na 外, 其余各项都会因降雨量的增加而增加 ($p < 0.5$), 而且在季节和月份之间的差异并不显著。Adams 等 (1979) 在研究安大略南中部湖泊中发现冰和雪所含的磷负荷量也很重要, 应该计算在内, 冰雪合计的磷负荷可占陆、水总负荷的 22%。Graham 等 (1979) 研究了磷从空中传播输入的污染量, 他们检测了大气中磷的浓度, 计算了磷的沉积率, 发现每年约有 320×10^{10} 克磷从空中沉积到陆地, 沉积率为 0.7—10 微克 p/平方米/年。空气中磷的主要来源是土壤颗粒、海-盐颗粒以及工业源, 其中包括磷酸盐工业和固定燃烧源等。从加拿大的 Memphremagog 湖中的分析资料可以看出, 溶解磷占总磷的 1/3, $\text{PO}_4\text{-P}$ 则占 1/8, 而溶解磷中大分子磷又占了 40% (Peters, 1979)。Richey (1979) 通过研究指出在不同的季节中浮游植物利用磷的数量是不同的, 并且对不同化学形态的磷, 它的利用率也是不同的; 他在华盛顿湖发现在出现“水华”之前和“水华”早期, 浮游植物利用的磷主要是存在于水层中的磷, 以后才是浮游动物所再生的磷。Healey (1979) 用四尾栅藻 (*Scenedesmus quadricauda*) 为材料, 在缺少磷、氮的培养液内加入磷酸盐和铵, 观察它们对藻类光合作用的影响, 结果显示短时间内光合作用反应没有见到变化, 只是在特殊的环境条件时, 四尾栅藻的呼吸或三磷酸腺苷有变化。Brown 等 (1978) 指出, 环境中的正磷酸盐浓度会影响月牙藻 (*Selenastrum*) 的生长率, 特别是当它成为优势种时, 其生长受磷的影响更为明显。

Vollenweider (1968, 1969, 1975) 检验了湖泊中营养物, 特别是磷、氮的输入、输出关系, 从负荷率和湖泊的平均深度求出不同深度湖泊的磷、氮允许负荷值和危险负荷值。如平均水深 5 米的湖泊磷的允许负荷值和危险负荷值分别为 0.07 克/米²/年和 0.13 克/米²/年, 氮则分别为 1.0 克/米²/年和 2.0 克/米²/年, 还认为水中氮与磷的比例可提供有用的信息, 如果两者比例超过 16:1, 磷可能为藻类生长的限制因素, 但如两者比例低于 16:1 时, 则氮可能成为限制因素。

在富营养化水体中, 氮也是一个重要元素, 但由于细菌和藻类的固氮作用, 这就使氮

对水体富营养化的限制性概率大大减少。Ashton (1979) 在非洲 Rietvlei 坝处发现有大量具有固氮作用的卷曲鱼腥藻 (*Anabaena circinalis*)，它们形成“水华”期间所固定的氮量，相当于流入水流所带来的氮负荷量的 19.4%；他认为要减少那里的富营养状况，需要采取措施，进行化学、生物处理，减少磷的输入。Horne 等 (1979) 对加利福尼亚州的 Clear 湖(富营养湖泊)进行分析，在春季的束丝藻 (*Aphanizomenon*) “水华”形成期间，他们在采样点，用空间、时间变差 (Spatial and temporal variations) 来检验可能影响固氮作用的因子，结果表明主要因子是束丝藻的异孢数目，而一些环境方面的因子 ($\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, 温度，叶绿素 a, 透明度) 都是间接通过对异孢的诱导或抑制而影响固氮的，还发现 9—23% 的固氮作用是在光照强的时期内进行的。Paerl 等 (1979) 研究了束丝藻“水华”的春季固氮作用和鱼腥藻“水华”的秋季固氮作用，发现前者远比后者复杂，并且推测是由于固氮酶系统与氧的相互作用之故，结果显示鱼腥藻能够克服氧的毒害，它既能通过对 CO_2 和固氮的连续优选，又能根据一天的光照强度和“水华”的氧饱和度而变换色素来抑制毒性。Cole 等 (1979) 对俄克拉何马水库的研究表明，浮游植物对硝酸盐的摄取率在低浓度时是 NO_3^- 浓度的函数，但当高浓度时不显示这种关系。

在湖泊富营养化中由于大型水生植物在营养物的再生以及氧的消耗中起着重要作用，因此进行了很多研究，如 Carignan 等 (1979)，Carpenter 等 (1979)，Michaud 等 (1979)，Weimar 等 (1979)。

国外在富营养化的治理上，基本上有两条途径：一是截断或减少水体的外来污染负荷，这方面采用的方法和措施很多，包括物理、化学和生物学，单独或结合应用，取得了一定的效果。对于一个水体来讲，各处理步骤 ($e_1, e_2, e_3 \cdots e_n$) 的总效率 (e_0) 可按式近似计算出来：

$$1 - e_0 = (1 - e_1)(1 - e_2)(1 - e_3) \cdots (1 - e_n)$$

另一途径是对水生态系统进行人为干预。所采取的措施有以下各项：

1. 湖水充气 基本上是 3 种形式。

- (1) 低层水打出水面，然后回到水体；
- (2) 低层水打至水表层，与表层水相混，可以去掉分层现象；

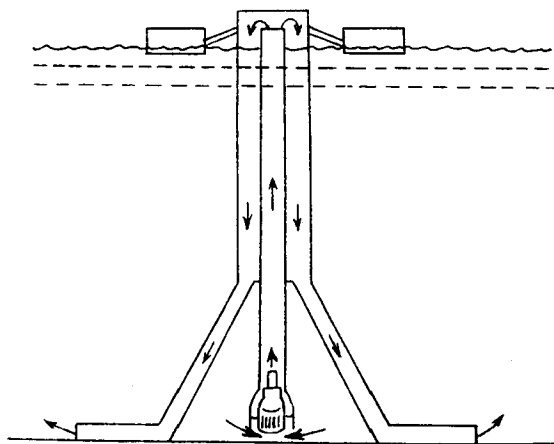


图 1 低层水打至水面

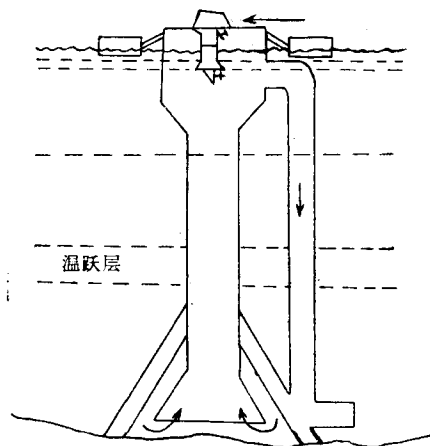


图 2 低层水打至水表层

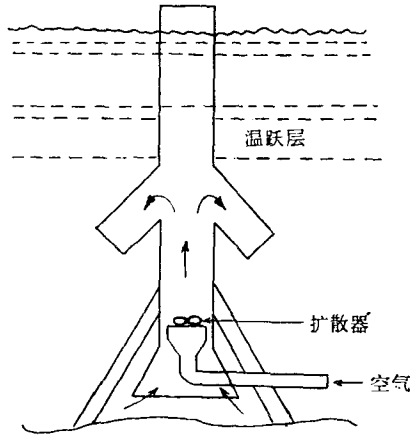


图3 将气输入水体底部

(3) 将气输送入水体底部 (见图 1, 2, 3)。

通气可以改进水体的溶氧浓度,阻止磷的再循环,使底部沉积物以上的水体保持为有氧系统,美国肯塔基州 Boltz 湖应用此法减少了硫化物和藻类,特别是蓝藻的生长;还有马里兰州的 Loch Rawen 水库、加利福尼亚州的 Lafayette 水库和马萨诸塞州的 Charles 河的蓄水池也应用了这类措施。瑞士的 Pfäikersee 湖应用此法开始效果较好,溶氧有了改善,但到九一十月份之间又变坏,因为底层的水温增高,促使微生物分解碎屑,使水体中氧气的消耗增加,而藻类的生长并未降低。瑞典的 Brunsviken 湖采用了将气送入水体底部的办法,硫化氢显著降低,水中的溶氧略有增加,磷的浓度也有降低,但水体的初级生产力只见微弱减少,可能是由于营养盐浓度仍在饱和点上之故。

2. 湖下层水导流 将富于营养而少氧的下层水导流到湖上层,来改善湖的营养状况、氧平衡和热平衡。波兰的 Kortowo 湖应用此法,已长达 15 年之久,总的来说,水质得到了改善。瑞士 Niler 湖、奥地利的 Reither 湖,还有芬兰的 Dämann 湖都取得同样效果,但也存在一些问题,主要是水体温跃层的降低会加速矿化过程;湖下层五日生化需氧量的增加,会引起其他污染方面的问题。

3. 使磷沉入湖中 美国纽约州的 Medical 湖,威斯康辛州的 Mirror 湖和 Shadow 湖,加液态硫酸铝后,使湖中的溶解磷失去活性,能够抑制一些藻类的生长,降低了水的浊度。丹麦的 Lynby 湖加硫酸铝 6 个月后,磷又恢复到原来水平。瑞典的 Lång 湖由于水的滞留期较长,效果维持了两年,但初级生产力并未下降。一般认为应用此法并不理想,可以考虑与其他方法和措施结合起来应用。

4. 减少生物量浓度 在极富营养化水体中可考虑采用,因这样的水体中物质流主要是通过呼吸和“初级生产力→碎屑→矿化”循环,大大高于物质流在食物链中的循环。采用的措施有:用除草剂减少生物量,割除大型植物,在水体中施放染料,阻止或减少光线在水中的透过率,以求降低初级生产力,减少生物量,还有用硫酸铜洒入水体杀死藻类,虽有一定效果,但因铜对生物的毒性问题,现在一般均已不用此法。另如明尼苏达州的 Hyland 湖采用降低水位的办法来控制沉水有根植物,这样可以延迟沉积层中营养物的释放,使沉积物固定。

5. 沉积物充气 沉积物在湖营养物质循环中起着重要作用。在需气条件下,沉积物可结合大量磷,而嫌气条件时,又释放大量磷。需气时,沉积物可固定磷成磷酸铁,含有沉淀的氢氧化铁,并对磷有高的吸附容量,但一旦嫌气时,三价铁还原成为二价铁,磷即释放。Ku 等(1978)研究了两个马萨诸塞州的湖的沉积物吸收磷的问题,应用了 Langmuir 吸附模型,认为水体的营养状况以及需气或嫌气、氧化还原等因素会影响沉积物的吸附机制。Frevert (1979) 研究了康斯坦兹湖的间隙水和沉积物中磷和铁的相互作用,发现氢氧-磷酸铁(III)在磷的沉淀作用中起着重要作用,并且发现沉积物中磷的积累可减少“磷井”(phosphorus trappings),均说明在沉积物中充气有一定作用。

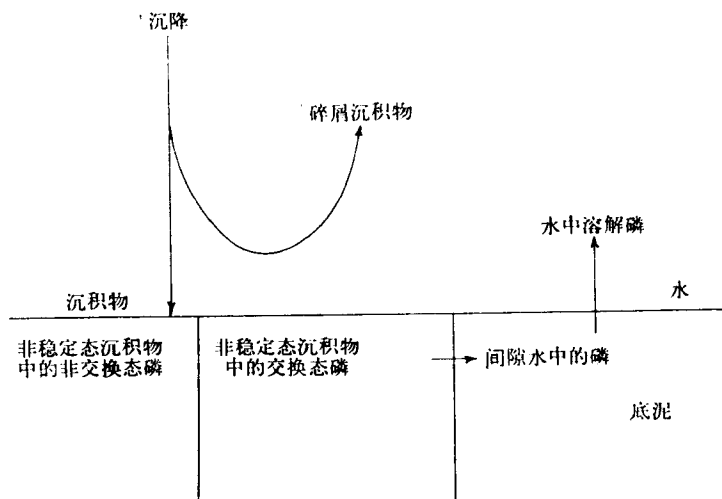


图4 沉积物中的磷

6. 去除沉积物 在沉积物中的磷可分为交换态磷和非交换态磷(见图4)。据研究,沉积物中可交换态磷含量比水中磷含量高50倍。沉积物中可交换态磷高时,对湖泊治理不利。西德的Freuden湖、瑞典的Trummen湖曾用移去沉积物方法,使湖的水质得到改善。Freuden湖去除沉积物一层后,总磷浓度从0.105降到0.057毫克/升,透明度从0.5增至3.2米,蓝藻消失。美国威斯康辛州的Henry湖采取冲刷沉积物的措施,也取得一定效果。另外还有华盛顿州的Vancouver湖和密执安州的Langsing湖也都采取了疏浚湖泊措施,移去沉积物,以减少潜在的营养源。

7. 覆盖沉积物 湖底覆盖一层物质,阻止营养物质在沉积物与水之间的交换,还可阻止或延迟有根水生植物的生长。美国威斯康辛州的Marion贮水塘采用此法取得效果。覆盖物可用塑料薄膜、飞灰、富于铁质的砂和粘土,采用此法经济上比去除沉积物便宜,但也有缺点:既不是永久性的改进,又彻底改变了底栖生物的自然条件。

8. 引导未污染、含低营养物的水入湖 这既可稀释湖水,又可冲洗沉积物。美国威斯康辛州的Snake湖,华盛顿州的Green湖应用此法,均取得成效,藻类,特别是蓝藻大大减少,湖水透明度增加。Green湖营养物浓度大大减少,Snake湖虽然营养物浓度未见下降(可能是由于沉积物中有大量移动的营养物),但实验室研究表明,沉积物冲走后,水中营养物浓度会下降。另外美国华盛顿州的Moses湖应用此法也证明有效。

9. 暴雨排水或支流河水经过生物过滤法,再流入湖内 这样有助于降低营养物和沉

积物负荷。美国佛罗里达州的 Jackson 湖、纽约州的 Ronkonkoma 湖以及明尼苏达州的 clear 湖均采用了此法。

总的来看,只有把截断污染源和对水生态系统进行人为干预,这两方面的措施结合起来才能收到较好的效果。

海域“赤潮”亦是水体富营养化的一种表现。近 20 年来许多海湾和内海都频繁发生。其中象日本的濑户内海、东京湾、伊势湾、大村湾以及歌山县、高知县的外海区等,均有详细调查,进行了许多科学研究工作。我国 1933 年浙江省的镇海、定海和台州一带近海海域曾发生过赤潮;黄河口、营口近海、海河口等处近年来亦均出现过“赤潮”。根据中国科学院海洋研究所的研究,我国渤海湾的“赤潮”生物主要是:夜光藻 (*Noctiluca miliaris*)、中肋骨条藻 (*Skeletonema costatum*)、微型原甲藻 (*Prorocentrum minimum*) 及红海束毛藻 (*Trichodesmium erythraeum*) 等。国外研究,形成赤潮的生物除上述种类外,还有腰鞭毛虫 (*Dinoflagellata*)、裸甲藻 (*Gymnodinium aeruginosum*)、短裸甲藻 (*G. breve*)、梭角甲藻 (*Ceratium fusus*)、角刺藻 (*Chaetoceras*)、卵形隐藻 (*Cryptomonas ovata*)、无纹多沟藻 (*Polykrikos schwartzi*) 等数十种。有人分析,发生赤潮时海水中铁、锰的含量可比通常情况下高 10 多倍以至 20 倍,其他如维生素 B₁₂、四氮杂茛、间二氮杂苯有机氮化合物含量也大为增加。赤潮的发生还同海区的气象、水文条件有关。一般认为在阳光强烈、水温升高、海水停滞、海面上空的气流稳定以及水底层出现无氧和低氧水团时,这是对赤潮生物大量

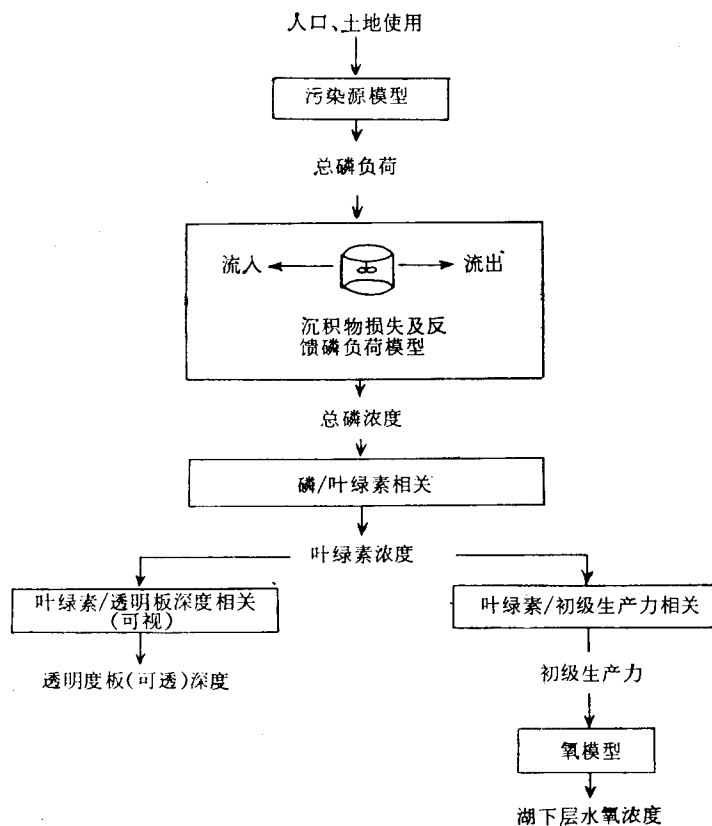


图 5 五大湖磷负荷模型图解

繁殖、形成集结群体的有利自然条件。防止“赤潮”的根本措施也如内陆水体一样,在于截断污染源,或者说控制入海的污水量和质,同时应加强海域磷、氮循环、“赤潮”生物实验生态、“赤潮”形成机制等基础性研究工作。

不论是内陆水体,还是海域,目前国外都开展了大量的数学模型研究工作,用于水质控制和管理。美国和加拿大在两国交界的大湖区合作开展科研已经多年,两国的五大湖的磷模型图解见图 5。Robertson (1978) 对安大略湖的化学、生物学、水文学、热和环流等方面的监测结果进行分析和探讨,认为生态学模型和水文学模型的研究是非常重要的,这对今后就营养元素和有毒物质的管理作出决策时是非常必需的。Chapra 等(1979)在总结了过去大量文献的基础上,认为改进大湖水质的主要焦点仍然是磷,并且在过去湖泊局部模型的基础上进行了扩展,使之包括主要的湖湾以及横跨主要界面的平流移流(Advection)和扩散;在解线性代数方程时,采用了定态假设,以确定沉积物的流失和界面效应。研究的结果还进一步指出,控制大湖的富营养化需要应用系统方法(Systems approach)。Thomann 等(1979)对大湖的数据进行了分析,并用安大略湖和罗彻斯脱湾的浮游植物和营养物的三维中间模型进行检验。结果发现在整个湖泊系统中模型叶绿素性能有 10% 的误差,在较少的组分中有 50% 的误差。Scavia (1979) 主编的《湖泊生态系统模型制作展望》文集中也论述了生物学和化学过程的湖泊生态系统模型,特别对大湖流域来说,是检验和模拟生态系统动力学的有用工具。Fee (1979) 报道原来对安大略西北部的实验湖区(ELA)的未施肥湖中初级生产力和营养负荷之间的相关性不明显,后以湖表层体积率以及湖沉积物面积和湖表层体积之比表示,情况有了改进,找出了近似线性关系。这样测量营养再循环率即可应用于全湖富营养化试验中。

Chapra 等(1979)认为磷已被公认为分析富营养化水系统的一种方法。他们用 Vollenweider 改进负荷基准模型,分析了 117 个北部温带湖泊,得到了包括磷负荷模型预测营养状况不定性(Uncertainty)在内的概率资料,讨论了应用中的有效性和局限性。Benndorf (1979) 在德国进行了水库水质管理的研究,他以正磷酸盐代替总磷,改进了 Vollenweider-Dillon 和 Vollenweider 磷负荷/湖泊营养状况模型,所得结果与水库实测数据相互关联,并显示了 5 微克 $\text{PO}_4\text{-P}$ /升及 10 微克 $\text{PO}_4\text{-P}$ /升为贫营养、中营养和富营养水体之间的界限。Smith(1979)研究了 58 个北部温带湖泊的初级生产力、叶绿素、营养物和透明度,发现光合作用率、叶绿素和营养物按容积来计算有良好的线性相关,讨论按容积来计算表示生产力的好处;他还应用 Dillon-Rigler 磷模型计算磷负荷,并外延预测最大光合作用率。Welch 等(1979)报道将缺氧率作为湖泊营养状况指数,发现它与磷负荷有正相关;应用 Vollenweider 的年面积磷负荷于回归方程,发现 550 毫克/平方米/天对富营养湖泊来说是个合理的界限。Cornett 等(1979)也发现在多回归分析中湖下层缺氧面积可预测作为磷滞留的函数,还讨论了作为营养状况指数的最低氧浓度预测的应用。Jones 等(1979)从 50 个水体的实测数据中,找出叶绿素 a 的夏季平均和夏季最高量的经验关系,认为再结合 Vollenweider 模型,有可能找出磷负荷与夏季叶绿素 a 最高量之间的关系。Roberts (1979)研究了透射入水下的光、藻类现存量和初级生产力之间的关系,认为弄清此类关系后,即有可能对具有高度生产力的水生态系统进行管理,使之既能维持一定的生产力水平,又可阻止达到过高的生产水平,以保证水的多种用途。Megard 等(1979)也论述了光加上深度在控制水生植物光合作用的影响。Van Ngugen 等(1979)研究用初等尖点变动

(The elementary cusp catastrophe) 方法建立藻类种群的结构模型, 模型可估算藻类种群中的突然转变潜势和平稳的转移的条件。Behrens 等(1975)也描述了一个海湾内富营养化过程模型, 进行系统分析和综合, 对各个步骤都作出了解答, 认为可用于污染控制的资源规划设计。Tapp (1976) 将美国环保局在全国富营养化湖泊调查中, 对 66 个东南部的湖泊作了研究分析, 发现不论是用 Vollenweider 模型, 或是相对来讲较为复杂的水生态系统模拟模型, 得出的结果都认为必须限制点源的磷排入水体。Mitsch (1976) 在美国佛罗里达州的小型富营养化湖泊中研究管理和控制凤眼莲及溶解氧时制作了一个模型, 通过估算得出结论, 认为要使溶解氧的变动最小时, 必须采用连续收割凤眼莲的措施, 这比连续投放化学药品或周期地采取控制措施要好。虽然大量的研究工作都是采用 Vollenweider 模型的, 但 Hern 等(1979)对 39 个富营养湖泊应用的比较, 认为 Dillon 及 Larsen/Merriar 模型在预测环境中磷浓度和营养状况时, 则比较成功。Otsuki 等(1981)应用 Carlson 营养状况指数研究了日本 24 个湖泊, 认为只须将指数稍作修改, 就可以适用于日本湖泊; 他们发现赛克板透明度、叶绿素 *a* 浓度和总磷浓度有很好的线性关系。其他如内藤正明(1981), 大槻晃(1981)也都对营养指数的应用或日本湖泊调查的富营养化资料进行了总结。

水体富营养化的核心问题目前倾向于认为是植物营养元素在水体的极限负荷量问题。要加强包括点源和非点源的污染源, 特别是磷的污染控制问题, 在我国还应该开展水体富营养化的调查和监测, 进行富营养化形成机制和控制的研究。

二、生物浓缩

有些污染物质在环境中的浓度并不高, 但被生物浓缩, 以后又通过食物链, 到达高营养级生物, 最后又到达人类, 成了深刻的社会问题。

生物浓缩是通过生物膜的透过性而进行的。Park (1969) 把生物膜的透过机制分为 9 类: 单一扩散、流动输送、膜电荷受控扩散、脂质层受控扩散、媒介输送、交换扩散、能动载体输送、胞饮作用和吞噬作用。个人意见实际上可概括成 5 类: 扩散、被动输送、主动输送、胞饮和吞噬。

细胞膜的扩散作用易受渗透压的影响, 渗透压与溶液浓度、温度(绝对温度)成正比, 而强电解质时, 还要考虑等渗系数。渗透压的大小就可显示溶液分子在溶液中扩散能力的大小。这种简单地依赖浓度扩散而通过膜的方式可依扩散定律计算。扩散的速度和浓度差两者具有线性的比例关系。当扩散通过膜的物质是气体时则受气体分压影响。细胞膜上有孔网, 一般约为 7 埃, 因此小于 7 埃的质点易透过。此外还受溶解度的影响, 即通过膜的能力与此物质在类脂质中的溶解度有关。那些因浓度差导致通过细胞膜的电解质的运输, 还受膜内高分子电解质的浓度影响, 有时膜上如蛋白质一类物质参与扩散过程, 亦即膜上物质和过膜物质发生了化学反应, 因此其扩散速度和浓度不是线性关系, 而是双曲线关系, 服从 Michaelis-Menten 方程。还有过膜物质与细胞膜上特定物质——载体结合, 然后通过扩散, 或有一系列载体的接力输送以及通过一种奇特的“旋转门”机制而进行的。这类是促进输送, 可以包括主动输送和被动输送。植物细胞和细菌细胞由于所处环境不同, 可能没有协同输送的机制, 因此如细菌细胞又有磷酸化的输送机制。

由于生活细胞具有逆浓度扩散方向输送物质的能力, 因此有人提出离子泵假设, 这是

需要消耗能量(主要是细胞内部的三磷酸腺苷化学能)的主动输送。这一假设目前还无强有力的实验可以证实,但有迹象表明,通过抑制细胞的代谢,能源来源消除,主动输送即告停止,可以证明主动输送是需要供应能量的。

某些细胞又可经诱发产生内陷的液泡,而将过膜物质转入到细胞内,而吞噬作用则是吞噬细胞的功能。

对于大多数过膜物质来讲,透过细胞膜并不是单纯的扩散过程,而是细胞结构和功能的整体表现。

在生物浓缩的速度研究方面,据松尾昌季(1980)综合有关文献报道,有以下几组方程:

$$dC_f/dt = R_1C_w - k_2C_f - k_3C_f$$

式中:

C_f = 生物体内污染物浓度

C_w = 水中污染物浓度

t = 时间

k_1 = 生物体摄取污染物浓度常数

k_2 = 生物体释放污染物浓度常数

k_3 = 生物体内代谢分解速度常数

还有 Branson (1975) 的一阶动力学模式:

$$C_f(\infty)/C_w(\infty) = (k_1/k_2)^{1/(n-1)}e^{-1}$$

式中:

n = 释放(包括代谢分解)次数

a = 常数

$\infty = t \rightarrow \infty$, 即达到平衡

余同上。还有结合食物链途径研究而提出的方程:

$$C_f(\infty)/C_w = k_1/k_2 + k'_1 \cdot k_3/k'_2 \cdot k_2$$

式中:

C_f = 饵料生物或捕食生物

k_1, k_2 = 捕食生物的摄取和释放常数

k'_1, k'_2 = 饵料生物的摄取和释放常数

k_3 = 捕食速度常数

Neely 等(1977)还提出多因子研究模式

$$V \cdot dC_w/dt = -k_1AC_w - k_2VC_w - k_3FC_w + k_4FC_f \\ - k_5SC_w + k_6SC_s$$

$$dC_s/dt = k_5C_w - k_6C_s$$

$$dC_f/dt = k_3C_w - k_4C_f$$

式中:

V = 实验池容积

A = 实验池面积

F = 鱼的总重量

S = 土壤总重量

C_s = 土壤中化合物浓度

k_1 = 挥发速度常数

k_2 = 加水分解速度常数

k_3 = 鱼的摄取速度常数

k_4 = 鱼的释放速度常数

k_5 = 土壤吸附速度常数

k_6 = 土壤脱释速度常数

很多化学品在环境中有复杂的行为，其中有的对生态系统各组份或人的危害性我们已有所认识，但有的则对之认识不足或根本尚未认识，因此还存在着隐蔽的或潜在的危害。目前在管理污染物方面很强调的一点是有预测性，要预测一种化学品对受体呈现的效应。最初的假定，生物浓缩测试是指直接从水中摄入的化合物。这一过程可能可逆或不可逆，它还可能受这一化合物在生物体内代谢的影响。如果把一些存在的因子忽略不计，则可以认为当一种化合物在水中的浓度维持恒定时，存在一个理论平衡水平 (A theoretical equilibrium level)，即进入生物体化合物的量与“损失”量相等。实际上生物还可能非常缓慢地损失一些化学物质，但由于它们的生长率而在一定时间内形成稳定的浓度，而使总积累率达到平衡。在生物体内浓度维持恒定的条件被认为是稳定状态，而这通常是指摄入率的高峰。这样，生物体内达到稳定状态的浓度 (C_o) 除以水中的浓度 (C_w) 所得的值即为生物浓缩系数 (BCF)。生物浓缩系数是一无单位的参数，在一定试验条件下，要求有一定的精确度。生物浓缩系数并不表示水生动物在天然环境中只从水中获得残留物，它们还可从食物获得残留物。两个来源所占比例是由所含化学物质、水中浓度、暴露时间、食物中沾污的性质和浓度、动物生长率等而定。但是一个积累过程的理论极限可假定大致与生物积累系数相当，因而测知某一化学物质的生物浓缩系数，即有可能在不同化学物质中对它们的积累性进行比较。最后，还使这样的预测成为可能，即从水生生物体内某种化学物质达到一定残留浓度，可推算过去进入此生物所存在水体的化学物质浓度。如果连续测定水生生物体内的化学物质残留，这样一系列的交换平衡，即可用于说明一个水生态系统的浓度剖面。因此一个水体中的生物可看作是水分配系统中的吸附剂或不可混合的液相。这一概念已被证明是有用的。

在不同化学物质的分配系数和在实验条件下观察鱼体积累程度之间回归统计的研究，这是最直接应用交换平衡概念。Neely 等 (1974) 以鲑鱼肌肉中稳定态的残留浓度对许多合成化合物进行计算，得到 n -辛醇—水分配系数 (p)，建立了回归方程。当 $\log p$ 的范围在 2.64 至 7.62 之间时，他们得到的回归是： $\log (\text{生物浓缩系数}) = 0.542 (\log p) + 0.124$ ，所得艾氏剂 $\log p = 5.6$ ，毒死蜱 (Chloropyrifos) $\log p = 4.82$ ，3, 5, 6-三氯吡啶酚 $\log p = 1.35$ 。除了较易水溶的吡啶酚外，生物浓缩系数的预测值和观察值是非常接近的。艾氏剂和毒死蜱的预测值为 3.47 ± 0.989 和 2.87 ± 0.963 ，而实际观察值为 3.17 和 2.67。但是吡啶酚的预测值和观察值却相差较远，分别为 0.88 ± 1.139 和 0.49。

Metcalf 等 (1975) 在模型生态系统中用食蚊鱼对其他有机化学品获得相似的摄取——回归分配，他们的回归是从实验来研究确定 n -辛醇—水分配系数的，因此比 Neely 等计算的值要低得多。如六氯苯 $\log p$ 为 4.13，而 Neely 等的计算值为 6.18。Metcalf 的方程

$$(\log BCF = 1.1587 \log p - 0.7504)$$

有较大的斜率。

单靠分配值预测积累是有危险的。低 p 值的化学物质可能对生物降解或排泄更敏感，这样积累就会计算过高。酸性或碱性化合物的摄入受溶液 pH 值的影响很大。两种化学物质同时存在时，一种化学物质会影响另一种化学物质的摄入和积累。如西维因和爱洛克灵 (Aerocline) 会加强 2,4-D 和其他农药的吸收。生物浓缩还可能受暴露时间的影响，如 56 天内黑头软口鲮 (*Pimephales promelas*) 对二-2-乙基己基酞酸盐 (62—1.9 微克/升) 的积累系数是随化学物质浓度降低而增加的。有些达到稳定状态需要很长时间的化学物质，在分析中要考虑生长和脂质沉积，因此这类化学物质的积累要应用较复杂的模型，如药物动力学和生物能学模型来估算。自然条件下生长的鱼，其体重与化学品残留在一定关系，可以下式表示：

$$p/w = \beta + w^\mu$$

式中：

p = 污染物体负荷

w = 体重

β = 生物放大系数

μ = 生长—代谢—调节因子

经过试验发现 β 近似等于水和食物中污染物浓度的恒定倍数之和，因此可以认为积累过程的理论极限粗略等于生物浓缩系数，也就是多数经过测定的化学物质生物浓缩系数是 β (即“真正”的积累系数) 的近似值。

目前文献中经常应用生物浓缩 (也有用生物学浓缩或生物学富集)、生物积累 (或生物

表 2 某些无脊椎动物在硬度 (≈ 0.5 毫克/升 CaCO_3) 水中对砷化物的生物浓缩

生 物	生物浓缩系数	暴露时间(天)	所试化合物
大型蚤 (<i>Daphnia magna</i>)	10	21	三氧化二砷
大型蚤	4	21	五氧化二砷
大型蚤	4	21	甲基胂酸钠
大型蚤	5	21	二甲基胂酸钠
拟沼钩虾 (<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>)	<1	28	三氧化二砷
拟沼钩虾	<1	28	五氧化二砷
拟沼钩虾	<1	28	甲基胂酸钠
拟沼钩虾	<1	28	二甲基胂酸钠
钟形体扁螺 (<i>Helisoma campanulata</i>)	17	28	三氧化二砷
钟形体扁螺	6	28	五氧化二砷
钟形体扁螺	4	28	甲基胂酸钠
钟形体扁螺	5	28	二甲基胂酸钠
软体动物 (<i>Stagnicola emarginata</i>)	3	28	三氧化二砷
<i>S. emarginata</i>	3	28	五氧化二砷
<i>S. emarginata</i>	3	28	甲基胂酸钠
<i>S. emarginata</i>	3	28	二甲基胂酸钠
背大石蝇 (<i>Pteronarcys dorsata</i>)	9	28	三氧化二砷
背大石蝇	7	28	五氧化二砷
背大石蝇	9	28	甲基胂酸钠
背大石蝇	7	28	二甲基胂酸钠