生态学杂志 2002,**21**(3):47～51
Chinese Journal of Ecology

原生动物在活性污泥中的作用*

陈声贵 许木启**
(中国科学院动物研究所,北京 100080)
杨向平 甘一萍 翟家骥 刘伟岩 邵永怡
(北京城市排水公司,北京 100022)

Role of Protozoa in Activated-Sludge. Chen Shenggui, Xu Muqi (*Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100080), Yang Xiangping, Gan Yiping, Zhai Jiaji, Liu Weiyan, Shao Yongyi (*Beijing Municipal Drainage Corporation, Beijing* 100022). *Chinese Journal of Ecology*, 2002, **21**(3): 47～51.
Protozoa in activated sludge can improve the sewage treatment, reduce the mass of sludge and indicate the quality of effluent. The following effects are reviewed: ①extretion of growth factors and extracellular polymers; ②preying on bacteria. Preying changes the structure of bacteria community, stimulates the growth of bacteria in flocs and benefits the sediment of the activated sludge. Protozoa grazing on fecal bacteria and in the suspended liquor is essential for the production of good quality effluent.

Key words: protozoa, activated sludge, grazing, wastewater treatment.
关 键 词:原生动物,活性污泥,捕食,污水处理
中图分类号:Q958.1 **文献标识码**:A **文章编号**:1000-4890(2002)02-0047-05

处理污水有三个重要作用,保护环境,维护生态系统的健康;除去污水中的病菌,维护人类健康;通过中水的回用,提高水资源的利用率。1913 年英国的 Ardern 和 Lockett 在曼彻斯特建立了世界上第一座活性污泥试验工厂,现在活性污泥法已经成为世界各国广泛采用的污水处理方法。在我国城市污水处理厂中,采用活性污泥法的占 85 %以上,该法的中心环节是曝气形成活性污泥,通过生物消耗分解污染物,随后活性污泥在沉淀池中沉淀分离,从而净化污水。该过程的主要目的是通过微生物的吸收和降解,尽量减少污泥的生成量。原生动物是活性污泥中最主要的捕食者,通过捕食活性污泥中细菌,使细菌保持在对数生长期,对上述两个目的都有促进作用。

活性污泥是一种絮状结构,絮状体的中央为菌胶团,在其周围有着生或爬行的原生动物[1]。动胶杆菌属的细菌,假单胞菌等都可以形成菌胶团。活性污泥中的原生动物包括鞭毛虫(*Mastigophora*)、肉足虫(*Sarcodina*)和纤毛虫(*Ciliated protozoa*)。鞭毛虫有三角袋鞭虫(*Peranema deflexum*)和葡萄异鞭虫(*Anisonema acinus*)等,肉足虫有后湖马氏虫(*Mayorella penardi*)和半圆表壳虫(*Arcella hemisphaerica*)等,它们对水质有指示作用,但不是优势类群。纤毛虫在运行良好的活性污泥中是优势种,约占原生动物总数的 70 %,每 1ml 曝气池悬浮液中,可含 5×10^4个,占总生物量的 5 %[9]。纤毛虫是活性污泥中最常见和最重要的捕食者,它们多数是捕食细菌的种类。活性污泥纤毛虫依生活型可分为 3 类,①游泳类群。例如半眉虫(*Hemiophrys*)和板壳虫(*Coleps*)等,它们通过自由游泳主动取食;②爬行类群。例如游仆虫(*Euplotes*)和楯纤虫(*Aspidisca*)等,它们在活性污泥表面爬行取食;③固着类群。例如累枝虫(*Epistylis*)和钟虫(*Vorticella*)等,它们依靠柄固着在活性污泥上,通过口纤毛的波动进行滤食。

最初人们认为原生动物降低了活性污泥的活性,因为它们捕食细菌,减少了曝气池中的细菌总数。有学者在无菌条件下,运用累枝虫处理污水,发现可降低 70 %的氨态氮。现在人们普遍认为原生动物促进细菌活力,提高了出水水质,在活性污泥中的作用仅次于细菌。Curds[9]通过加热处理原污水来杀灭原生动物,用处理过的污水进行接种细菌并进行曝气实验,大量细菌在出水中被发现并导致了出水的浑浊,同时 BOD,COD,总有机碳和悬浮固体等各项指标明显偏高。在部分平行系列中接种纤毛虫,几天后,随着原生动物种群的建立,细菌总数下降,出水变得澄清,BOD 和 COD 分别下降约 70 %和

*国家自然科学基金项目(No. 30170159)、国家自然科学基金项目(No. 39970138)、国家自然科学基金重点项目(No. 39730070)和中国科学院院长择优基金资助。
**通讯联系人。
作者简介:陈声贵,男,25 岁,硕士生。目前从事环境生物学和浮游动物生态学研究,发表论文 1 篇。
许木启,男,52 岁,博士,研究员。主要从事水生生态学和恢复生态学研究。

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

40 %,其它出水指标也显著变好。而未接种原生动物的系列出水水质依旧很差。在活性污泥曝气处理石化废水的二级实验系统中,接种含原生动物群落的活性污泥,虽然只有海洋尾丝虫(*Uronema marinum*),这种纤毛虫能存活并大量繁殖,但和未含原生动物的平行系列进行对比,出水光密(OD600)下降,COD去处率从35.4 %升高到45.8 %,差异显著[40]。Curds等[4]认为是原生动物促进了水质净化效能。

1 指示污水厂的运转效能

原生动物可指示污水厂的出水水质。污水厂运行稳定时,曝气池中的纤毛虫尤其是缘毛类纤毛虫占优势,此时出水水质好,而鞭毛虫和肉足虫占优势时,出水水质一般较差[11,12,35,41]。Al-Shahwani和Horan对两个分别处理生活废水和工业废水的活性污泥污水处理厂进行每周取样并做定性和定量观察,发现原生动物的群落的种类组成及其数量动态由环境因子及污水厂的运行条件决定,他们进行了纤毛虫群落动态和污水厂运行参数及出水水质的回归分析,并建立了根据20种纤毛虫的数量动态就可预测出水BOD的数学模型。

$$BOD_5 = a_0 + a_1 X_1 + a_2 X_2 + a_3 X_3 + \cdots\cdots$$

其中,a为回归系数,X为各原生动物种类的数量[20]。Paolo等对17个活性污泥污水处理厂的原生动物群落进行了为期一年的观察,并对19个原生动物种类与7个理化因子进行了多因子统计分析和关键因子分析(PCA),发现一些种类的有无和多少和环境因子与运行条件密切相关。例如,表壳虫(*Arcella*)、鳞壳虫(*Euglypha*)和透明鞘居虫(*Vaginicola crystallina*)与硝化状况正相关,而小口钟虫(*Voticella microstoma*)和盖虫(*Opercularia* sp.)则与硝化状况负相关,指示了曝气池的高污泥负荷和低溶解氧及出水的高BOD值[42]。由于每个污水处理厂的运行参数和污水的理化条件不同,不同的污水处理厂有各自的原生动物群落结构[42],在利用原生动物监测水质时,有必要根据不同的污水厂筛选出相应的指示种类并建立相应的预测模型。

2 分泌生长因子和降解胞外聚合物

细菌生长需要维生素和氨基酸等生长因子。有些细菌可自身合成这些因子,有些则需要从环境中获得。例如,在环境中添加氨基酸可刺激动胶杆菌属细菌的生长[22]。在海洋中,鞭毛虫的数量和氨基酸浓度存在着正相关,其中与色氨酸浓度关联最强,这些氨基酸对海洋细菌的生长有促进作用[3]。Mallory等[36]也发现鞭毛虫和纤毛虫能分泌生长因子刺激细菌生长。

活性污泥中存在大量蛋白质、碳水化合物和DNA等大分子胞外聚合物,其中蛋白质和碳水化合物的比例约为3.9～5.1[24],并且这些胞外聚合物的量随着污泥龄的增加而增多[34]。在絮凝菌的纯培养中也发现了胞外蛋白和核酸及碳水化合物等。由于曝气池中的细菌多数都是死的[28],这些化合物很可能来自死细菌的自溶和裂解。碳水化合物能作为生物的营养源,但绝大多数细菌不能降解利用自身的胞外聚合物[34]。一些存在于污水的细菌能降解其它细菌的胞外聚合物[39],但动胶杆菌属细菌的胞外聚合物即使在矿物质丰富的情况下,也很难被其它污水细菌降解,但原生动物可以降解细菌的部分胞外聚合物,促进矿物质的循环,从而促进细菌的生长[52]。原生动物自溶产物和分泌的胞外聚合物也可以促进细菌的生长。过滤培养过梨形四膜虫(*Tetrahymena pyriformis*)的培养液,去除其它非胞外聚合物成分,将滤液加到大肠杆菌(*Escherichia coli*)的培养基中,大肠杆菌数量增加。在有活的梨形四膜虫存在时,也增加了大肠杆菌的数量[44]。此外梨形四膜虫等原生动物还可分泌胞外蛋白酶,一些细菌,例如芽胞杆菌(*Bacilli*)和假单胞杆菌(*Pseudomona*)等也能分泌酶胞外蛋白[6,27]。由于胞外聚合物属于难降解的化合物,自然降解的速度缓慢,细菌和原生动物对胞外聚合物的再利用加速了它们的矿化过程。由于原生动物在曝气池的总生物量中,一般仅占5 %～10 %[9]。而占生物量绝大多数的细菌又主要是死细菌,因此,原生动物的胞外聚合物对细菌的活动影响不大。

Chudoba[13]在厌氧条件下除去部分细菌并添加培养基,在原培养基中的积累的代谢产物对细菌产生产物抑制,甚至对细菌有致死作用。梨形四膜虫可以清除乙酸、丁酸和乙醛等细菌代谢产物[23]。原生动物对细菌代谢产物的清除,可以防止由细菌代谢产物积累而毒害细菌。活性污泥菌胶团内部的细菌,由于养料不足,多数处于内源呼吸相,代谢产物并未积累到毒害细胞的水平。由于曝气池中水流的运动,悬浮生长的个体细菌的代谢废物,可以不断从细菌表面被带离。因此,由代谢产物积累而引起的产物抑制在活性污泥并不重要。

3 原生动物的捕食作用

3.1 优化基质的碳氮磷比率

细菌生长需要合适的碳氮磷比率,没有捕食者的细菌群落通常存在限制性营养因子。原生动物的

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

捕食可释放整合在死细菌中的非活性形态营养物质,从而使细菌群落更快地生长和保持更高的活力。原生动物的捕食能加快水生生态系统中 P 的矿化[46]。在矿物质贫乏的废水中,异养微鞭毛虫(*Heterotreophic nanoflagellates*, HNAN)的存在,使可溶性有机物中的磷酸根态磷(PO_4 - P)的矿化率提高 6 倍,N 的矿化率提高 30 %。各种浮游动物群落中,单位生物量的原生动物分泌无机磷和氮的能力最强[7]。N 和 P 的释放,优化碳氮磷比率,促进了污水净化[2]。

3.2 优化细菌群落

促进多种细菌的共存,提高了活性污泥生物多样性,协同促进了污水的净化[24]。当有集盖虫(*O. coarctata*),小口钟虫和梨形四膜虫等纤毛虫存在时,大肠杆菌的密度减少 95 %,密度仅为 5.0×10^4 个·ml^{-1},这说明,原生动物还捕食其它细菌,例如黄杆菌(*Flarobacterium*)等[14]。Curds 等[14]运用数学模型推算出原生动物可以改变曝气池中细菌组成,Mallory 等[21]在恒温培养器中做梨形四膜虫捕食大肠杆菌和维涅兰德固氮菌(*Azotobacter vinelanddi*)的实验,也得出了相同的结果。原生动物的捕食压力有利于增殖较快的细菌生长。James 等[32]把 6 种细菌以相同密度接种到含原生动物的污水中共培养一段时间,其中 3 种增殖速度慢的细菌被原生动物完全清除,而在 3 种增殖速度快的细菌中,有两种还可以检测出。在活性污泥形成的初始阶段,由于食物和微生物的比率(F/M)大,营养充足,各种细菌大量繁殖,处于对数生长期,此时原生动物捕食作用有利于 r - 选择细菌的生存,促进污水的净化[4]。通过竞争和捕食引起的选择压力可以解释某些细菌的缺失[37]。原生动物的捕食作用可降低病源细菌浓度,提高出水水质。有原生动物存在时,大肠杆菌的浓度降低 95.5 %,半存活期为 1.8h。没有原生动物存在时,浓度降低仅为 54 %,半存活期为 16.1h,可见原生动物的捕食作用是大肠杆菌浓度下降的主要原因[15]。

3.3 导致细菌形态与生长方式的改变

把一种膜袋虫(*Cyclidium* sp.)和一种杆菌共培养 7d,原来仅 1.5μm 的菌株转变成了 20μm 的菌株,去除膜袋虫后,该菌株又恢复到原来的长度[47]。原生动物存在时,一些原来悬浮生长的个体细菌采用絮状菌胶团或菌链的方式生长,去除原生动物并连续培养几代后,这些菌胶团或菌链又以悬浮个体的方式生长,由于原生动物对食物的大小具有选择性,菌胶团和菌链一般都比原生动物大,可以抵制原生动物的捕食,是一种有效的捕食防御机制[29]。而在曝气池的末端,絮状菌胶团的增多,可提高活性污泥在沉淀池的沉淀性。悬浮的个体细菌由于与污水接触的表面积大,悬浮的个体细菌和在于菌胶团细菌竞争营养时占有优势,但大多数原生动物尤其是缘毛类纤毛虫对悬浮的个体细菌的选择性捕食菌作用,有利于菌胶团获取充足营养,促进絮凝。当悬浮的个体细菌数量减少到一定程度时,在絮凝体表面爬行的原生动物,为了获取足够的食物,也会捕食疏松地连在絮凝体表面上的细菌[5]。阿米巴和一些波豆虫也可捕食絮凝体上的细菌,有些自由游泳的纤毛虫如梨形四膜虫偏性取食絮凝体细菌[48]。菌胶团细菌也可以从菌胶团上游离出来[30],这又有利于原生动物获取充足的食物,并促进菌胶团的更新,使其保持旺盛的代谢活力。

3.4 纤毛的运动促进营养物质和氧气的扩散

缘毛类纤毛虫口围盘的纤毛数量多,波动快,在其周围形成小涡流,促进营养物质向细菌表面传递,利于代谢废物的传出,小涡流还促进了氧气的溶解,延长了氧气在曝气池中的滞留时间,从而提高氧气的利用效率[25]。

3.5 促进絮凝

絮凝对活性污泥的沉淀至关重要,它影响到出水的固体悬浮的含量。原生动物可以促进絮凝作用,草履虫和独缩虫等纤毛虫和一些鞭毛虫向胞外分泌的可溶性多糖类物质,能促进凝胶颗粒形成絮凝[9,16]。这些物质可能有促进捕食的作用[53]。据作者对北京高碑店污水厂及北小河污水厂的活性污泥观察表明,褶累枝虫(*Epistylis plicatilis*)的枝和袋扉门虫(*Thuricola folliculata*)的鞘有利于细微絮凝体集合成较大的絮凝体。然而在没有原生动物存在或者数量很少时,许多细菌虽然可以形成絮凝,但絮凝体偏小并且结构松散,可见原生动物存在促进了絮凝作用。

4 限制捕食作用的因子

4.1 纤毛虫的个体大小

不同个体大小的原生动物对食物颗粒的大小具有不同的选择性。多污游仆虫(*Euplotes moebiusi*)的直径约为 80um,它在一个小时内可以净化约 2.5×10^4 倍于自身体积的水量[26]。密度为 3170 个·ml^{-1}的多污游仆虫在曝气池中滞留几个小时,可以有效地去除所有个体较大的细菌、鞭毛虫和小型纤毛虫[49]。数量相同,但直径约为一半多污游仆虫的纤毛虫,则需要 4 至 8 倍的时间来达到上述目的[17,33]。

4.2 滞留时间

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

草履虫、四膜虫和瞬目虫等纤毛虫是高效率的滤食者,但它们必需在曝气池中停留一定时间,例如尾草履虫(*Paramecium caudatum*)在水温20 ℃的曝气池中要17h才能达到最大增殖率[50],但在曝气池中活性污泥的滞留时间一般小于7h[18]。污水在曝气池中的滞留时间少于一周时,原生动物的群落随着滞留时间的变化而变化,当滞留时间大于一周时,原生动物群落趋于稳定[51]。由于它们属于自由游泳类群,因而不能通过固着在菌胶团上回流到曝气池中,增殖到足够数量才能起到重要捕食者的作用。而缘毛类纤毛虫固着在活性污泥上生长,可通过回流污泥来补充数量,从而成为曝气池中的主要捕食者,Curds[19]在1973年运用数学模型得出,在曝气池和沉淀池间增加"内循环",增加滞留时间,则曝气池中的原生动物总数增加90 %。北京高碑店污水厂有一处理系列在曝气池和沉淀池间增加"内循环"的脱氮工艺,即推流式曝气池后段的好氧区和前段的厌氧区间建立回流,该系列的原生动物总数是另一未采用此工艺平行系列的3倍,而在两个系列中数量都占绝对优势的褶累枝虫之比则为7.8。

4.3 细菌密度

一些游泳纤毛虫在日达2.6×10^7～1×10^9个·ml^{-1}时达到最大捕食率,菌食性游泳类纤毛虫所需的最低细菌密度为4×10^6～5×10^7个·ml^{-1}[26]。在连续反应器中将细菌和原生动物共同培养,当细菌的密度下降到约1.0×10^4～1.0×10^7·ml^{-1},则停止下降[44]。

4.4 细菌生理状况

纤毛虫捕食活细菌比捕食死细菌长得更快[8]。把纤毛虫分别与正常假担胞菌(*Pseudomonas* sp.)和受辐射过的假担胞菌在相同条件下进行培养,实验后纤毛虫的生物量前者是后者的两倍。原因可能是辐射损伤了DNA和细胞膜,降低了假担胞菌的营养性,因为嘌呤对原生动物的生长很重要[8]。曝气池中的游离细菌既有活细菌,也有死细菌,Curds[20]认为纤毛虫偏向于取食营养价值较高的活细菌[20]。

4.5 BOD变化

Curds[19]通过数学模型得出在进水BOD波动的条件下,出水的BOD和游离细菌数比恒定条件下的要高[19]。污水厂的负荷在每天的不同时段处于波动状态,即使曝行条件保持相对恒定的条件下,出水水质也难以保持恒定。BOD负荷高时,促进细菌增长,细菌数尤其是游离细菌数增加,这就为原生动物提供了更丰富的食物,从而促进原生动物的生长。但由于BOD负荷的变化原生动物数量的增长之间存在着时滞效应,在BOD负荷波动的频率快或者强度大时,原生动物无法通过数量变化及时清除过量的游离细菌,导致出水水质下降。在BOD负荷增高时,为了保证出水水质的恒定,可通过增加曝气量和延长滞留时间等方法来提高BOD去处率。

5 结 语

原生动物除了主要通过前文所述的几种作用促进细菌生长间接提高水质净化效能外,自养性鞭毛虫和部分肉足虫还能直接同化污水中的营养物质[38]。与细菌竞争溶于水中的有机物质,但在BOD负荷低时,活性污泥中的自养性鞭毛虫肉足虫比细菌数量要少得多,因此它们直接净化污水的作用不显著[28]。在污水厂BOD负荷突然增高或者运行不良时,自养性鞭毛虫数量增多,由于它们能与细菌竞争营养物质,抑制了细菌的生长,从而抑制了捕食细菌的纤毛虫的生长,这缩短了活性污泥微生态系统的食物链,即在食物链传递过程中丧失的能量减少,这间接阻碍了污染物的高效降解。这就是曝气池中的纤毛虫,尤其是缘毛类纤毛虫占优势时,此时出水水质较好,而鞭毛虫和肉足虫占优势时,出水水质一般较差的原因。由于生活污水自身就含有生物素和硫胺素等维生素及氨基酸约为60mg·L^{-1}[24],原生动物分泌的生长因子对细菌生长的促进作用不明显,但在营养成分单一的工业废水中,它们提供的微量生长因子可能会明显促进细菌的生长。Hamer等[31]认为污水进行生物处理的最佳BOD∶N∶P为100∶5∶1,在N和P成为限制因子的一些工业废水中,原生动物可提高N和P的周转率,促进有机物的降解。但城市污水的N和P一般都要超出这个比例,因此提高N,P含量仅在缺乏N,P的污水中起作用。

无论是实验观察还是数学模型都证明了原生动物尤其是纤毛纲原生动物,促进了污水的净化,提高了出水水质。对细菌的捕食作用是曝气池中的原生动物促进污水净化的主要机制。原生动物的捕食减少了12 %～43 %的细菌生物量,从而减少了污泥生成量[43]。曝气池中被原生动物捕食的细菌生物量,除部分转化为原生动物生物量外,大部分被原生动物的呼吸作用消耗掉了,这提高了物质周转率,加快了污染物的同化,并减少了污泥生成量。随着食物链的增长,营养级的增多,在生态系统的能量传递中丧失能量增多,总生物量和污泥生成量则越少。虽然Curds等的实验说明了原生动物的捕食作用减少了游离细菌的数量并促进了污水的净化,但还有必

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

要进一步通过实验来证明这一假说,阐明原生动物群落动态分别与游离细菌数和菌胶团生物量的关系,即当原生动物尤其是纤毛纲原生动物数量上升时,游离细菌数和总生物量下降,出水水质提高。随着分子生物学的发展,国外已有人利用 16sRNA 等分子生物学手段来监测活性污泥中的细菌群落动态,可以将原生动物群落动态与之相结合,建立更加精确的数学模型来监测污水厂的运转效能。

参考文献

[1] 沈韫芬,章宗涉,龚循矩,等. 微型生物监测新技术[M]. 北京:中国建筑工业出版社,1990. 72.

[2] Al-Shahwani S. M. *et al*. The use protozoa to indicate changes in the performance of activated sludge plants[J]. *Wat. Res.*,1991, **25**:633～638.

[3] Andersson,A. *et al*. Release of amino acids and inorganic nutrients by heterotropic marine microflagellates[J]. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*,1985,**23**:99～106.

[4] Andrews,J. H. Relevance of r- and k- theory to the ecology of plant pathogens[A]. In: Klug,M. J. (eds). Current Perspectives on Microbial Ecology[C]. Washington DC: American Society for Microbial Ecology,1984. 1～7.

[5] Albright,L. J. *et al*. Grazing of ciliated on free and particle-attached bacteria[J]. *Mar. Ecol. Proog. Ser*, 1987, **38**: 125～129.

[6] Banno, Y. *et al*. Biochemical characteristics of secreted proteases during growth of *Tetrahymena pyriformis* WH-14: comparison of extracellular with intrecellular proteases[J]. *J. Protozool*, 1986,**29**:91～98.

[7] Barsdate,R. J. *et al*. Phosphorus cycle of model ecosystems: significance for decomposer food chains and effect of bacterial grazers[J]. *Oikos*,1974,**25**:239～251.

[8] Berk, S. G. and Botts, J. A. Indirect effects of chlorinated wastewater on bacteriovorous protozoa[J]. *Environ. Pollut*. (series A),1984,**34**:237～249.

[9] Curds,C. R. The ecology and role of protozoa in aerobic sewage treatment processes[J]. *A. Rev. Microbiol.*, 1982,**36**:27～46.

[10] Curds,C. R. and Cockburn,A. Studies on the growth and feeding of Tetrahymena puriformis in axenic and monoxenic culture[J]. *J. Gen. Microil.*,1968,**54**:343～358.

[11] Curds,C. R. An ecological study of the ciliated protozoa in activated sludge[J]. *Oikos*,1965,**15**:282～289.

[12] Curds,C. R. The ecology and role of protozoa in aerobic sewage treatment processes[J]. *A. Rev. Microbiol.*,1982,**36**:27～46.

[13] Chudoba,J. Inhibitory effects of refractory organic compounds produced by activated sludge micro-organisms on microbial activity and flocculation[J]. *Wat. Res.*,1985,**19**:197～200.

[14] Curds,C. R. and Fey, G. J. The effect of ciliated on fate of Escherichia coli in the activated-sludge process[J]. *Wat. Res.*, 1969,**3**:853～867.

[15] Colin, R. C. urds. The role of protozoa in the activated-sludge process[J]. *Amer. Zool.*,1973,**13**:161～169.

[16] Clarholm,M. Microbes as predators or prey[A]. In: Klug,M. J. (eds). Current Perspectives on Microbiol Ecology[C]. Washington DC: American Society for Microbial Ecology, 1984. 321～326.

[17] Curds,C. R. and Cockburn,A. Continuous monoxenic culture of *Tetrahymena pyriformis*[J]. *J. Gen. Microbiol.*, 1971,**66**:95～108.

[18] Curds,C. R. and Vandyke,J. M. The feeding habits and growth rates of some fresh-water ciliated found in activated-sludge plants[J]. *J. Appl. Ecol.*,1966,**3**:127～137.

[19] Curds,C. R. A theoretical study of factors influencing the microbial population dynamics of the activated-sludge process- Ⅰ. The effect of diurnal variations of sewage and carnivorous ciliated protozoa[J]. *Wat. Res.*,1973,**7**:1269～1284.

[20] Curds,C. R. Microbial interactions involving protozoa[A]. In: Curds, C. R. (eds). Aquactic Microbiology[C]. London: Academic Press,1977. 67～97.

[21] DriftC,V. *et al*. Removal of *Escherichia* coli in wastewater by activated sludge[J]. *Appl. Environ. Microbiol*,1977,**34**:315～319.

[22] Ekelund and Ronn. Notes on protozoa in agricultural soil with emphasis on heterotrophic flagellates andnaked amoebae and their ecology[J]. *FEMS Microbiol. Rev.*,1994,**15**:321～353.

[23] Elliott,A. M. Life cycle and distribution of *Tetrahymena*[A]. In: Elliott, A. M. Biology of *Tetrahymena*[C]. Stroudsburg: Dowden,Hutchison and Ross,1973.

[24] Frolund,B. *et al*. Extraction of extracellular polymers from activated sludge using a cation exchange resin[J]. *Wat. Res.*,1996, **30**:1749～1758.

[25] Fenchel,T. M. The significance of bacterivorous protozoa in the microbial community of detrital particles[A]. In: Cairns, J. (eds). Aquatic Microbiol Communities,2nd[C]. New York: Garland Publishing,1977.

[26] Fenchel,T. Suspension feeding in ciliated protozoa: functional response and particle size selection[J]. *Microbiol. Ecol.*,1980,**6**: 1～11.

[27] Glaser,D. Simultaneous consumption of bacteria and dissolved organic matter by *Tetrahymena pyriformis*[J]. *Microb. Ecol.*, 1988,**15**:189～201.

[28] Horan,N. J. Biological Wastewater Treatment Systems. Theory and Operation[M]. Chichester: John Wiley and Sons,1990.

[29] Hans Gude. Grazing by protozoa as selection factor for activated sludge bacteria[J]. *Microl. Ecol.*,1979,**5**:225～237.

[30] Hantula, J. and Bamford,D. H. The efficiency of the protein-dependent flocculation of *Flavobacterium* sp. is sensitive to the composition of growth medium[J]. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*,1991,**36**:100～104.

[31] Hamer, G. *et al*. Biological treatment of industrial wastewater: a microbiological basis for process performance[J]. *J. Appl. Bacterial.*,1985,(Supp):127～140.

[32] James,L. *et al*. Effect of protozoan on relative abundance of fast- and slow-growing bacteria[J]. *Can. J. Microbiol.*, 1989, **35**: 578～582.

[33] Kooijman,S. A. L. M. Pollution dynamics on the basis of budgets[A]. In: Metz, J. A. (eds). The Dynamics of Physiologically Structured Populations, Lecture Notes in Biomathematics[C]. Bern: Springer-Verlag,1986. 266～297

[34] Lester,J. N. Biological treatment. in Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes, Vol. 2[A]. treatment and Disposal[C]. Boca Raton: CRC Press,1987. 15～40.

[35] Madony, P. *et al*, Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works[J]. *Wat. Res.*, 1993,**27**:1485～1491.

[36] Mallory,L. M. *et al*. Alternative Prey: a mechanism for elimination of bacterial species by protozoa[J]. *App. Environ. Microbiol*,1983,**46**:1073～1079.

[37] Mallory. *et al*. Reason for possible failure of inoculation to enhancebiodegradation[J]. *Appl. Environ. Microbiol.*,1985,**50**: 977～983.

(下转第 80 页)

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

150ha,苇、蒲面积达180ha,养鸭2.0×10^5只,植柳、腊、果树80ha,林网面积达500ha,湖区森林覆盖率达30%以上。先后建起了工艺品、粮食、果品、水产加工为主的乡镇企业850家,产品出口日本、美国、香港等10多个国家和地区。建成超早市水产品市场2个,生态旅游公园1处,人文景点15处,年均游客8万人次。1999年实现社会总产值10亿元,比1994年翻了五翻;人均收入3500元,是1994年的2倍。

麻大湖水质污染得到控制,1999年水质监测结果表明,所测18项指标中,已有14项指标符合地面水、农田灌溉用水、渔业水质标准,超标项目为高锰酸盐指数、BOD_5,COD_{cr}和NH_3-N,主要是水产养殖和种植业污染所致。对麻大湖水生生物调查表明,浮游植物已由80年代的24种增加到133种,浮游动物由37种增加到108种,底栖动物由15种增加到53种,鱼类由17种增加到40种,水生及湿地维管束植物达173种。如今麻大湖呈现出了水清鱼跃、苇蒲丛生、荷花绽放、稻谷飘香的"北国江南"景象,生态系统正在逐步走向良性循环。

参考文献

[1] 田家怡.以水生生物评价麻大湖环境质量[J].海洋湖沼通报,1982,(3):25～29.

[2] 刘彭昌,等.济南大明湖水产生产的综合调查研究[J].山东师范学院学报,1965,(1-2):22～32.

[3] 田家怡.麻大湖环境问题与综合开发[N].滨州日报,1995年3月6日.

(收稿:2000年10月14日,改回:2001年1月6日)

(上接第51页)

[38] Nisbet, B. Nutrition and Feeding Strategies in Protozoa[M]. London: Croom Helm, 1984.

[39] Obayaski, A. W. and Gaudi, A. F. Aerobic digestion of extracellular[J]. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 1973, **45**: 1584～1594.

[40] Peter, H. *et al*. Effects of bacterivorous ciliated protozoa on degradation efficiency of a petrochemical activated sludge process [J]. *Wat. Res.*, 2000, **34**(7): 2051～2060.

[41] Poole, J. E. P. A study of the relationship between the mixed liquor fauna and plant performance for a variety of activated sludge sewage treatment[J]. *Wat. Res.*, 1984, **18**: 281～287.

[42] Paola, M. *et al*. Comparative analysis of the activated sludge microfauna in several sewage treatment works[J]. *Wat. Res.*, 1993, **27**: 1495～1491.

[43] Ratsak, C. H. *et al*. Biomass reduction and mineralization increase due to the ciliate *Tetrahymena pyriformis* grazing on the bacterium *Pseudomonas fluorescens* [J]. *Wat. Sci. Tech.*, 1994, **29**: 119～128.

[44] Sambanis, A. and Fredrickson, A. G. Persistence of bacteria in the presence of viable, nonencysting, bacterivorous ciliates[J]. *Microb. Ecol.*, 1988, **27**: 891～895.

[45] Salavado, H. and Gracia, M. P. Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoan analysis[J]. *Wat. Res.*, 1993, **27**: 891～895

[46] Sherr. *et al*. Trophic interactions within pelagic microbial communities: indications of feedback regulation of carbon flow[J]. *Hydyobiologia*, 1988, **159**: 19～26.

[47] Shuichi Shikano *et al*. Changes of traits in a bacterial population associated with protozoan predation [J]. *Microbiol. Ecol.*, 1990, **20**: 75～84.

[48] Sibbald, M. J. and Albright, L. J. Aggregated and free bacteria as food sources for heterotrophic microflagellates[J]. *Appl. Environ. Microbiol.*, 1988, **54**: 613～616.

[49] Shofield, T. Some biological aspects of the activated sludge plant at Leicester[J]. *Wat. Pollut. Control.*, 1971, **70**: 32～46.

[50] Sudo, R. and Aiha, S. Growth rate of Aspidiscidae isolated from activated sludge[J]. *Wat. Res.*, 1972, **6**: 137～144.

[51] Salvado, H. Effect of mean cellular retention time on ciliated protozoan populations in urban wastewater treatment plants based on a proposed model[J]. *Wat. Res.*, 1993, **28**: 1315～1321.

[52] Tezuka, Y. A. Zoogloea bacterium with gelatinous mucupolysaccharide matrix[J]. *J. Wat. Pullut. Control Fed.*, 1973, **45**: 531～536.

[53] Taylor, W. D. and Berger, J. Microspatial heterogeneity in the distribution of ciliates in a small pond[J]. *Microbiol. Ecol.*, 1980, **6**: 27～34.

(收稿:2001年6月8日,改回:11月15日)

© 1994-2008 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net