

鸭儿湖污染治理研究*

张甬元 陈锡涛 谭渝云 孙美娟 庄德辉

(中国科学院水生生物研究所)

提 要

鸭儿湖污染是通过氧化塘系统控制的。

氧化塘系统,由四个串联氧化塘组成,总面积为2800亩,塘深3米,当废水量为7万吨/天时停留时间为80天。并利用净化后的废水培育鱼种(鱼种塘),通过菌—藻—浮游动物—鱼的相互作用,以鱼种形式回收部分营养元素。以解决在氧化塘沿岸的东西排灌渠12.8公里两岸人民的灌溉水和饮用水的污染问题。

从1976年底氧化塘初步建成,四年运转结果表明: COD、有机磷、对硝基酚、对硫磷、马拉硫磷、乐果和六六六处理效果分别为77.3、82.5、99.3、98.7、98.4、92.9和86.2%。每天实际废水负荷为8万吨。1977年以来水生态系逐渐得到恢复,至1979年鱼的畸型率下降到0.1%。鱼体内(背肌)六六六残留从15—30毫克/公斤下降到0.55毫克/公斤,农作物中六六六的残留1979年比氧化塘建立之前降低了2.7—9.4倍。

鸭儿湖位于湖北省鄂城县西部,为长江中下游浅水富营养型湖泊,由严家湖等13个子湖组成。全湖面积9万亩,由于围湖造田,1977年后尚存水面3万亩。湖水水位由薛家沟泵站控制,冬季开闸沿港道自流入长江。沿湖地区约有40万亩农田,30万人口。1961年前湖中水草繁茂,鱼类和饵料生物丰富,盛产鱼、虾、莲,是湖北省重要鱼产区之一。

1962年以来,生产对硫磷、马拉硫磷、乐果、六六六等农药的化工厂废水排入严家湖,并流向鸭儿湖。造成鸭儿湖严重污染^[1],水生态系正常群落结构遭到破坏^[2,3,4]。严家湖中的经济鱼类几乎绝迹。沿湖地区的灌溉和饮用水被污染,经常发生人畜中毒事件。从1972年开始对鸭儿湖的污染进行化学和生物学调查,1975年开展鸭儿湖污染治理途径的研究,包括严家湖对农药的自净能力、有机磷农药的生物降解及其机理、农药废水的氧化塘处理的模拟试验等研究工作,证明了农药废水氧化塘处理的可能性,并制订了鸭儿湖地区污染控制的规划。这个规划是利用氧化塘系统控制鸭儿湖的污染和保护长江水质,从而使整个鸭儿湖地区的环境质量得到恢复、控制和改善。

采用氧化塘技术处理废水由于构筑物简单、运转管理费用低,消耗能源及资源极少,在国外早就得到广泛的重视和应用。1960、1970年曾在美国堪萨斯城召开过两次国际氧化塘专业会议^[20,40],1974年在美国犹他州又召开了氧化塘专业会议^[43],讨论了氧化塘的

* 本文承刘建康教授、王德铭副教授和夏宜璋副教授指正;菌种由王德铭副教授鉴定,工作中并得到丘昌强副教授的指导,黄恩宜同志参加了组织领导工作。参加工作的还有张全正,谢翠娟,李建秋,张进军,张平,谢大明和甄建设同志,以及化学组全体同志,谨此一并致谢。

编辑部收到稿件日期:1981年10月26日

性能、运转管理和设计准则。在美国 1945 年有氧化塘 45 个, 1957 年 631 个, 1972 年增加到 4500 个^[38]。甚至在气候较冷的地区如瑞典、加拿大也大量采用氧化塘技术^[5]。氧化塘的面积有几亩乃至几千亩^[41]。

近年来随着氧化塘技术的应用, 相应开展了许多基础科学的研究^[38]。Oswald 和 Gloyna 通过实验室和野外研究^[26, 35, 36], 制订了氧化塘负荷的计算模式。并认为由于兼性氧化塘的生态学特性, 这种系统能够处理水质水量变化较大的废水^[25]。氧化塘使用范围由处理生活污水逐步扩大到处理工业废水, 近年来也有不少报道, 如处理石油化工、乙烯、焦化等废水均取得很好的效果。^[19, 22, 23, 27, 28, 29, 31, 32, 36, 37, 38]

此外, 利用人工湖泊或池塘进一步处理废水, 控制河流免受污染也收到了很好效果。如利用人工湖泊控制泰姆河的污染^[24]。还报道了用氧化塘作为除草剂厂废水的三级处理, 解决了 Bayau Meto 河鱼类中毒和鱼肉变味的问题^[29]。

利用氧化塘养鱼近几年又有许多研究报道^[25, 34, 37, 43, 46, 48]。牧野信司认为, 通过菌、藻及其他浮游生物的中间活动以鱼的方式回收 N、P 等营养元素是一种很有前途的处理方法^[47]。金子光美认为在环境区域化或环境规划中, 综合利用生态系以达到保护水质的目的是今后的研究课题^[18]。

我国五十年代末曾开展过一些有关氧化塘的研究, 利用城市污水培育鱼苗, 进行废水处理和回收有用生物取得很好效果^[6]。1976 年齐齐哈尔市利用天然湖塘蓄污并净化废水, 控制了嫩江流域的污染^[7]。上海石化总厂用曝气塘和氧化塘系统处理生化厂出水。但是, 像鸭儿湖氧化塘处理以多品种剧毒农药生产废水为主体的化工区废水还尚未见报道。

一、农药及其生产废水的生物净化

1. 严家湖对农药的自净能力

严家湖是鸭儿湖首先承受废水的一个子湖, 形狭长, 由北向南长约 7 公里, 废水由北端进入。观察不同断面的对硫磷、六六六等农药浓度的变化, 其浓度系按负指数曲线递减^[17]。说明严家湖对这些有机农药具有较强的自净能力。如能采取必要措施, 将进一步提高其净化能力。

2. 氧化塘处理的静态和动态模拟试验

通过实验室条件下对一些主要毒物的好气或厌气降解规律的研究^[8], 证明了这些毒物是可以进行生物处理的, 也进一步证实了自然水体中的净化现象, 而且说明了净化过程中起重要作用的是微生物。

为了证明串联氧化塘系统的处理效果, 在三级串联型模拟装置内进行了动态模拟试验^[8]。结果进一步为氧化塘处理方案提供了根据。

3. 农药在水生态系中的生物净化机理

有机磷农药在水体中的净化与微生物有密切关系, 在鸭儿湖的污染源中含对硫磷、马拉硫磷、乐果三种有机磷农药。其中以对硫磷化学性质较为稳定, 生理毒性最强, 因此以对硫磷为代表性毒物研究了它们的代谢和归趋^[9, 10, 11, 12]。试验结果证明了对硫磷在好气细菌 *Pseudomonas* sp. CTP-01 的作用下, 能分解成对硝基酚和二乙基硫代磷酸酯。对硝基

酚能进一步被 *Pseudomonas* sp. CTP-02 利用作为唯一的碳源, 二乙基硫代磷酸酯则进一步分解, 最后产生无机磷。

4. 氧化塘中六六六的归趋

在严家湖调查的基础上进行了有机氯农药六六六在氧化塘中的转移和归趋的研究^{[13,14,18]1)}。结果证明了, 通过浮游生物的积累以及随着它们的残骸迁移到湖底沉积并发生厌气降解, 又由于藻类光合作用引起水中 pH 值增加是促使水生态系中特别是富营养化程度高的水体中六六六净化的重要途径。

为了对鸭儿湖恢复渔业的可能性和鱼体六六六残留水平控制提供依据, 我们进一步研究了六六六在鱼体内的积累和释放规律^[15]。研究结果表明, 鱼体内六六六的残留主要决定于水与体内脂类物质之间的分配平衡。当水环境中六六六含量低时, 也可以向水相进行分配, 即残毒释放。

二、鸭儿湖治理工程

鸭儿湖治理具有以下特点:

1. 内环境治理与外环境治理相结合

在外环境治理中尽可能利用天然的和强化的水体净化能力, 对于不易降解或由于其他毒理学原因必须严格控制的物质, 则加强厂内治理的措施, 这样内外结合, 取长补短, 既保护环境又尽可能降低废水处理过程中能源和其他资源的消耗。

2. 废水处理同综合利用结合起来

将废水中的磷、氮元素通过渔业利用进行回收以达到化害为利的目的。

3. 外环境的污染控制同农田水利建设结合起来

由于鸭儿湖湖水还涉及大面积的农业灌溉水和饮用水的污染问题, 因此, 在治理中自应采取措施改善这种状况。

氧化塘法是利用藻、菌共生系统分解毒物和有机物质, 使废水得到净化, 然后用养鱼来利用在净化过程中生长和繁殖的大量藻类和其他浮游生物, 从而进一步提高出水水质, 并以收获鱼的方式来回收废水中的营养元素, 达到综合利用的目的。

根据这一运转原理和鸭儿湖地区具体情况, 提出在子湖严家湖兴建治理工程, 由两个主要部分构成。(1) 水处理系统, 由多级串联的氧化塘构成。将起到水处理、综合利用和保护鸭儿湖水系及长江水质的作用。(2) 厂外清污分流系统, 由 5.9 公里排污管道和 12.8 公里截流港组成。主要改善沿湖农业灌溉水和居民饮用水的污染问题²⁾(图 1)。

通过建堤, 将严家湖分割成 5 个单元, 为首 4 个塘总面积 2800 亩, 水深控制在 3 米, 总体积为 559.4 万米³。各级氧化塘以串联方式运转, 以废水量 7 万吨/天计, 停留时间 80 天。最后一级为鱼种塘, 面积为 3200 亩, 水深可控制在 2 米, 处理后的废水经上鸭儿湖和薛家沟由樊口闸排入长江。为加强冬季极端低温时期水系保护, 可采取蓄污措施, 如以 7 万吨/天计, 可蓄污 60 天。

1) 孙美娟、张甬元等, 1980。pH 对有机磷农药和六六六降解的影响(手稿)。

2) 张甬元、谭渝云等, 1980。鸭儿湖氧化塘水处理效果(手稿)。

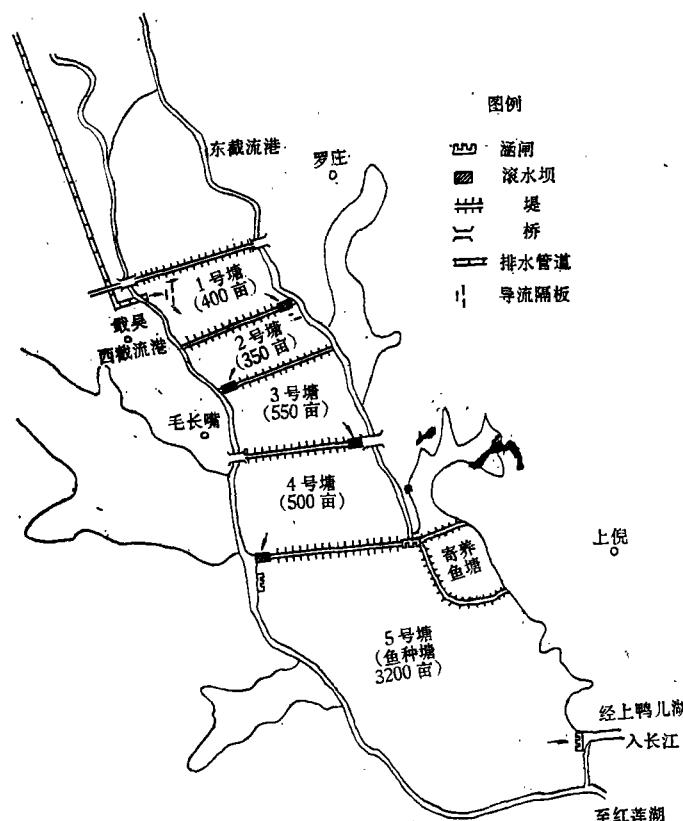


图 1 鸭儿湖污染控制系统

Fig. 1 Ya-Er lake pollution control system

三、鸭儿湖治理效果

1. 氧化塘系统废水处理效果及其负荷

按制订鸭儿湖治理方案时的要求,氧化塘是作为第三级处理和水系保护设施,与此同时进行厂内一、二级处理。历年进入氧化塘 COD 的变化见表 1。

表 1 氧化塘进水口主要毒物含量*

Table 1 Toxicant content in influent of oxidation pond (mg/l)

	COD	对硫磷	马拉硫磷	乐果	对硝基酚	六六六	有机磷(以 P 计)
1977	169.7	0.712	0.546	0.431	1.393	0.870	5.94
1978	304.8	0.877	1.558	0.347	2.081	0.484	8.54
1979	237.9	0.340	0.763	0.806	1.891	0.956	6.03
1980 1—6 月	278.6	1.082	0.221	1.387	2.313	0.785	9.92

* 进入氧化塘以前,因经过近 6 公里明渠,因此,含量比厂前排口略低。

三年来,氧化塘在控制污染上发挥了重要作用。

负荷

1977—1980 年第四号塘出水中 COD 和对硫磷等七种物质的去除率见表 2。

表 2 第 4 号塘出水中主要毒物的去除率 (%)
Table 2 Removal rate of toxicant for effluent of the fourth oxidation pond

时间 毒物名称	1977		1978		1979		1980	
	12 月* 1—2 月	3—11 月	12 月* 1—2 月	3—11 月	12 月* 1—2 月	3—11 月	12 月* 1—2 月	3—6 月
COD	44.6	74.6	52.1	74.2	50.4	74.1	54.6	77.2
有机磷	33.4	72.5	41.2	65.5	45.3	72.1	54.8	77.6
对硫磷	90.7	99	87	98.5	87.8	97.9	94	99.5
马拉硫磷	81.9	99.8	88	97.4	71.2	93.8	87.3	98.7
乐果	59.6	85.1	86	91.4	64.2	88.6	74.8	92.7
对硝基酚	92.6	98.4	89	95.9	86.4	98.1	90.7	100
六六六	51.6	81.9	61	80.7	46.3	78.2	78.4	87.1

* 上一年的 12 月。

1977—1979 第 5 号塘出口 COD、有机磷、对硫磷、马拉硫磷、乐果、对硝基酚、六六六的平均去除率分别为 77.3、82.5、98.7、98.4、92.9、99.3 和 86.2。

将 COD 和各种毒物在氧化塘中的去除率和停留时间的关系为:

$$K = \left(\frac{L_i - L_e}{L_i} \right) \cdot 1/t \text{ 或 } K = \left(\frac{E}{100 - E} \right) \cdot 1/t$$

式中 t —停留时间(天)

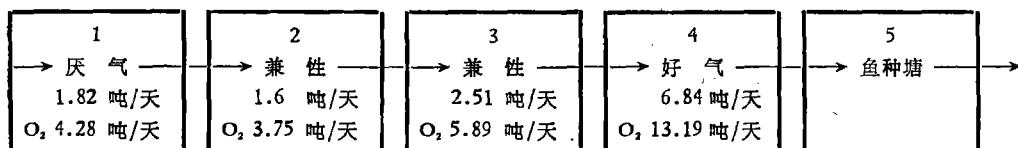
L_i —进水 COD 或毒物浓度(毫克/升)

L_e —氧化塘出口 COD 或毒物浓度(毫克/升)

K —去除速度常数

E —去除百分数

以 1977—1979 年三年冬季第 4 号塘 COD 的平均去除率作计算负荷的依据。按设计以如下组合方式运转, 即第 1 号塘部分时间为厌氧条件, 第 2、3、4 号塘为兼性或好气性条件, 第 5 号为鱼种塘, 每天允许进入 COD 总量 9.4 吨。处理水量 7 万吨/天。



用 Oswald^[34,35] 关于氧化塘中藻类产氧的理论值核对了以上负荷。根据 Oswald 的研究, 藻类光合作用, 日照强度与氧的产量关系如下:

$$O_2 \text{ 克/米}^2 = \frac{FS}{3.68} \times 10$$

式中: F —光合效率 (0.02~0.04)

S——在一定纬度处太阳辐射能卡/厘米²/天

3.68——转换系数。

根据以上计算,第1—4号塘每天产氧量分别为1.82—4.28、1.60—3.75、2.51—5.89和6.84—13.19吨/天。如果以去除1克BOD需要1克O₂来计算,那么第1号塘在日照特别低的季节将呈厌氧状况外,在大部分季节可维持兼性状况,其他各个塘可以保持兼性或好气条件。1979年4—7月,氧化塘进水口COD为128.9毫克/升,相当于COD12.8吨/天,BOD4.5吨/天,实际测定1—5号塘各出口的含氧量分别为1.8、5、6.4、7.2和7毫克/升。因此,从实际运转情况和理论上的核算基本上是吻合的。其他有毒物质每天允许进入氧化塘的总量为:对硫磷24公斤;马拉硫磷33公斤;乐果27公斤;对硝基酚60公斤;六六六16公斤;有机磷(比色法以磷计)313公斤。为了进一步发挥氧化塘的效率,也可按厌气—厌气—兼性—兼性—鱼种塘方式组合,则COD负荷可以提高到16吨/天(BOD6.37吨/天)。

经济效益

氧化塘在运转过程中消耗能源和其他资源极少。国内关于农药厂废水采用二级处理(生化法)比较成功的天津农药厂1400米³生产型处理厂,核算的运转费用是每处理1吨COD需用361元,需电力1210度。葛化中试核算为247元,电力441度。氧化塘可以承受的COD9.4吨/天和16吨/天两种负荷方案,如进行生化处理需费用122.5—210万元/年,电力415.2—706.6万度/年,而氧化塘系统实际只需要维修和管理费用,可见氧化塘处理系统是很经济的。

出水水质状况

经氧化塘系统处理以后水质有十分显著的提高。以对硫磷、马拉硫磷、乐果、对硝基酚、六六六、有机磷和COD等七种主要控制指标,并以“水质指数”P值来表示水的质量状况,即:

$$P = \sum_{i=1}^n P_i$$

$$P_i = \frac{C_i}{C_{si}}$$

式中: P——水质指数

P_i——毒物的质量指标

C_i——实测浓度(毫克/升)

C_{si}——控制指标(工业排放标准)

n——7

1977年至1980年第4号塘和第5号塘(鱼种塘)出水的P值如图2

由图2可以看到,尽管三年多时间内都处于过负荷排放的情况下,在大部分时间里第4号塘出水P值都低于工业标准,第5号塘(鱼种塘)出口均达到或接近地面水标准。冬春期间水质较差,除了进水水质和气温低对净化能力有一定影响外,1977—1979年由于氧化塘系统涵闸的闸门未建成,水位不能控制,停留时间短(16天)是很重要的原因。今后如采用调蓄措施,即使在极端低温季节,出水也是可以控制的。

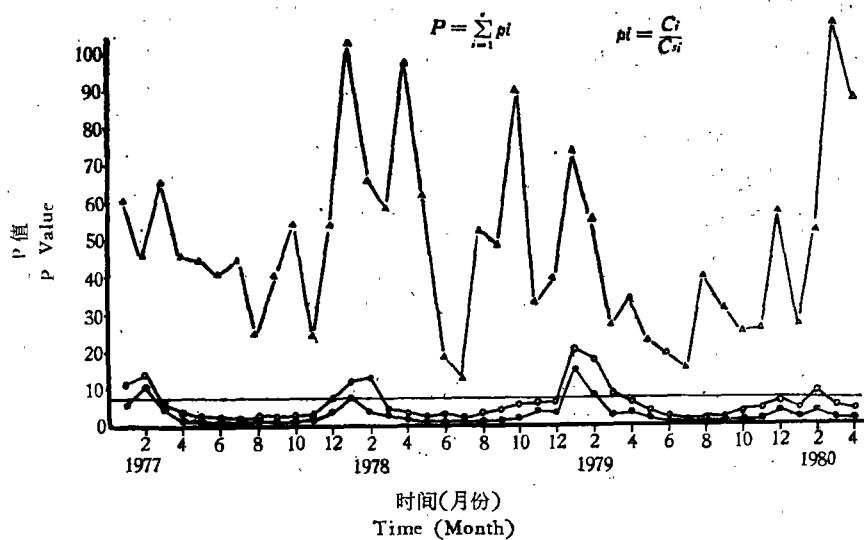


图 2 1977—1980 氧化塘进水和出水水质指数 (P 值)

Fig. 2 Water quality index (P value) for influent and effluent of pond in 1977—1980

—△— 进水 influent
 —○— 4号塘出水 No. 4 effluent
 —●— 5号塘出水 No. 5 effluent

2. 治理后水体中生物相的变化

水生维管束植物

在治理前严家湖除湖汊外, 不长水草, 1977 年在第 5 号塘(鱼种塘)部分开始有大量水草繁殖, 主要种类是轮叶黑藻 (*Hydrilla verticillata*)、金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*) 和菹草 (*Potamogeton crispus*), 生物量最高为 562 克/米², 平均为 57.9 克/米²。

底栖动物

底栖动物多样性指数 $d = \frac{s-1}{\log_e N}$, 在严家湖出口 (相当于鱼种塘出口), 治理前为 3.1, 1977 年上升到 4.9, 表明种群的多样性明显增加。底栖动物种类的百分组成: 寡毛类由 1976 年 74.99% 降到 27.99%; 软体动物由 21.45% 增加到 65.94%。1977 年水生昆虫也有明显增加¹⁾。软体动物中主要种类是铜锈环棱螺 (*Bellamya aeruginosa*)、长角涵螺 (*Alocinma longicornis*) 和卵形蚌 (*Anodonta arcaeformis*), 平均个体数为 494.25 个/米², 远高于其他湖泊 (武汉东湖为 133.75 个/米²), 而且分布于整个鱼种塘。从底栖生物种群结构和数量的变化, 充分证明了水质有了明显的改善。

浮游生物

随着废水在氧化塘系统中逐渐被净化, 各级塘中浮游生物种群组成和数量相应发生了变化。在氧化塘中的藻类以绿藻和蓝藻最多, 绿藻中的纤维藻 (*Ankistrodesmus*)、网球藻 (*Dictyosphaerium*)、栅列藻 (*Scenedesmus obliquus*) 和蓝藻中的颤藻 (*Oscillatoria*)、螺旋藻 (*Spirulina*)、鱼腥藻 (*Anabaena*) 等尤为常见。藻类的数量在经明渠进入第 1 号氧化塘

1) 谢翠娟, 1980。利用底栖动物监测严家湖农药污染(手稿)。

时为 0.2×10^6 个/升, 到第 2 号塘达到高峰, 为 8×10^{16} — 47×10^6 个/升, 后面各塘藻类数量逐渐减少, 到了 5 号塘出口为 0.6×10^6 个/升, 并出现了洁净水体中常见的角藻 (*Ceratium*)、鼓藻 (*Penium*) 和黄丝藻 (*Tribonema*) 等。因此通过串联氧化塘系统和养鱼, 对控制富营养进程、提高出水水质有明显作用。原生动物在 1、2 号塘种类较少, 常见的有侠盗虫 (*Strobilidium*)、弹跳虫 (*Halteria*) 等, 数量为 0.07×10^5 — 0.17×10^5 个/升, 到 3 号塘后逐渐增多, 显然这是同毒物分解、毒性降低有明显关系, 至 5 号塘出口则增加到 14 种, 数量为 0.5×10^5 — 3.4×10^5 个/升, 并出现象真游虫 (*Euplotes*) 这种生长在洁净水中的种类。轮虫方面也具有与原生动物相似的变化规律, 常见的种类有臂尾轮虫、多肢轮虫等, 轮虫数量最高在第 4 号塘, 其数量为 1.3×10^3 — 4×10^3 个/升。枝角类和桡足类种类较少, 常见的有裸腹溞 (*Moina*) 和剑水溞 (*Cyclops*), 一般在第 4 号塘才出现。

周丛生物

在氧化塘系统各部位进行挂片检查, 不同位置周丛生物种群结构有明显的差别。在第 1、2 号塘中由于毒性高, 固着生物难以生存, 而第 3 号塘大量出现钟形虫 (*Vorticella*) 和聚缩虫 (*Zoothamnium*)。鱼种塘(5 号塘)出口的周丛生物与其他各处有很大的不同, 一些耐污的原生动物减少, 代之出现的是许多在较洁净水中常见种类, 如吸管虫。

此外, 绝迹多年的沼虾 (*Macrobrachium nipponensis*) 1977 年重新在鱼种湖出现。

细菌总数

在氧化塘各个出口, 检查好气性和兼性细菌的总数, 表明在三个厂混合废水中包括一部分生活污水, 细菌总数为 33×10^3 个/毫升, 而第 1、2 号塘出水中细菌总数增加到 557.9×10^3 和 496.6×10^3 个/毫升, 以后细菌数量逐渐下降到 5 号塘出口仅为 8.7×10^3 个/毫升。

3. 渔业利用取得成效

治理前, 严家湖荒废十余年, 修建治理工程后, 1977 年在 5 号塘按计划成功地培育了大规格鱼种¹⁾, 鱼种生长迅速, 体质健壮。历年渔业利用情况见表 3。在鱼种塘完全利用天然饵料培育鱼种。因此, 节约了大量的饵料消耗。1977—1979 年鱼种培养只是中间生产型的, 规模还可进一步扩大。同时试养了成鱼, 产量超过了污染前历史最高水平。鱼体(背肌)的六六六残留明显下降。鲫鱼的畸形现象已消除。

表 3 1977—1979 年鱼产量、鱼体六六六残留、畸形率比较
Table 3 Comparison of change in fish production, BHC residues, and frequency of abnormal fish in 1977—1979

	大规格鱼种 (万尾)	试养成鱼产量		鱼体(背肌)六六六残留量 (毫克/公斤)	鲫鱼畸形 率(%)
		总产(万斤)	亩产(斤)		
治理前	0	0	0	15—30	大于 40
1977	78.8	38.5	120	1.5	7
1978	160	50	156	0.89	0.5
1979	160	48	150	0.55*	小于 0.1

* 食用部分 1.63 毫克/公斤

1) 陈锡涛、周超勃, 1980。鸭儿湖治理后氧化塘渔业利用途径的研究(手稿)。

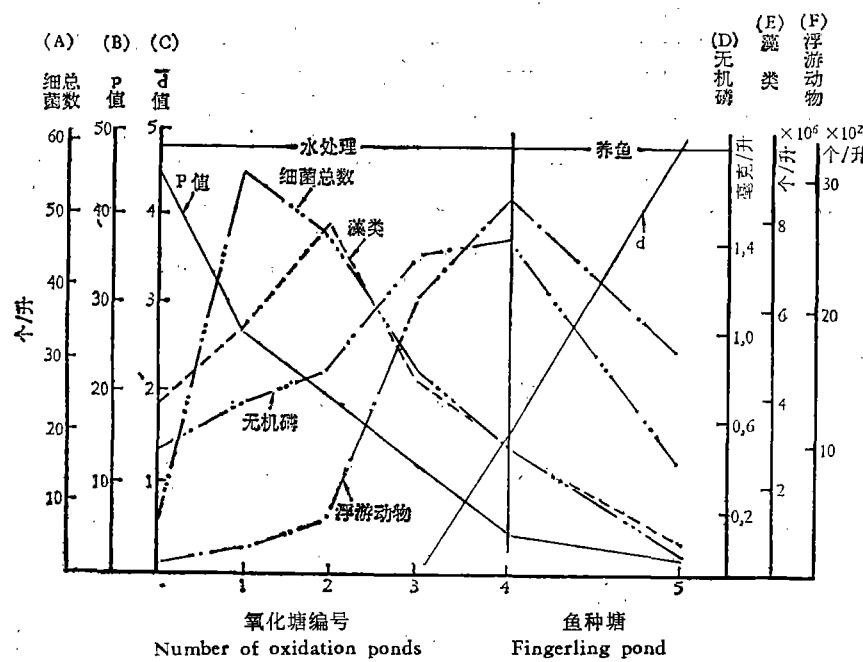


图 3 氧化塘系统中各种生物之间互相关系。

Fig. 3. Relationship of different organisms in oxidation pond system

- A. - - - : 细菌总数个/升, bacterial total (ind./l)
- B. — : P 值, P value
- C. — : \bar{d} 值, \bar{d} value
- D. - - - : 无机磷(毫克/升), inorganic phosphate (mg/l)
- E. — : 藻类(个/升), algae (ind./l)
- F. - - - : 浮游动物(个/升), zooplankton (ind./l)

在氧化塘系统净化过程中,各级氧化塘中化学和生物学的组成,互相关系如图3。由图可以看到,随有机磷的降解和无机磷增加,藻类由于有丰富的矿质营养,在第2号塘中大量出现,随着毒物分解(P值下降),在第3号塘开始出现大量的浮游动物并在第4号达到高峰,因浮游动物出现藻类数量下降,与此同时底栖生物开始在4号塘生长,表明废水已得到初步净化,当经过鱼种塘后,浮游动物数量急速下降,藻类、无机磷继续下降,表明通过养鱼,浮游生物作为鱼的饵料被利用,随着水的质量进一步提高,底栖生物P值也相应增加,无机磷的降低,说明系统具有推迟富营养化的作用。整个系统借助菌—藻—及其他浮游生物和鱼的共同作用使废水净化,而推动这个系统运转的能量来自于阳光,通过水生态系的物质循环、能量转换和传递功能,最后使一部分营养元素和能量以鱼的方式得到回收,因而这是一种省能并可使部分被废弃的资源循环利用的有效处理方法。

4. 陆相环境污染得到控制与改善

由于进行了清污分流,严家湖沿岸的灌溉水水质已明显改善,有效地控制了陆相环境的污染,治理前与1980年灌溉水水质比较如表4。原来因引灌湖水造成污染的卸甲、黄皮岭等大队,家禽及蛋类的六六六残留量比治理前有了显著的降低¹⁾。在饮用水中没有检查

1) 孙兴湘等, 1980。氧化塘建成前后鸭儿湖地区陆相环境农药残留对比的调查(手稿)。

表 4 1972—1975 年和 1980 年灌溉水水质的变化
Table 4 Changes in quality of irrigation water in 1972—1975 and 1980

	COD	对硫磷	马拉硫磷	乐 果	对硝基酚	六 六 六	有 机 磷
1972—1975	—	0.034—1.038	0—1.130	0.05—0.48	0.005—4.688	0.9—4.910	0.94—17.8
1980	20.8	0	0	0	0	0.015	0.07

出对硫磷、乐果等有机磷农药。该大队十几个鱼池过去由于水源污染没有养鱼，从 1977 年开始都重新养鱼。

四、小 结

1. 鸭儿湖氧化塘是利用水生态系基本结构的四个主要因素：生产者（藻类、水草）、消费者（动物，包括鱼类）、分解者（细菌）和非生物因素（太阳能、水及其他化学成分）协同作用，达到废水处理之目的。通过藻类所固定的能量和摄取的 N、P 元素经各营养级的传递，最后以渔获物形式表现出来，因此既处理了工业废水又回收了有用资源，取得了综合利用、化害为利的良好结果，充分体现了因地制宜采用氧化塘处理工业废水的优越性。

2. 鸭儿湖氧化塘系统首次成功地应用于一个化工区的综合性工业废水的处理，其中以生理毒性很强的多品种农药生产废水为主体，还包括合成脂肪酸和聚氯乙烯厂的综合废水。这对我国水源保护和污水处理工作，在理论和实践上都是很有意义的。

3. 在鸭儿湖治理研究中，把整个水生态系统宏观的研究与水生生物个体和生化水平上的微观研究结合起来。在经过野外调查确定废水及其主要毒物对生态系的影响及其自净能力的基础上，研究了代表性毒物降解过程中起主要作用的生物及这些生物之间的相互关系。分离出了分解对硫磷、对硝基酚的高效菌，研究了这些农药对藻类光合作用的影响和模拟藻菌系统中代表性毒物的降解规律。证明了藻菌系统对毒物净化的能力。

4. 对硫磷水解酶及其底物诱导合成性质的研究，从一个侧面阐明了主要毒物——对硫磷生物净化的基本反应和水生态系获得净化能力的生物化学基础。水生态系统具有同化一定数量的有机废物并维持其接近于正常功能的能力，这种净化能力与微生物的酶系统有密切关系。由于人工合成的有机物进入水体，细菌通过自然突变和生理适应，建立相应的诱导酶系统。微生物通过适应取得新的生活方式，并且可以成为特定条件下的优势种群，从而改变了生态系统的结构与功能。这种诱导水生态系统与未经强化的水生态系统比较，大大增进了对人工合成物质的净化效能和提高了对这些物质承受能力。

5. 在一个污染水体，综合治理的技术政策方面，将内环境治理同外环境治理相结合，我们认为这是十分重要的。厂内污染源控制是污染防治的根本途径，但是完全依靠工厂内采用消耗资源类型的方法处理，在经济上将是很大负担。因此，在保护环境的前提下，根据条件和可能，应充分利用和强化自然水体的净化能力。对于环境中持久性强或由于毒理学原因必须严加控制的物质，则加强厂内的治理措施，这种相辅相成、内外结合的方法，应该作为污染控制的一种方向性对策。

参考文献

- [1] 湖北省水生生物研究所第六室, 1978. 环境保护生物监测与治理汇编。32—34。科学出版社。
- [2] 湖北省水生生物研究所第六室, 1978. 环境保护生物监测与治理汇编, 35—46。科学出版社。
- [3] 湖北省水生生物研究所第六室, 1978. 环境保护生物监测与治理汇编, 47—59。科学出版社。
- [4] 湖北省水生生物研究所第六室, 1978. 环境保护生物监测与治理汇编, 60—63。科学出版社。
- [5] 北京市环境保护科学研究所, 1977. 环境保护(北京), (6): 44—48。
- [6] 中国科学院水生生物研究所, 1965. 太平洋西部渔业研究委员会第六次会议论文集, 23—35。科学出版社。
- [7] 污水库自净效果调查组, 1975. 环境保护(黑龙江省), (3): 1—11。
- [8] 张甬元、庄德辉等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 489—498。
- [9] 张甬元、谭渝云等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 499—506。
- [10] 谭渝云、张甬元等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 507—512。
- [11] 谭渝云、张甬元等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 513—519。
- [12] 谭渝云、张甬元等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 521—526。
- [13] 湖北省水生生物研究所第六室化学组, 1978. 环境保护生物监测与治理资料汇编, 163—168。科学出版社。
- [14] 孙美娟、张甬元等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 527—531。
- [15] 张甬元、张全正等, 1980. 水生生物学集刊, 7(4): 533—537。
- [16] 张甬元、陈锡涛等, 1980. 环境污染与生态学文集, 159—180。江苏省科学技术出版社。
- [17] 牧野信司, 1976. 用水と廃水, 18(1): 15—19。
- [18] 金子 光美, 1976. 用水と廃水, 18(1): 5—8。
- [19] Atkins, P. R., 1972. Res. Ser., 12020 FYE Washington, D. C.
- [20] Anonymous, 1961. U. S. Dept. of Health, Education and Welfare. Public Health Service Publication.
- [21] Allen, G. H. and Carpenter, R. L., 1977. In "Waste water Reservation and Reuse" Mardel Dekker Inc. N. Y. Edited by D'Itri, F. M.
- [22] Boleslaw, K. et al., 1967. *Gaz. Woda. Tech. Sanit.* (Poland) 41(9): 304—307.
- [23] Chaffin, C. M., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 207—220.
- [24] Clayfield, G. W. et al., 1976. *Water Pollution Control*, 75(3): 341—352.
- [25] Gloyne, E. F., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 143—158.
- [26] Gloyne, E. F. et al., 1969. *Jour. Water Poll. Control Fed.* 41: 429—439.
- [27] Hard-to-treat waste problem is solved. 1973. *Water and waste. Eng.* 10(7): D-19.
- [28] Hovious, J. C. et al., 1973. *Jour. Water Poll. Control Fed.* 45(1): 71—84.
- [29] Joint System tama chlorophenals 1973. *Water and Waste. Eng.* 10(5): C—12.
- [30] Krishnamoorthi, K. P. et al., 1975. *Water Res.* 9: 269—274.
- [31] Martin, J. D. et al., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 191—206.
- [32] Novak, S., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 173—190.
- [33] Neil, J. H., 1976. Research Ept. 38 Can. Ont. Agreement Great Lakes Water Quality. (Can.)
- [34] Oswald, W. J. and H. B. Gotaas, 1957. *Trans. American Society of Civil Engineers*, 112: 73—105.
- [35] Oswald, W. J., 1963. *Trans. American Society of Civil Engineers*, 128 part 111: 47—48.
- [36] Orgeron, D. J., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 221—236.
- [37] Potten, A. H., 1972. *Water Res.* 6(7): 781—795.
- [38] Rohlich, G. A., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. XI—XII.
- [39] Reid, G. V., 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 416—417.
- [40] Second International Symposium for Waste Treatment Lagoon, sponsored by Missouri Basin Engineering, Health Council and the Federal Water Quality Administration, 1970. Edited by Ross E. McKinney.
- [41] Sweazy, R. M. and G. A. Whetstone, 1976. Water Resources Symposium No. 9. Ponds as a

- Wastewater Treatment Alternative, Center for Research in Water Resources, Univ. of Texas. 3—14.
- [42] Schroeder, G. L., 1975. *Water Res.* 9: 591—593.
- [43] Upgrading Wastewater Stabilization Pond to meet new Discharge Standards. 1974. Utah Water Research Laboratory. Publication PRWG 159—1, Edited by E. Joe Middlebrooks, et al.
- [44] West, F. S. and Henderson, U. B., 1978. *Water and Waste Eng.* 15(6): 38.

STUDIES ON THE POLLUTION CONTROL OF THE YA-ER LAKE

Zhang Yongyuan, Chen Xitao, Tan Yuyun, Sun Meijuan, and Zhuang Dehui
(*Institute of Hydrobiology, Academia Sinica*)

Abstract

Ya-Er Lake is located in the west part of E-Cheng county, Hubei Province. In the past it covered about 6000 ha (now 2000 ha) and was one of the main fish production district in the province. Since 1962 the lake was polluted by wastewater of a chemical plant which manufactured parathion, malathion, dimethaote and BHC. The aquatic ecosystem was ruined. About forty percent of fish population were of abnormal form. After the ecological surveys carried out in 1972—1974, the pollution control of Ya-Er Lake was studied. The research works included: survey of the self-purification of pesticides of the lake, simulation experiment on the processes that would occur in the oxidation ponds, and the biological degradation of pesticides in aquatic environment, etc.

The pollution control system of Ya-Er Lake consists of the following parts: 1. Oxidation ponds system. At one end of the lake, four oxidation ponds, connected in series, were constructed. The total area is about 187 ha and 3 m in depth. The retention time of wastewater is about 80 days when the amount of the effluent is 7×10^4 tons per day. The effluent from the pond system is then discharged into another pond for culturing fingerling fish. Therefore the nutritive elements contained in the effluent can be utilized by the fish and the eutrophication process is retarded in the receiving water body. 2. Sewer pipelines, 5.9 km long, between the chemical plant and oxidation ponds. 3. Two outfall canals (12.8 km long) which run along either side of the oxidation ponds collect and drain the rainwater into the lake. They are also used as water sources for farming. The above facilities were nearly completed in 1976. The operating experience for four years showed that the system was quite successful in district pollution control. The oxidation pond system can effectively reduce the organic wastes. The average removal efficiencies for COD, organic phosphate, p-nitrophenol, parathion, malathion, dimethaote and BHC are 77.3, 82.5, 99.3, 98.7, 98.4, 92.9 and 86.2 percent, respectively. The daily waste-water load was 8×10^4 tons. Biological survey showed that the biotic community in the Ya-Er Lake ecosystem has been recovering since 1977. The rate of abnormal type of fish decreased to 0.1 percent in 1979. The BHC residues in fish decreased from 15—30 mg/kg to 0.55 mg/kg (in skeletal muscle). The BHC residues of farm products in 1979 were 2.7—9.4 fold less than those before the construction of the oxidation ponds system.