

生物滤池脱氮除磷研究进展*

刘智萍, 方芳, 郭劲松

(重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400045)

摘要:主要介绍了近年来国内外在生物滤池脱氮除磷方面的研究进展,具体阐述了生物滤池硝化-反硝化工艺的影响因素、短程脱氮、除磷以及同步脱氮除磷方面的最新研究进展。同时指出,进一步改进与优化滤池工艺及提高生物滤池脱氮除磷效果是今后的重点研究内容。

关键词:生物滤池;硝化-反硝化;短程硝化-反硝化;除磷

中图分类号:X703 **文献标识码:**A **文章编号:**1006-7329(2004)05-0123-06

Review on Nitrogen and Phosphorus Removal by the Bio-filter

LIU Zhi-ping, FANG Fang, GUO Jin-song

(College of Urban Construction and Environmental Engineering, Chongqing University, Chongqing 400045, P.R. China)

Abstract: In this paper, the new development of nitrogen and phosphorus removal by bio-filter in home and abroad is summarized. The factors influencing the nitrification-de-nitrification, nitrification-denitrification, phosphorous removal and simultaneous nitrogen and phosphorus removal in bio-filter reactor are reviewed. It is pointed out that further improving the operation, enhancing the effect of nitrogen and phosphorus removal and advancing the process of bio-filter is the aim of study in the future.

Keywords: bio-filter; nitrification-de-nitrification; nitrification-denitrification; phosphorus removal

生物滤池作为一种古老而又充满生机的污水处理工艺,具有单位体积所含生物量高、不易产生污泥膨胀、基建投资少、占地面积小、运行费用低及管理方便等优点,越来越得到业内人士的广泛关注与认同,并已应用在国内外许多城市污、废水处理及废水回用中^[1,2]。随着全世界对城市污水处理水质要求的提高,特别是对出水氮磷指标的重视,各国污水处理研究者改进各项处理技术,以适应发展的要求。近年来,生物滤池脱氮除磷的研究越来越受到重视并日渐丰富。

1 生物滤池脱氮

1.1 生物滤池脱氮工艺

各种生物滤池工艺运行效果见表1。

K.-U. Richter^[3]等在1994年用两段(A+B)式生物滤池进行研究指出,当对A段单独进行研究,首先使A段滤池处于厌氧状态时,其硝酸盐去除率为55.2%,A段为微氧状态,出水溶解氧低于0.2 mg/l时硝酸盐去除率为86.4%;而两段滤池串联运行均处于厌氧时,硝酸盐的去除率则达到97%。D. H. Abeyinghe^[4]等在水产渔业中把生物滤池用作回用水的处理,在他们研究的交替好氧厌氧系统中,当运行周期为12 h,反硝化率最高为40%左右。P. C. Chui^[5]用合成废水作为进水,研究了两个淹没式生物滤池系统,一个是前段厌氧生物滤池,其后连一个缺氧/好氧生物滤池;另一个是厌氧/缺氧/好氧一体化生物滤池。通过测试表明,两个生物滤池对有机物具有相同的去除率;两段式滤池其TN去除率可达87%。

* 收稿日期:2004-07-05

资助项目:重庆市重点攻关项目(6211)资助

作者简介:刘智萍(1973-),女,重庆人,讲师,主要从事水污染控制的理论与技术研究。

5%,一体化滤池 TN 去除率稍高,为 91%;同时一体化生物滤池能够灵活地对曝气点及回流点的位置进行重新设置,以适应进水中不同的有机物及氮的浓度变化,更好地去除污染物质。在研究三段式生物滤池串联运行处理城市污水第一阶段试验中,P. Chudoba^[6]发现,在正常流量 12 m³/h(该值是 P. Chudoba 根据第一代上向流生物曝气滤池的设计参数所确定)条件下稳定运行时,短时间内流量突增到 25~36 m³/h 范围内对出水水质无明显影响;但同时发现,当流量为 25 m³/h 时,过高的有机碳负荷在第一段除碳滤池中只能被去除一部分,而另一部分在第二段硝化滤池中才可被去除,这样就降低了该段的硝化能力。

表 1 生物滤池脱氮效果一览表

工艺	运行方式	进水水质/mg·l ⁻¹	水力停留时间/h	滤速	运行周期/h	氮的去除率/%	COD 去除率/%	作者
A 段滤池	厌氧	DO 2.1 TOC 105	3.6			55.2(硝氮)	36.4	K.-U. Richter ^[3]
	微氧	NO _x -N 44.5 模拟废水	3.6			86.4(硝氮)	65.1	
两段式生物滤池	交替厌氧好氧	NO ₃ -N 12 模拟水产渔业水		0.3 m ³ /m ² ·d	4	36(硝氮)		D. H. Abeyasinghe ^[4]
上向流滤池	厌氧+缺氧/好氧	TKN 480 NH ₃ -N 220	6			87.5(总氮)	98	P. C. Chui ^[5]
	厌氧/缺氧/好氧	COD 5000 合成废水	24			91(总氮)	98	
三段式滤池	除碳+脱氮+除磷	COD 650 TKN 46 城市污水	1-3.3	3-20 m/h		82(总氮)	83	P. Chudoba ^[6]

1.2 生物滤池硝化的影响因素

1.2.1 有机物 近年来,有机物对硝化过程的影响已越来越受到人们的重视。R. Canziani^[7]等利用带回流的两段式生物滤池在无反冲洗情况下对氮的去除进行研究,发现有机负荷对氮的氧化有着显著的影响,如果有机负荷超过 2.5 gCOD/m²·d 时,硝化率将减少 50%。Songming Zhu^[8]通过生物滤池的实验得到,相对于 C/N=0 的情况,当 C/N=1 或 2 时氨氮去除率约有 70% 的降低。这说明硝化率的降低是因为有机物浓度的增加,而当有机物浓度很高时,有机物对硝化率的这种影响不再明显。F. Fdz-polanco^[9]在研究中发现,C/N=4 是一个限制因素,当 C/N 小于 4 时,即便进水 COD 高于 200 也不会使硝化率降低;但只要 C/N 大于 4,滤柱会出现两段,靠近进水为一段,其有机物及氨氮的去除率分别为 3.85 kg-TOC/m³·d 和 0.19 kgN/m³·d;而另一段靠近出水的一部分,其有机物去除率只有 0.42 kgTOC/m³·d,而氨氮去除率达到 0.96 kgN/m³·d。

有机物不仅对氮的去除率有影响,而且也会对生物滤池滤层中微生物的分布产生一定的影响。20 世纪初,人们发现在异氧菌和硝化菌共同存在的生物滤池处理系统中,异氧菌在利用氧和空间的能力方面比硝化菌强,因此当生物滤池在氧的供给以及空间有限时,异氧菌会明显抑制硝化菌的活性^[10-12]。F. Fdz-polanco^[9]在研究上向流生物滤池中异养菌与硝化菌的空间分布情况时指出,当 COD 值较低时(25 mg/l),距离滤层底部 0.5 m 范围内几乎监测不到异养菌,而硝化菌占绝大多数;COD 值较高时,滤层底部异养菌的数量会逐渐增加,同时滤层顶部的硝化菌会显著增加。这是因为在滤层底部,高的异养菌含量会抑制硝化菌的生长,而促使硝化菌向滤层顶部发展;当 COD 值达到 200~400 mg/l 时,硝化菌只在滤层上半段出现,而下段滤池则被异养菌占据。

1.2.2 滤速 Boller^[13]在 1994 年提出,实际所应用的负荷(滤速)是生物滤池处理过程中一个重要的参数。J.-G. Peladan^[14]在研究如何提高生物滤池的硝化率时发现,即便是水力停留时间为 6 min 时,也不会成为该滤池硝化率的限制因素,当滤速达到 30 m³/m²·h,它同样不会成为硝化率的限制因素。Pu-jol^[15]则进一步研究了滤速对硝化率的影响,提出滤速越大,会使水流及生物膜分布均匀,从而提高底物与生物膜以及溶解氧与生物膜之间的传递速率;另外,滤速增加,意味着滤池具有一个较高的表面负荷,它可以使滤料产生轻微的膨胀,这也可提高底物与生物膜之间的传递速率。正因为增加滤速能带给滤池积极的影响,所以,高滤速产生高的硝化率。这一点 Peladan^[14]在他的生产性实验中得到证实。

1.2.3 温度 温度在废水生物处理中一直是一个重要的影响因素,而温度对硝化过程的影响又对生物

滤池设计与运行非常重要。Antoniou^[16]等在1990年用Hoff-Arrhenius方程估算温度的变化在悬浮型生长工艺中对硝化率的影响,但温度对固定生物膜系统内硝化率影响方面的相关研究较少。Fdz-polzanco^[17]1994年认为用上述方程难以解释硝化动力学中温度的影响,因为生物处理过程也受到其他诸如底物扩散与传输以及溶解氧浓度等因素的影响。2002年,Songming Zhu^[18]指出,在固定生物膜系统中,温度对硝化率的影响并没有Hoff-Arrhenius方程所估算的显著。他提出,在溶解氧与氨氮的限制条件下,温度对硝化率的影响是不同的,当温度增加到20℃的过程中,每增加1℃,硝化率分别增加1.108%和4.275%。他还提出,与悬浮生长处理工艺相比,由于固定生物膜系统中微生物增长率的变化,温度对硝化率的影响会大幅度的降低。

1.3 生物滤池反硝化

为了了解在处理高硝酸盐浓度污水时生物滤池进行反硝化的可能性,以及可能会受到怎样的限制,J.Oh经过试验室研究发现^[19],容积负荷 $9 \text{ kgNO}_3^- - \text{N}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 是一个临界值,当容积负荷小于该临界值时,不管负荷如何变化,其出水硝酸盐浓度都能维持稳定;而当容积负荷大于该值时,出水硝酸盐浓度就会发生剧烈变化。另外,R.Canziani^[7]研究了无反冲洗两段式生物滤池对氮的去除情况,前段主要依靠氧气或硝酸盐去除碳,后段主要用于硝化。该工艺通过后段滤池的出水回流至前段滤池并利用前段滤池污水作为碳源进行反硝化,结果发现温度对反硝化有着很大的影响,温度与反硝化率的对数呈线性关系;同时发现,胶体状有机物的水解同样受温度的影响。因此得出结论,分散的有机物颗粒是生物滤池将原水作为碳源进行反硝化的限制性步骤。

李伟光^[20]等在探讨上向流缺氧-好氧生物膜法脱氮系统中各类菌株的分布中发现,在缺氧柱中,氨氧化菌数量在滤柱中部最多,至此向上逐渐减少,反硝化菌数量在滤柱下部较多。这样的菌株分布在水质测定值中也可得到验证,所测得的COD和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 值在滤柱下部到中部之间减少最多,因为反硝化菌在此段最多;而 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 值因氨氧化细菌在滤柱中部到上部之间聚集而在该段增加最多。刘旭东^[21]等在利用A/O上向流生物滤池处理生活污水时也指出,反硝化脱氮作用主要发生在前段的缺氧区,位于其后的滤料层在总氮的去除上已基本没有作用。

1.4 生物滤池短程脱氮

在硝化过程中,把反应控制在亚硝酸盐阶段,然后由亚硝酸盐直接进行反硝化,或是在厌氧及低氧条件下由亚硝酸盐作为电子受体,将氮转化为氮气,以达到缩短反应过程的目的,这两种方式均为短程脱氮。因此,短程脱氮过程中的亚硝酸盐积累及其形成条件无疑成为该领域的研究重点。早在1986年,Suthersan^[22]和Turk^[23]就对短程脱氮工艺与传统的脱氮工艺作了比较,并指出了短程脱氮的优点:如在硝化段可减少25%的能耗,在反硝化段可降低40%对碳的需求,具有较高的硝化与反硝化能力以及产生较少的生物量等。1988年,Le Cloirec和Martin发现^[24],在淹没式固定填料床中,亚硝酸盐的转化率大于硝酸盐的转化率,其去除能力分别为 $1 \text{ kgNO}_3^- - \text{N}/\text{m}^3$ 和 $1.65 \text{ kgNO}_2^- - \text{N}/\text{m}^3$ 。这就说明,在该填料床中存在明显的短程硝化反硝化特征。马军^[25]等人最近通过模型试验研究了生物滤池脱氮过程中的亚硝酸盐积累现象,发现该生物滤池混合液中的亚硝酸盐含量明显高于硝酸盐含量,硝化产物中亚硝态氮所占比例超过60%以上,即反应器内部发生了亚硝酸盐的积累,而且,亚硝酸盐的积累现象会随着滤速的提高而更加明显;同时发现,在反应器内沿水流方向随着氨氮含量的减少,亚硝酸盐逐步增加,达到最大值后随氨氮含量一同降低,而硝酸盐量几乎没有变化。H.Rahmani等还指出^[26],在生物滤池的短程硝化反硝化中,滤池污泥主要由假单胞菌组成,并且表现出较强的对外界的适应能力。滤柱经过反冲洗后,能迅速恢复生物活性并能在3d的处理周期中维持其处理能力;另外,改变含氮污染物类型,即把单纯的亚硝酸盐溶液改为亚硝酸盐和硝酸盐的混合液,生物膜只需很短的环境适应期,就可以恢复对硝酸盐的降解。

2 生物滤池除磷

生物滤池除磷是依靠聚磷菌在厌氧条件下释磷,在好氧条件下吸磷,同时伴有滤料对入流污水中颗

粒物质的截留作用来达到除磷的效果。由于单纯依靠滤料的截留作用,其磷的去除率是比较低的,因此,在滤池内部创造一个厌氧-好氧的环境成为生物滤池除磷的重要条件。

相对于脱氮研究,曝气滤池在除磷方面的研究较少,但近年来也取得了一定的进展。Goncalves^[27]和 Rogalla^[28]在 1992 年用两段式 BAF(厌氧+好氧)交替运行来提高磷的去除效果,发现由于生物滤池属于微生物附着生长型,其污泥的消耗受到限制,致使生物膜中含磷量较高;同时,有机物负荷在厌氧滤池中对磷的释放有较大影响。接着,Goncalves^[29]在 1994 年又用五个生物滤池组成一个系统。在这五个生物滤池中,当原水进入其中一个处于厌氧状态的滤池时,其厌氧滤池的出水平均分配到四个好氧滤池中。运行 2.5 h 后,四个好氧滤池中的一个成为进水厌氧滤池,并且其出水又平均分配,进入其余四个好氧滤池。这样交替进行,每个滤池都可以成为进水滤池,该工艺磷的去除率可达到 60~70%。

Abeyasinghe^[30]也利用两段式生物滤池交替运行在好氧-厌氧状态下,得出结论:该系统好氧-厌氧的循环周期(cycle duration)决定着该系统中磷的释放与吸收。为进一步说明循环周期对该系统中除磷脱氮的影响结果,Shanableh^[31]在 1997 年提出:(1)在厌氧段滤池中,氧的利用率随着循环周期的增加而降低(2)通过改变循环周期而创造的环境条件对生物膜以及生物量的特性有着重要的影响。当循环周期太短时,生物滤池在余氧被耗尽前又开始曝气,使厌氧滤池总处于好氧状态;当循环周期太长时,好氧滤池处于好氧条件,而厌氧滤池总处于厌氧或是缺氧条件。这两种情况均不能对提高生物除磷有帮助。

但这些关于循环周期的研究都不足以对所观察到的生物活动提供一个完满的解释。1998 年,Shanableh^[32]等再一次利用三段式生物滤池对循环周期进行研究,在证实了前面的理论上得出结论,循环周期太短,难以形成有利于磷的释放的足够长的厌氧期,而 12 h 是一个临界值。当循环周期逐步增加到 12 h,单位循环周期的磷的释放活性在增加,而超过 12 h 后,单位循环周期内磷的释放活性则会降低。Abeyasinghe^[30]等利用两段式生物滤池交替曝气系统,对水产业用水进行回用处理,其循环周期在 0~12 h 之间变化,经比较得出,当循环周期为 4 h 时,该系统磷的去除率达到最高 41.2%。

3 生物滤池同步脱氮除磷

现在,也有研究者对生物滤池的同步除磷脱氮进行尝试,并取得一定进展。Koln^[33]的同步除磷脱氮的生物滤池,其磷的去除率可达 70%;Anette^[34]发现,用水解污泥和固体有机废物作为外加碳源,能获得比微生物基于生长所需要的磷高 3 倍的磷的去除量,同时,最大反硝化率为 $2.5 \text{ kgNO}_3^- - \text{N}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$;J. X. Liu 等用新型生物膜-活性污泥系统进行试验,其总氮与总磷的去除率分别达到 75%和 92%。

近来也有研究者对在同一个生物滤池内(一体式生物滤池)完成有机物的去除以及除磷脱氮进行了研究。如 M. Ros 和 J. Vrtovsek^[35]研究的在一个生物滤池内,由下向上依次为厌氧段、缺氧段及好氧段,发现反硝化的去除率由好氧区至缺氧区的回流量所决定,而硝化则依靠溶解氧及反应器中的水利条件所决定。

4 结束语

生物滤池是近年来发展较快的一种古老而新型的水处理技术,其具有的投资少、能灵活地与其他工艺结合及工艺一体化等特点,非常符合我国国情;同时,在去除有机物 C 和营养物 N、P 方面有着巨大的潜能。尽管近年来生物滤池的研究不断进步,在有机物的去除、硝化反硝化以及磷的去除方面已取得很大进展,但众所周知,由于生物除磷与脱氮本身存在矛盾关系,所以,深入研究生物膜的处理机理,特别是滤池中的微生物在好氧厌氧交替过程中的活动状态,以及进一步提高生物滤池去除氮磷的效果等问题成为研究的重点内容;另外,在工艺上,如何使生物滤池与原有生产工艺有效结合或在原有工艺上进行改造,以及进一步深入研究生物滤池一体化等问题,也为我们提供了广阔的研究空间。

参考文献:

[1] Iida, Y. and McCarty, P. L., Nitrogen removal from municipal wastewater by a single submerged filter. J. Water Pollut[J]. Control

- Fed., 1984, 56, 251 - 258.
- [2] 郭天鹏,汪诚文. 升流式曝气生物滤池深度处理城市污水的工艺特性[J]. 环境科学, 2002, 23(1): 58 - 61.
- [3] K. - U. Richter, G. Krüner, Elimination of nitrogen in two flooded and statically packed bed biofilters with aerobic and anaerobic microsites[J]. Wat. Res., 1994, 28(3): 709 - 716.
- [4] D. H. Abeysinghe, A. Shanableh and B. Rigden. Biofilter for water reuse in aquaculture[J]. Wat. Sci. Tech., 1996, 34(11): 253 - 260.
- [5] P. C. Chui, Y. Terashima, J. H. Tay and H. Ozaki. Wastewater treatment and nitrogen removal using submerged filter systems[J]. Wat. Sci. Tech., 2001, 43(1): 225 - 232.
- [6] P. Chudoba and R. Pujol. A three - stage biofiltration process: performances of a pilot plant[J]. Wat. Sci. Tech., 1998, 38 (8 - 9): 257 - 265.
- [7] R. Canziani, R. Vismara, D. Basilico and L. Zinni. Nitrogen removal in fixed - bed submerged biofilters without backwashing[J]. Wat. Sci. Tech., 1999, 40(4 - 5): 145 - 152.
- [8] Songming Zhu, Shulin Chen. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters[J]. Aquacultural Engineering, 2001, 25: 1 - 11.
- [9] F. Fdz - polanco, E. Mendez, M. A. Uruena, S. Villaverde and P. A. Garcia. Spatial distribution of heterotrophs and nitrifiers in a submerged biofilter for nitrification[J]. Wat. Res., 2000, 34(16): 4 081 - 4 089.
- [10] Cheng, S. S., Chen, W. C. . Organic carbon supplement influencing performance of biological nitrification in a fluidized bed reactor[J]. Wat. Sci. Tech., 1994, 30(11): 131 - 142.
- [11] Figueroa, L. A., Silverstein, J. . The effect of particulate organic matter on biofilm. Water Environ[J]. . Res. 1992, 64(5): 728 - 733.
- [12] Ohashi, A., Viraj de Silva, D. G., Mobarry, B., Manem, J. A., Rittmann, B. E. . Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi - species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs[J]. Wat. Sci. Tech., 1995, 32(8): 75 - 84.
- [13] Boller, M., Gujer, W. and Tschui, M. Parameters affecting nitrifying biofilms reactor[J]. . Wat. Sci. Tech., 1994, 29(10 - 11): 1 - 12.
- [14] J. - G. Peladan, H. Lemmel and R. Pujol. High nitrification rate with upflow biofiltration[J]. Wat. Sci. Tech., 1996, 34(1 - 2): 347 - 353.
- [15] R. Pujol, H. Lemmel and M. Gousailles. A keypoint of nitrification in an upflow biofiltration reactor[J]. Wat. Sci. Tech., 1998, 38 (3): 43 - 49.
- [16] Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Lyberators, G., Svoronos, S. A. . Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria[J]. . Water Res., 1990, 24: 97 - 102.
- [17] Fdz - Polanco, F., Villaverde, S., Garcia, P. A. . Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters: activation and free ammonia inhibition[J]. Wat. Sci. Tech., 1994, 30: 121 - 128.
- [18] Songming Zhu, Shulin Chen. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film bilfilters[J]. Aquacultural Engineering., 2002, 26: 221 - 237.
- [19] J. Oh., S. M. Yoon and J. M. Park. Denitrification in submerged biofilters of concentrated - nitrate wastewater[J]. Wat. Sci. Tech., 2001, 43(3 - 4): 217 - 223.
- [20] 李伟光. 缺氧 - 好氧生物膜法脱氮系统中各类菌株分布的探讨[J]. 哈尔滨建筑大学学报, 1997, 30(1): 62 - 66.
- [21] 刘旭东, 杨正松, 张建. A/O 一体式曝气生物滤池处理生活污水[J]. 2002, 28(5): 14 - 17.
- [22] Suthersan S. and Ganczarczyk J. J. . Inhibition of nitrite oxidation during nitrification: some observations[J]. . Wat. Poll. Res. J. Can., 1986, 21: 257 - 266.
- [23] Turk O. and Ganczarczyk J. J. . Inhibition of nitrite oxidation during nitrification: some observations[J]. Can. J. Civ. Engrs 1986, 13: 600 - 605, .
- [24] Le Cloirec P. and Martin G. . Procédé biologique autotrophe délimination totale de l'azote minéral (ammoniacque, nitrites et nitrates)[J]. Wat. Supply 1988, 6: 151 - 156.
- [25] 马军, 邱立平. 曝气生物滤池中的亚硝酸盐积累及其影响[J]. 环境科学, 2003, 24(1): 84 - 90.
- [26] H. Rahmani, J. L. Rols. Nitrite removal by a fixed culture in a submerged granular biofilter[J]. Wat. Res. 1995, 29: 1745 - 1753.
- [27] Goncalves, R. F. and Rogalla, F. . Continuous biological phosphorus removal in a biofilm reactor[J]. Wat. Sci. Tech., 1992(a), 26

(9 - 11): 2 027 - 2 030.

- [28] Concalves, R. F. and Rogalla, F. . Biological phosphorus removal in fixed film reactors[J]. Wat. Sci. Tech. , 1992(b), 25(12): 165 - 174.
- [29] Concalves, R. F. , Le Grand, L, and Rogalla, F. Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal[J]. Wat. Sci. Tech. , 1994, 29(9 - 11): 135 - 143.
- [30] Abeyasinghe, D. , Shanableh, A. and Rigden, B. . Biofilters for water reuse in aquaculture[J]. Wat. Sci. Tech. , 1996, 34(11): 253 - 260.
- [31] A. Shanableh. Effect of cycle duration on phosphorus and nitrogen transformations in biofilters[J]. Wat. Res, 1997, 31(1): 149 - 153.
- [32] A. Shanableh, , and A. Hijazi. Treatment of simulated aquaculture water using biofilters subjected to aeration/non - aeration cycles [J]. Wat. Sci. Tech. , 1998, 38(8 - 9): 223 - 231.
- [33] R. Pujol, M. Hamo, X. Kandel, et al. Biofilters: Flexible, reliable biological reactor[J]. Wat. Sci. Tech. , 1994, 29(10 - 11): 33 - 38.
- [34] Anette aeoøy, Hallvard Ødegaard, Kristin bach, et al. Denitrification in a packed bed biofilm reactor(biofor) - experiments with different carbon sources[J]. Wat. Res. 1998, 32(5): 1 463 - 1 470.
- [35] M. Ros, J. Vrtovsek. Wastewater treatment and nutrient removal in the combined reactor[J]. Wat. Sci. Tech. , 1998, 38(1): 87 - 95.

(上接第 119 页)

4 结论

隔震分析结果表明,在本工程中采用基础隔震技术,能使结构在大震作用下仍处于弹性工作状态,从而使结构由传统抗震设计的“大震不倒”提高到“大震不坏”,结构具有优越的抗震性能。由于地震的不确定性,对低烈度区的一些重要工程,如政府机关、医院、邮政、电讯枢纽等,适当提高其抗震设防标准,对于减轻地震损失、有效地组织抗震救灾具有重要的意义。

参考文献:

- [1] 姚谦峰,王建强.咸阳市房地局基础隔震综合住宅楼地震反应分析[J].工业建筑,2003,33(12):49 - 50.
- [2] 唐家祥,刘再华.建筑结构基础隔震[M].武汉:华中理工大学出版社,1993.
- [3] 周福霖.工程结构减震控制[M].地震出版社,1997.
- [4] 叶列平.日本免震构造协会.图解隔震结构入门[M].北京:科学出版社,1998.
- [5] 张旭红.底部框剪上部组合砖墙房屋及其基础橡胶垫隔震弹塑性时程反应分析[D].山西太原:太原理工大学,1999.
- [6] 赵斌.建筑结构基础隔震与结构控制的滑移模态方法[D].陕西西安:西安建筑科技大学,1998.
- [7] 张雄,刘浩吾.砖混建筑模型基底隔震试验研究[J].地震工程与工程震动,1995,13(1):119 - 124.
- [8] 张旭红,张善元,吴敏.底框结构基础橡胶垫隔震设计及其时程分析[J].太原理工大学学报,1999,30(4):335 - 337.
- [9] Delfosse GC. The GRPEC system: A new highly effective aseismic system[M]. Proc of 6 th World conference on earthquake Engineering, 1977.