

生物强化技术在难降解有机物处理中的应用*

韩力平 王建龙 施汉昌 钱 易

(清华大学环境科学与工程系环境模拟与污染控制国家联合重点实验室, 北京 100084, E-mail: hanliping@263.net)

摘要 介绍生物强化技术的原理、特点、发展及这一技术在难降解有机物处理方面的应用; 讨论这一技术在改善传统生物处理构筑物处理难降解有机物的效能、去除土壤及地下水和地表水中难降解有机物的可行性; 指出了目前存在的问题和今后的发展方向。

关键词 生物强化技术, 微生物投加, 难降解有机物, 生物修复。

Bioaugmentation for Removal of Recalcitrant Organics*

Han Liping Wang Jianlong Shi Hanchang Qian Yi

(Environment Simulation and Pollution Control State Key Joint Laboratory, Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China E-mail: hanliping@263.net)

Abstract Using bioaugmentation to remove recalcitrant organics in conventional biological treatment process, such as ASR, in soil and in groundwater was proved to be an effective way in dealing with environmental problems caused by xenobiotics. Some specific examples were presented and results were analyzed. The difficulties involved in the application of bioaugmentation were discussed and suggestions for further improvement were given.

Keywords bioaugmentation, xenobiotics, recalcitrant organics, inoculation, bioremediation.

近几十年来, 大量的人工合成化合物(xenobiotics)进入环境, 由于本身的结构复杂性和生物陌生性, 很难在短时间内被微生物利用而进入物质循环。难降解有机物是这类化合物的主要组成部分, 它们的处理对原有的处理设施和技术提出了挑战。生物强化技术(bioaugmentation)可以充分发挥微生物的潜力, 改善难降解有机物生物处理效果^[1]。本文结合近年来生物强化技术的发展, 对生物强化技术在难降解有机物处理方面的应用, 及其可行性进行了探讨。

1 生物强化技术的提出及其特点

一种处理体系中的微生物群落组成决定着对某类化合物的去除效果。难降解有机物难以生物降解是因为: ①处理体系中不存在能够降解这类化合物的微生物或只存在很少数量, 由于受到其它生物的竞争、捕食, 很难大量繁殖, 发挥作用; ②环境条件, 诸如温度、pH、盐度、溶解氧等不利于特定微生物发挥其降解功能。环境因素的影响相对于生物因素来说较易控制, 因此是否存在一定数量的降解某类化合物的微生物就成了问题的关键。生物强化技术就是基于这一点而发展起来的。

生物强化技术是指在生物处理体系中投加具有特定功能的微生物来改善原有处理体系的处理效果, 如难降解有机物的去除等。投加的微生物可以来源于原

来的处理体系, 经过驯化、富集、筛选、培养达到一定数量后投加, 也可以是原来不存在的外源微生物。在生物强化技术的实际应用这 2 种方法都有采用, 这取决于原有处理体系中的微生物组成及所处的环境^[2]。

2 生物强化技术的应用

2.1 改善传统活性污泥法等废水生物处理构筑物处理难降解有机物的能力

难降解有机物的存在不仅自身很难通过活性污泥法等生物处理构筑物中的微生物作用得到去除, 而且有时还会影响其它化合物的去除效果, 总体表现为较低的 COD 去除率。如果原来的生物处理构筑物中不含降解某种难降解有机物的微生物种群, 加入一定量的经过筛选的具有特定降解功能的微生物就可以针对性地有效去除这种物质; 如果原来生物处理构筑物中存在少量的可降解这种有机物的微生物种群, 则需要较长的一段时间经过微生物的诱导、驯化才能使系统对这种有机物达到一定的处理效果, 而采用生物强化的方法就可以大大缩短微生物驯化所需要的时间, 不

* 国家自然科学基金资助项目(Project Supported by the National Natural Science Foundation of China): 29637010
作者简介: 韩力平(1973~), 男, 博士生, 主要研究方向为难降解有机物生物治理
收稿日期: 1998-12-02

需要延长原系统的水力停留时间而达到较好的去除效果^[3]。Selvaratnam 等人^[4]通过在活性污泥法中投加苯酚降解菌 *Pseudomonas putida* ATCC11172 提高了苯酚的去除率,系统在 40d 内一直可保持 95% ~ 100% 的苯酚去除率;而没有进行生物强化的对照组中苯酚的去除率开始很高,但很快降到 40% 左右。Ahring 等人^[5]把 3-氯苯降解菌 *Desulfomonile tiedjei* 投加到厌氧颗粒污泥反应器中,3-氯苯可以很快地转化为苯而被原来反应器中的细菌去除,而不投加菌的对照组中 3-氯苯几乎不降解。在 HRT 为 0.5d 的状态下,反应器在几个月内对 3-氯苯都有很好的去除效果,实验表明,投加的菌株已经固定化在颗粒污泥中,并且可以保持很高的活性。

在生物强化技术的应用中,微生物的投加量是影响生物强化效果的一个关键因素。Babcock Jr 等人^[6]对此作了深入的研究,他们发现,微生物投加量分别为反应器中 MLVSS 质量百分比的 1, 2, 5, 10, 20 和 50 时,1-萘胺去除率提高的百分数分别为 0, 33, 100, 100, 100 和 300。在 10mg/L 的 1-萘胺降解实验中,增加投加量可明显缩短达到检测限浓度所需要的时间。此外,经生物强化的反应器抗冲击负荷能力也明显增强。

一项生物强化技术要想获得成功,必须要同时考虑许多的影响因素。首先,用于驯化培养所要投加的微生物的底物浓度往往比实际处理构筑物中的浓度高许多,微生物投加之后是否能够降解低浓度的底物是必须考虑的问题。其次,投加后的微生物面临的是一个复杂的生态环境,既有微生物种群之间的竞争,也有被原生动动物捕食的可能。因此,若想达到良好的生物强化效果,投加的微生物必须在处理构筑物中保持一定的代谢活力,维持一定的数量,另外,废水处理构筑物中往往同时含有多种化合物,有的可能对投加的微生物有毒害作用,有的可能会被投加的微生物优先利用而影响目标化合物的降解。Zaidi 等人^[7]给出了这样一个例子,对-硝基苯酚(PNP)降解菌投加到含 PNP 的工业废水中,当废水中同时含有葡萄糖和 PNP 时,葡萄糖和 PNP 量比例不同会影响该菌种对 PNP 的利用顺序,从而影响 PNP 的降解时间和降解效率。因此在进行生物强化之前,需要进行一系列的实验,妥善解决可能会出现的问题,才能保证生物强化技术的有效实施。

2.2 去除土壤中难降解有机物

土壤的生物修复(bioremediation)是生物强化技术最早应用的一个领域,特别是近年来,由于石油泄露和污染物不合理处置造成了大面积的土壤受到难降解有机物的污染,仅仅依靠土壤自身微生物群落的自净能

力很难在短时间内有效地去除这类化合物,并且随着它们在土壤中存留时间的延长,将越来越难以被降解。通过生物强化技术在土壤中引入能够有效降解目标化合物的微生物(纯菌株或混合菌株),相对于其它物理、化学处理方法是一种简便、有效且价格合理的处理方法,已被广泛采用^[8]。

土壤是一个复杂的生态系统,受到各种环境条件和生物因素的影响。在进行受到难降解有机物污染的土壤生物修复工作时,首先要对当地土壤的理化特性,土壤中存在的微生物群落组成、分布,以及各种环境条件进行调查,研究,针对所需处理的难降解有机物的结构、物化特性选择适合的生物强化微生物进行初步的试验,不断完善、改进,并最终确定生物修复的合理方案。生物修复工作所要考虑的各种因素列于表 1 中。

表 1 土壤生物修复的影响因素

来 源	影 响 因 素
土 壤	土质结构特点 颗粒大小分布 有机质及矿物质
	含量吸附性能 含水量 盐度 pH 含氧量 营养物质种类、数量及分布
污染物	化学结构 分子量 挥发性 溶解性 吸附性 在土壤中存在时间及分布
微生物	代谢活性 生长速率 流动性 捕食及竞争关系
环境条件	温度及其波动 风力 降雨/雪量

土壤是一个相对贫瘠的环境,生物强化微生物引入到土壤中能否充分发挥它的降解功能受到许多因素的制约,其中原生动物的捕食造成的微生物数量的减少是一个很重要的因素^[9]。此外生物强化微生物能否与难降解有机物充分接触而使其降解也直接关系到生物修复工作的成效^[10]。Bosma 等人^[11]认为土壤的传质限制,如污染物的扩散限制,土壤对污染物的吸附等是生物修复能否成功的决定性因素。最近 Deitsch 等人^[12]通过实验证明在受污染土壤中加入一定量适当的表面活性剂可以增加微生物与污染物之间的接触,从而改善了生物修复的效果。

目前已有不少受到难降解有机物污染的土壤生物修复工作成功的报道。Shin 等人^[13]通过投加 *Clostridium bifermentans* 对受 2, 4, 6-三硝基甲苯(TNT)污染的土壤进行了生物修复,达到了很好的效果。Shapir 等人^[14]报道,在受到除草剂莠去津(Atrazine)污染的土壤中投加 *Pseudomonas* sp. ADP 进行生物强化可使莠去津达到 90% ~ 100% 的完全矿化率,而依靠土壤本身的微生物降解作用,虽然能够降解一部分莠去津,但其矿化率只有 1%。Iest an 等人^[15]采用三株不同真菌, *I. lacteus*, *B. adusta* 和 *T. versicolor* 进行生物强化处理受到五氯酚(PCP)污染的土壤,PCP 的去除率可以分别

达到 86%、82% 和 90%。

采用生物强化技术进行生物修复是去除土壤中难降解有机物的一种切实可行的方法,但笔者认为目前还需要加强以下几个方面的工作,使得生物修复技术更加完善有效。①生物修复过程的监测,各种影响因素的作用机制;②生物强化微生物投加后的生理、形态变化及种群的动态变化;③改善生物修复效果的添加剂的研制及其作用机理;④已取得成果的综合、总结,构建完整的数据库。

2.3 地表水和地下水中难降解有机物的处理

由于地表水和地下水污染的特点决定了生物强化技术在这一领域的应用还需要考虑以下几个方面:①受污染地表和地下水处理量较大,污染物浓度相对较低,生物强化微生物需要适应这一环境条件并且保持活性,维持一定数量,有时需要采取一些有效手段增加与污染物的接触,即增加污染物的生物可利用性(Bioavailability);②水体的流动性及污染物的分布特性决定着微生物的投加量、频度及投加方式;③健康方面的考虑,地表水和地下水与人及动植物的生存密切相关,生物强化的微生物不能是治病菌,在其降解污染物的过程中不能产生有毒害作用的中间产物。

Duba 等人^[16]将 5.4kg 干重的三氯乙烯(TCE)降解菌 *Methylosinus trichosporium* OB3b 与 1800L 地下水混合后注入到一个深 27m 的井中,大约 50% 的投加菌吸附到沉积物上,形成一个原位固定床生物反应器,受 TCE 污染的地下水以 3.8L/min 的速率连续抽提通过这一生物滤层,保持 30h,然后改为 2.0L/min 的速率维持 39d。现场实验证明抽提出的地下水中 TCE 的浓度由 0.425 降至 0.01mg/L 相当于 98% 的降解率,随着时间的延长处理效率逐渐降低。

最近一些研究者发现,在生物强化的同时添加一些无毒害作用的营养物质(如乳酸、甲酸、乙酸等)可以大大提高生物强化的效果^[17]。另外改进投加微生物的方法,使之在水体中分布均匀,提高水体中的溶解氧含量也会有助于取得更好的生物强化效果。

受到难降解有机物污染的地表水和地下水水域面积不断增加,已引起人们的关注。开发价廉适用的生物强化制剂和选择合理的投加、运行方案是解决这一问题的一种有效手段。

3 结论和展望

随着近年来一些新技术,特别是生物技术的发展,生物强化技术的内涵和应用范围逐渐扩大,可行性和有效性逐渐增强,被越来越多的人所接受和采纳,如采

用固定化细胞技术使投加的微生物可以保持较长时间的活性,并且可以反复利用。利用基因重组技术可以得到降解能力更强的菌株,也可以使一些降解菌株在极端的环境条件下(如低温、高盐度、强酸/碱性等)发挥效力。这些问题的讨论可以参考有关文献^[18]。

参 考 文 献

- Huban C M et al. Bioaugmentation put microbes to work. Chemical Engineering, 1997, **104**(3): 74 ~ 84
- Wang Jianlong et al. Biodegradation of phthalic acid ester in soil by indigenous and introduced microorganisms. Chemosphere, 1997, **35**(8): 1747 ~ 1754
- Horowitz J B, Vilker V L. Biodegradation process development using a bacterial cytochrome in vivo. Biotechnol. Bioeng., 1994, **44**(2): 248 ~ 255
- Selvaratnam C et al. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1997, **47**(2): 236 ~ 240
- Ahring B K et al. Appl. Environ. Microbiol., 1992, **58**(11): 3677 ~ 3682
- Babcock Jr R W et al. Environ. Res., 1992, **64**(6): 782 ~ 791
- Zaidi B R, Mehta N K. Biotechnol. Lett., 1996, **18**(5): 565 ~ 570
- Korda A et al. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1997, **48**(4): 677 ~ 686
- Wright D A et al. Appl. Environ. Microbiol., 1995, **61**(10): 3537 ~ 3543
- Head L M. Bioremediation: towards a credible technology. Microbiology, 1998, **144**(3): 599 ~ 608
- Bosma T N P et al. Environ. Sci. Technol., 1997, **31**(1): 248 ~ 452
- Deitsch J J, Smith J A. Environ. Sci. Technol., 1995, **29**(4): 1069 ~ 1080
- Grigg B C et al. Pestic. Sci., 1997, **50**(2): 211 ~ 220
- Shapir N, Mandelbaum R T. J. Agric. Food Chem., 1997, **45**(11): 4481 ~ 4486
- Lestan D, Lamar R T. Appl. Environ. Microbiol., 1996, **62**(6): 2045 ~ 2052
- Duba A G et al. TCE Remediation using *in situ* resting-state bioaugmentation. Environ. Sci. Technol., 1996, **30**(6): 1982 ~ 1989
- Munakata-marr J et al. Environ. Sci. Technol., 1996, **30**(6): 2045 ~ 2052
- Christensen B B et al. Establishment of genetic traits in a microbial biofilm community. Appl. Environ. Microbiol., 1998, **64**(6): 2247 ~ 2255