

生物滞留设施植物·填料·微生物研究进展

阮添舜, 李家科* (西安理工大学西北旱区生态水利工程国家重点实验室培育基地, 陕西西安 710048)

摘要 总结了生物滞留设施对污染物质的净化效果与机制;从生物滞留系统植物选择、填料优化、高效微生物筛选3个方面论述了国内外主要研究进展和成果。结合植物的选择原则和作用,对植物进行了归类对比和区域划分;讨论了现有填料的组成及不足,提出了填料的优化措施;归纳了重金属和有毒有机物高效降解菌的筛选情况,以推动应用微生物技术在生物滞留系统中的研究。

关键词 生物滞留;去除效果;植物选择;填料优化;微生物

中图分类号 S182 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2017)18-0063-07

Research Progress of Plant, Filler, Microorganism in Bioretention

RUAN Tian-shun, LI Jia-ke* (State Key Laboratory Base of Eco-Hydraulic Engineering in Arid Region, Xi'an University of Technology, Xi'an, Shaanxi 710048)

Abstract The purification effect and mechanism of bioretention facilities on pollutant were sum up. The main achievements at home and abroad of bioretention system were discussed from three aspects, including plant selection, packing optimization, and efficient microbial screening. The classification comparison and regional classification of plants were carried out according to the principles and functions of plant selection. Composition and shortcomings of the existing fillers were discussed, and the optimization measures of filler were proposed. The screening situation of efficient degrading bacteria of heavy metals and toxic organic compounds were summarized in order to promote the research of microbial technology in the bioretention system.

Key words Bioretention; Removal effect; Plant selection; Filler optimization; Microorganism

随着城市化进程的加快,由雨水引发的城市洪涝灾害、非点源污染等问题日益凸显。针对该问题,国内外学者探索了诸多雨洪管理措施,其中低影响开发(low impact development, LID)技术得到了广泛关注与推广。生物滞留便是基于源头控制理念的一种城市雨水 LID 技术,在径流量、水质调控方面具有较好效果^[1],已被美国、瑞典、新西兰、加拿大、日本、澳大利亚、韩国等广泛采用。它是通过增加水分的蒸发与渗透来模拟自然的水文过程,从而达到对雨水的滞留与净化^[2],主要用于对小概率暴雨和高频率小降雨事件的初期雨水进行处理,而超出生物滞留系统处理能力的雨水则可由溢流系统进行排放^[3-5]。

植物对生物滞留池有着直接和间接的双重影响^[6]。直接影响包括降解有机物、吸收营养物质和重金属及保持土壤长期处于多孔结构等。特别是夏季和春季,植物生长过程中吸收的氮和磷通过植物收割可彻底去除。间接影响在于植物通过为生物滞留池提供有机物、改变土壤 pH、改善干燥期和水分滞留环境等方式,对土壤根际和非根际区域的微生物种群产生影响^[7]。

填料对生物滞留系统功能的发挥起着关键作用,尤其在保持生物滞留设施内的排水性、磷素的有效去除及植物的正常生长具有重要意义^[8]。国外已有生物滞留相关设计规范和关于填料的选择标准,同时,也对填料做了进一步改良。但是,国内大多仍借鉴国外研究经验对填料进行改良。早期,设施内的填料比较单一,主要为天然种植土,它们的渗透性大多较好,如砂壤土^[9]。随着相关研究和实践的发展,混合填料成为生物滞留设施的推荐填料,主要有沙、表层土和有机物料及改良剂的混合填料等。目前,国内外大量专家致

力于研究生物滞留设施对水质的净化问题,其中微生物扮演着重要角色。微生物参与氨化、硝化、反硝化作用,从而达到脱氮除 COD 的目的,它还能富集水中的磷,从而达到除磷的目的;在微生物对重金属的转化中,可以借鉴土壤污染微生物修复经验,利用微生物代谢活动,降低土壤环境中的重金属含量,或通过改变重金属在土壤中的化学形态来降低重金属对生物的毒性^[10]。雨水径流中还含有一些难降解的有毒有机物,而微生物技术具有其他技术手段无法比拟的优势,已成为世界各国科学家改良和修复生物滞留系统研究的前沿领域之一^[11]。笔者在总结近些年研究成果的基础上,主要就植物选择、填料优化、高效微生物筛选等进行了总结和分析,归纳并提出了关于生物滞留系统亟待解决的关键问题,以为生物滞留系统的改进、优化和提效提供参考。

1 生物滞留池对径流中污染物质的净化效果与机理

生物滞留池包括植被层、种植土层、填料层和砾石层,主要依靠植物的同化吸收作用、土壤中微生物的修复作用、填料的物理过滤、吸附、离子交换以及砾石层的固体沉淀作用等来净化径流雨水中的污染物质^[12]。生物滞留池对径流中总悬浮颗粒物、重金属、油脂类及致病菌等污染物有较好的去除效果且较为稳定,而对氮、磷等营养物质的去除效果相对不稳定(表1)。

对氮的研究结果表明,生物滞留系统对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除效果较好,去除率均在 60% 以上;而对 TN 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的去除率波动较大。有学者研究表明, TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 不但没有得以去除,而且出现了出水浓度高于进水的现象^[28]。雨水径流中氮的赋存形态包括有机氮和无机氮,具体可分为颗粒有机氮(particulate organic nitrogen, PON)、溶解有机氮(dissolved organic nitrogen, DON)和无机氮(dissolved inorganic nitrogen, DIN),而无机氮主要有 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 3种形式。在生物滞留池中, PON 主要随径流中的 TSS,

作者简介 阮添舜(1993—),男,陕西渭南人,硕士研究生,研究方向:城市雨洪管理。* 通讯作者,教授,博士,博士生导师,从事非点源污染与水资源保护研究。

收稿日期 2017-04-26

表 1 生物滞留池对径流中污染物质的净化效果^[13-27]

Table 1 Removal efficiency of bioretention facilities on pollutant in runoff

序号 No.	项目 Item	污染物去除率 Pollutant removal rate//%		参考文献 Reference
		国内 Domestic	国外 Abroad	
1	总悬浮物(TSS)	> 90.00	60.00 ~96.00	[13-15]
2	总氮(TN)	-50.41 ~60.00	-133.00 ~99.00	[15,25-27]
3	总磷(TP)	-86.30 ~86.04	-240.00 ~85.00	[15,26-28]
4	重金属(Cu、Zn、Pb)	52.90 ~99.90	43.00 ~98.00	[14-17,27]
5	NH ₄ ⁺ -N	64.00 ~95.20	73.00 ~94.00	[13,20-22,27]
6	NO ₃ ⁻ -N	-9.00 ~42.80	-347.40 ~78.90	[15,23-24,27]
7	油和油脂	—	> 96.00	[14,18]
8	病原菌	—	69.00 ~97.00	[13,19]

通过过滤、沉淀和吸附等作用被滞留^[29];DON 则可在微生物的作用下,最终转化为 NH₄⁺-N 或 NO₃⁻-N。在无机氮去除

方面,生物滞留池中的土壤颗粒带负电荷,NH₄⁺-N 带正电容易被吸附;同时,植物根系的氧气传输作用以及种植土层与填料层的较大颗粒孔隙,可使生物滞留池内处于好氧状态,更有利于硝化反应,因此对 NH₄⁺-N 的去除效果较好。与 NH₄⁺-N 相比,生物滞留池对 NO₃⁻-N 的去除难度较大。研究发现,在底部设置淹没厌氧区并投加碳源,可使生物滞留系统对 NO₃⁻-N 的去除率提高至 75%;而无这种设置,去除率仅为 13%,但碳源的加入量必须严格控制,否则会造成填料中的氮营养物本底值过高,导致淋洗作用下出流水质恶化^[30]。研究还发现,若没有反硝化反应或没有足够的反硝化作用,在持续干旱后 NO₃⁻-N 的淋洗效果会更强,而设置淹没厌氧区和投加碳源会抵抗这种不利影响^[31]。氮在生物滞留系统内的迁移转化见图 1。

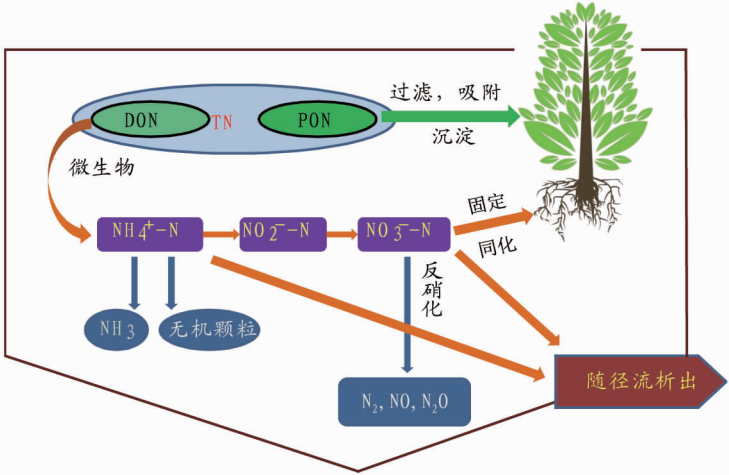


图 1 氮在生物滞留系统内的迁移转化^[28-31]

Fig.1 Migration and transformation of nitrogen within bioretention system

对磷的研究结果表明,生物滞留池对 TP 的去除效果与 TN、NO₃⁻-N 类似,波动性较大。城市径流中的磷按物理形态可分为颗粒态磷(particulate phosphorus, PP)和溶解态磷(dissolved phosphorus, DP)。PP 随着径流中的 TSS,主要依靠过滤、吸附和沉淀作用去除;DP 相对于 PP 较难去除,主要通

过填料吸附、植物吸收及微生物转化等作用去除。研究表明,DP 易与填料中的金属物质反应,生成颗粒态金属盐沉淀得以去除^[32-33]。因此,生物滞留池中填料对磷的去除影响较大,尤其是填料中磷的本底值及后期被吸附 DP 的解吸。磷在生物滞留系统内的迁移转化如图 2 所示。

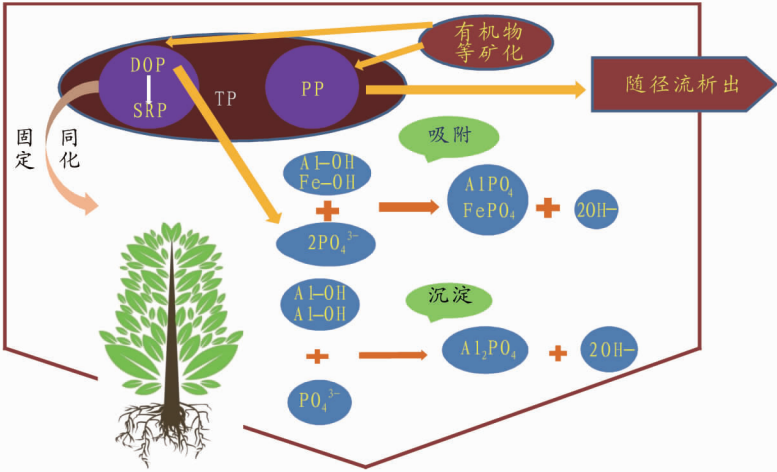


图 2 磷在生物滞留系统内的迁移转化^[32-33]

Fig.2 Migration and transformation of phosphorus within bioretention system

2 生物滞留设施的植物选择

2.1 植物选择的原则 生物滞留系统作为一种有效的雨水收集和净化系统,应符合以下原则:优先选用本土植物,对不同生长环境都有一定的适应能力;选用茎叶茂盛、根系发达、净化能力强的植物;选用既耐涝又具有一定抗旱性的植物;选择生物量大、生长周期短的植物;有经济价值和景观效果,不是入侵物种^[34]。

2.2 适宜生物滞留设施的植物 生物滞留设施通过植物、

土壤的作用对地面径流进行滞留、净化、渗透及排放。在生物滞留设施中,根据土壤等级及蓄水池位置的不同分为2个区块,缓冲区:只需要承受季节性水淹,被淹时间较短,同时具有较强的抗旱和抗雨水冲刷能力;淹没区:应能耐周期性水淹、根系发达、净化污水能力强,且具有一定的抗旱能力^[35]。按特性、不同区块、适用地域划分的适宜生物滞留设施的植物见表2。

表 2 适宜生物滞留设施的植物
Table 2 Suitable plants in bioretention facilities

植物名 Plant name	科 Families	属 Genera	特性 Characteristic	种植区块 Planting area	适用地域 Applicable area
三白草 <i>Saururus chinensis</i>	三白草科	三白草属	抗旱性较强	缓冲区	河北、山东、河南和长江流域及其以南各省区 我国各大城市均有栽培,原产于南美洲
红 莲 子 草 <i>Alternanthera paronychioides</i>	苋科	苋属	抗旱性较强	缓冲区	
万寿菊 <i>Tagetes erecta</i> L.	唇形科	鼠尾草属	生长适宜温度为 15 ~ 25 ℃	缓冲区	我国各地均有栽培
一 串 红 <i>Salvia splendens</i> Ker-Gawler	唇形科	鼠尾草属	适宜于 pH 5.5 ~ 6.0 的土壤中生长,耐寒性差	缓冲区	原产地在巴西,我国各地庭院中广泛栽培
黑眼苏珊 <i>Thunbergia alata</i>	爵床科	山牵牛属	生长适温 20 ~ 30 ℃,耐寒性较差	缓冲区	原产南非,现我国各地均有种植
千屈菜 <i>Lythrum salicaria</i>	千屈菜科	千屈菜属	抗旱性较强,对污染物质的去除能力不强 ^[36]	缓冲区	亚洲、欧洲、非洲的阿尔及利亚、北美和澳大利亚东南部
香根草 <i>Vetiveria zizanioides</i> L.	禾本科	香根草属	根系强大,抗旱、耐涝、抗寒热、抗酸碱,对氮、磷的去除效果明显 ^[37]	缓冲区	热带、非洲
芦竹 <i>Arundo donax</i>	禾本科	芦竹属	生物量大,抗旱性较强	缓冲区	亚洲、非洲、大洋洲热带地区广布
芦苇 <i>Phragmites australis</i>	禾本科	芦苇属	对 COD 有降解作用,适应性、抗逆性强 ^[38]	缓冲区	世界各地均有生长,在灌溉沟渠旁、河堤沼泽地等低湿地或浅水中
薏苡 <i>Coix lacryma-jobi</i> L.	禾本科	薏苡属	抗旱性较强	缓冲区	亚洲东南部与太平洋岛屿
慈 姑 <i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	泽泻科	慈菇属	对 BOD ₅ 的去除率较高 ^[39]	缓冲区	亚洲、欧洲、非洲的温带和热带均有分布
茭 白 <i>Zizania latifolia</i> (Griseb.) Stapf	禾本科	茭白属	对 Mn、Zn 等金属元素有一定富集作用,对 BOD ₅ 的去除率较高 ^[39] ,不耐旱	缓冲区	不耐寒冷和高温干旱;产于我国,东南亚
姜花 <i>Hedychium coronarium</i>	姜科	姜花属	易吸收氮元素 ^[40] ,不耐寒、不耐旱	缓冲区	分布于广西、广东、香港、湖南、四川、云南等地
细叶莎草 <i>Cyperus papyrus</i> ‘Gracilis’	莎草科	莎草属	根系深,易吸收氮、磷 ^[40] ,不耐寒	缓冲区	喜温暖水湿环境,耐阴,生长在热带至亚热带
香菇草 <i>Hydrocotyle vulgaris</i>	伞形科	天胡荽属	易吸收氮、磷 ^[40] ,不耐寒	缓冲区	欧洲、北美南部及中美洲地区
美人蕉 <i>Canna indica</i> L.	美人蕉科	美人蕉属	对 COD 和氨态氮的去除效果明显 ^[36] ,根系较浅	缓冲区	分布于印度以及我国大陆的南北各地,生长于海拔 800 m 的地区,不耐寒
香蒲 <i>Typha orientalis</i>	香蒲科	香蒲属	根系发达,对 COD 和氨态氮的去除效果明显	缓冲区	我国、菲律宾、日本、原苏联及大洋洲等地
旱伞草 <i>Cyperus alternifolius</i>	莎草科	莎草属	不耐寒	缓冲区	旱伞草原产于非洲马达加斯加,现我国南北各地均有栽培
石菖蒲 <i>Acorus tatarinowii</i>	天南星科	菖蒲属	不耐旱	缓冲区	分布于亚洲,包括印度东北部、泰国北部、我国、韩国、日本等
灯心草 <i>Juncus effusus</i> L.	灯心草科	灯心草属	抗旱性较强,净水效果好 ^[38]	缓冲区	江苏、福建、四川、贵州、云南等地
泽 泻 <i>Alisma plantago-aquatica</i> Linn.	泽泻科	泽泻属	耐寒抗旱	缓冲区	产地黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、河北、山西、陕西、新疆、云南等省区
黄菖蒲 <i>Iris pseudacorus</i> L.	鸢尾科	鸢尾属	抗旱性较强	缓冲区	原产欧洲,我国各地常见栽培。喜生于河湖沿岸的湿地或沼泽地上,模式标本采自欧洲
条穗苔草 <i>Carex nemostachys</i>	莎草科	苔草属	喜湿润,较耐寒	缓冲区	广东、江苏、贵州、云南、浙江、湖北、安徽、湖南等地
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	雨久花科	凤眼莲属	除氮效果好	淹没区	原产巴西,现广布于我国长江、黄河流域及华南各省
荇菜 <i>Nymphoides peltatum</i>	龙胆科	荇菜属	喜阳耐寒	淹没区	在我国西藏、青海、新疆、甘肃均有分布,常生长在池塘边缘
萍蓬草 <i>Nuphar pumilum</i>	睡莲科	萍蓬草属	喜阳耐寒	淹没区	广东、江苏、吉林
水芹 <i>Oenanthe javanica</i>	伞形科	水芹属	生物量大,除氮效果佳	淹没区	我国长江流域、日本北海道、印度南部、缅甸、越南、马来亚等
睡莲 <i>Nymphaea tetragona</i>	睡莲科	睡莲属	能吸收水中的汞、铅、苯酚等有毒物质	淹没区	国内分布云南至东北,西至新疆
大漂 <i>Pistia stratiotes</i>	天南星科	大漂属	繁殖能力强,除氮效果好	淹没区	在南亚、东南亚、南美及非洲均有分布
水蕹 <i>Aponogeton lakonensis</i> A. Camus	水蕹科	水蕹属	除氮效果好	淹没区	浙江、福建、江西、广东、海南、广西(永福)等省区

3 生物滞留系统填料的选择

3.1 填料的组成及配比 由于不同地区土壤类型的不同,所选填料组成及配比也会有差异。选择填料时,应综合考虑填料的渗透系数及对污染物负荷的去除效果等。国外设计手册最初选用高渗透率的天然土壤,认为壤质砂土、砂质壤土、壤土是生物滞留系统的最佳土壤类型^[41]。而如今,推荐使用渗透性能良好的土壤为基底,并含一定有机质的填料混合物^[22]。国内外一些研究及设计规范推荐的填料组成及配比见表3。

胡爱兵等^[42]研究提出,当营养土含量为5%~10%时,对雨水径流中SS、TN、NH₄⁺-N、TP和COD的去除效果较好。潘国艳等^[43]推荐的粗砂和炭土的组成本相对较低,但去除效果不明显;美国特拉华州和马里兰州^[44-45]推荐的填料组成为砂壤土、树叶堆肥与覆盖物的混合物,对污染物的去除效果较差,且成本相对较高。美国北卡罗来纳州^[46]及澳大利亚莫纳什大学生物滞留技术推广协会(FAWB)^[47]推荐的填料配比,其中有机质和矿物质添加过多,导致氮及磷的本底值过高,甚至出现淋洗现象,造成硝氮及磷的流出

浓度高于入流浓度。

表3 传统填料的组成及配比^[43-48]

Table 3 Composition and proportion of traditional fillers			
序号 No.	填料组成及配比 Composition and proportion of fillers	配比类型 Matching type	参考文献 Reference
1	65% 砂, 25% ~ 30% 壤质土, 5% ~ 10% 营养土	—	[42]
2	65% ~ 70% 粗砂, 30% ~ 35% 炭土	质量比	[43]
3	1/3 砂, 1/3 泥炭, 1/3 有机质	体积比	[44]
4	50% 砂, 30% 表层土, 20% 有机质 (木屑、树叶堆肥)	体积比	[45]
5	85% ~ 88% 砂, 8% ~ 12% 黏土和粉砂, 3% ~ 5% 有机质	—	[46]
6	砂壤土, 同时可添加 10% ~ 20% 矿物质	体积比	[47]

3.2 填料的改良和优化 生物滞留系统对硝态氮及TP的去除效果不稳定,为了提高生物滞留池中脱氮除磷效果的技术研究,各国专家致力于研究不同填料组合并加入不同配比的改良剂,以达到更好地去除污染物的效果。近年来国内外主要填料优化措施及效果见表4。

表4 生物滞留池填料组成的优化措施及效果^[48-60]

Table 4 Optimization measures and effects of filling composition inbioretention

序号 No.	优化填料组合 Optimized filling combination	优化效果 Optimization effect	参考文献 Reference
1	对比疏粒+牡蛎壳及枫树木屑+桦树木屑	对农业径流中污染物质有去除效果,对TN的去除率在82%以上	[48]
2	对比发酵木材或未发酵木材的砂壤土添加碎报纸、含铜膨润土、给水处理厂铝污泥、具有氧化涂层的吸附质	生物滞留池中NO ₃ ⁻ -N的去除率均分别高达99%和98%	[49]
3	80%的砂壤土、10%的珍珠岩、10%的蛭石	对污染物均有较好的净化效果	[50]
4	双层填料;在低透水性填料上覆盖一层透水性高的填料	除磷效果58%,且去除效果稳定;若上下层填料调换,除磷效果下降为63%	[51]
5	在比例为98%砂、2%黏土的填料中,添加5%粉煤灰	TP去除率85%,很少有磷从填料中解吸	[52]
6	5%给水混凝铝污泥、3%碎硬木树皮、71%砂壤土、22%的砂(质量比)	TP去除率88.5%,出流小于25 μg/L	[53]
7	2%的钢丝	TP去除率81%,但出水中铁浓度较高	[54]
8	9%给水混凝铝污泥、71%草皮砂、20%高黏土(质量比);12%椰壳泥碳(体积比)	PO ₄ ³⁻ -P去除率94%以上;PO ₄ ³⁻ -P负荷为1.5 mg/L	[21]
9	无砂混凝土+中粉质壤土、中砂+砂砾料+中粉质壤土	NH ₄ ⁺ -N、TN、TP去除率分别达80%、90%、50%以上,出水达到地表水二类水质排放标准	[55]
10	沸石:麦饭石=3:7	TN去除率85.28%;TP去除率94.59%,效果稳定	[56]
11	95%~96%基础介质(30%土壤、65%建筑黄砂、5%木屑)、4%给水混凝铝污泥(质量比)	210 d连续运行后,出水中TP浓度小于0.05 mg/L,优化后填料吸附能力增大4倍	[57]
12	1:5粉煤灰与砂(体积比)	对COD、TN、TP去除效果均优于沙子、炉渣、种植土等填料	[58]
13	90%的河沙、5%的粉煤灰、5%的有机质	TP去除率为92.06%~97.10%,且解吸率低,吸附效果稳定	[59]

Ergas等^[48]研究发现,分别添加疏粒+牡蛎壳及枫树木屑+桦树木屑2种条件下,生物滞留设施对农业径流中TN的去除效果较好。Randall等^[49]以含发酵木材或未发酵木材的砂壤土为基础,进行添加吸附介质试验对比,结果表明,在添加质量分数为1.7%碎报纸及14.0%含铜膨润土后,NO₃⁻-N的去除率可高达98%以上。Bratieres等^[50]利用砂壤土作为填料,并加入珍珠岩及蛭石的混合物,对污染物有较好的净化效果,表明珍珠岩和蛭石可能对去除重金属有较好的效果。Wei等^[52]在比例为98%砂、2%黏土填料中,添加5%粉煤灰,TP去除率可达85%,且很少有磷从填料中解吸。O'Neill等^[53]将5%给水混凝铝污泥、3%碎硬木树皮、71%砂

壤土、22%砂(质量比)混合,发现对TP的去除率可达88.5%,出流浓度小于25 μg/L。Lucas等^[54]研究发现,生物滞留池去除磷的机制是PO₄³⁻与填料间的吸附或沉淀反应。侯立柱等^[21]推荐填料组合为无砂混凝土+中粉质壤土、中砂+砂砾料+中粉质壤土,NH₄⁺-N、TN、TP去除率分别达80%、90%、50%以上,出水达到地表水二类水质排放标准。周栋等^[55]使用比例为3:7的沸石和麦饭石的混合填料,发现TN去除率为85.28%,TP去除率为94.59%,且效果稳定。王建军等^[56]以95%~96%基础介质(30%土壤、65%建筑黄砂、5%木屑)、4%给水混凝铝污泥(质量比)为填料连续运行210 d后,得出出水TP浓度小于0.05 mg/L,优化后填料吸附

能力增强。此外,粉煤灰对磷的去除效果很好^[57],90%河沙、5%粉煤灰及5%有机质组成的混合填料,对TP去除率高达92.06%~97.10%,且吸附效果稳定^[58]。还有研究发现,添加碳源且有450 mm内部存水区的土柱对硝氮去除率高达100%,总氮去除率始终超过70%^[59-60]。生物滞留池添加的有机碳源主要包括棉花、麦秸秆、树皮、报纸、豌豆秆、糖浆木屑、落叶堆肥、锯末等,无机碳源则主要采用元素硫及硫-石灰混合物^[61-62]。Zhu等^[63]在12种填料中研究发现,Ca的含量与磷吸附量相关性最强,且表面电荷较多、比表面积较大的氧化铝或氧化铁,也可作为磷的吸附介质^[64]。同时,为了提高填料的吸附能力,建议向填料中添加一些吸附能力强、比表面积大、通透性好的介质,如粉煤灰、沸石、钢丝绒、石灰石及蛭石等^[65]。

4 生物滞留系统中高效微生物研究

雨水径流中含有难降解有毒有机物(如多环芳烃、多氯联苯、多氯苯酚、多氯苯胺、苯酚等)、重金属,学者为了降低

生物滞留系统中土壤污染程度和地下水污染风险,逐渐重视对难降解污染物的高效微生物的培养、驯化等研究工作^[66]。

微生物不但在脱氮除磷方面有着很好的效果^[67],而且具有特定功能的微生物通过生物代谢产物能促使重金属在土壤中的化学形态发生改变,从而影响其迁移性和生物有效性,使重金属固定或毒性降低^[68]。重金属的形态被 Tessier 等^[69]划分为铁锰氧化物结合态、有机物结合态、碳酸盐结合态、可交换态和残渣态5种形态,不同形态的重金属决定了其迁移性和有效性。微生物对重金属的修复机制主要通过生物富集和转化作用,在重金属的转化过程中,还可以借鉴土壤污染的治理和修复。

在降解有毒有机物方面,微生物在生物滞留系统中起着重要作用。现今,学者已经筛选出了一些针对难降解有机有毒污染物的高效降解菌。关于重金属转化和有机污染物降解的高效菌见表5。

表5 重金属转化和有机污染物降解的高效菌
Table 5 Efficient bacteria of organic pollutants degrading and heavy metal conversion

污染物类型 Pollutant type	污染物 Contaminants	降解菌 Degrading bacteria	参考文献 Reference
重金属 Heavy metal	无机汞和有机汞	铜绿假单胞菌、金黄色葡萄球菌、大肠埃希式菌、假单胞杆菌 K-62	[70-71]
	甲基化汞	脉胞菌、假单胞菌等细菌和真菌	[70]
	As ³⁺ 、Fe ²⁺ 、Mn ²⁺	假单胞菌杆菌	[72]
	Cr ⁶⁺	阴沟肠杆菌 H01 菌	[72]
	Cu、Cd	大肠杆菌(<i>Escherichia coli</i>)、枯草杆菌(<i>Bacillus subtili</i>)、酵母菌(<i>Saccharom yces sp.</i>)	[73]
	Cu ²⁺ 、Ni ²⁺ 、Pb ²⁺ 、Zn ²⁺ 、Cd ²⁺	黑根霉(<i>Rhizopus nigricans</i>)	[74]
	Hg	菌根菌和腐殖质分解菌	[75]
	4 环以及多环 PAHs	白腐菌(<i>White-rot fungi</i>)	[76]
	有毒有机物 Organic poison	烟管菌(<i>Bjerkandera adusta</i>)	[77]
		多氯联苯	
		<i>Arthrobacter sp.</i> B1B	[78]
		<i>Rhodococcus sp.</i> M5	[79]
	三氯苯胺	<i>Comamonas testosteroni</i> I2	[80]
	五氯苯酚	<i>Desulfitobacterium frappieri</i> PCP-1	[81]
	二氯酚	<i>Pseudomonas putida</i> CP1	[82]
	苯、甲苯、乙苯、二甲苯的混合物	<i>Methanogenic consortia</i>	[83]
		<i>Rhodococcus sp.</i> RR1, <i>Rhodococcus sp.</i> RR2	[84]
	苯酚	<i>Pseudomonas testosteroni</i> CPW301	[85]
	乙烯、三氯乙烷、氨的混合物	<i>Nitrosomonas europaea</i>	[86]
	喹啉	<i>Burkholderia pickettii</i>	[87]
	杀虫剂	<i>Chlorpyrifos Enterobacter sp.</i> B-14	[88]
	除草剂	<i>Atrazine Chelatobacter heintzii</i> Cit1	[89]

在筛选高效的污染物降解菌方面,国内外学者采用了多种有效技术,如传统分离与驯化、诱变技术、细胞融合技术、基因重组技术等,已发现包括梭菌、脉胞菌、假单胞菌等细菌和真菌均具有降解甲基化汞的能力;铜绿假单胞菌、金黄色葡萄球菌、大肠埃希式菌等能使无机汞和有机汞转化为单质汞^[70]。夏利江等^[71]研究发现,假单胞杆菌 K-62 能分解无机汞和有机汞。As³⁺、Fe²⁺、Mn²⁺等能被假单胞菌杆菌氧化且活性降低。土壤中含有大量的产碱菌属、肠杆菌属、棒杆

菌属、芽孢杆菌属、微球菌属和假单胞菌属等,阴沟肠杆菌 H01 菌株可以使 Cr⁶⁺(毒性高)还原为 Cr³⁺(毒性低)^[72]。曹德菊等^[73]利用大肠杆菌(*Escherichia coli*)、枯草杆菌(*Bacillus subtili*)、酵母菌(*Saccharom sp.*)对重金属离子 Cu、Cd 进行了生物修复试验,结果发现,修复性能与重金属含量有关,当环境中 Cu、Cd 低于5 mg/kg 时,微生物具有良好的修复效果。黑根霉(*Rhizopus nigricans*)可大量快速地吸附多种重金属离子,如 Cu²⁺、Ni²⁺、Pb²⁺、Zn²⁺、Cd²⁺等^[74]。Amoroso 等^[75]研

究发现,汞矿附近土壤的菌根菌和腐殖质分解菌能够大量富集土壤中的 Hg。4 环以上 PAHs 的高效降解菌多为真菌菌株,主要有白腐菌(White-rot fungi)、烟管菌(*Bjerkandera adusta*)等。大量研究表明,白腐菌能够产生胞外和胞内酶,如木素过氧化物酶、锰过氧化物酶、漆酶等,具有降解多环芳烃的能力^[76-77]。在具有多氯联苯的水体中投放(*Arthrobacter* sp. B1B 和 *Rhodococcus* sp. M5),持续监测发现,多氯联苯含量明显呈下降趋势^[78-79]。分别比较接种三氯苯胺降解菌(*Comamonas testosteroni* I2)的强化系统与非接种的强化系统受到三氯苯胺冲击时,前者明显有很强的抗冲击性^[80]。Tartakovsky 等^[81]研究表明,*Desulfitobacterium frappieri* PCP-1 对五氯苯酚具有一定的降解作用。Farrell 等^[82]研究了投加二氯酚复合高效降解菌的强化系统和不加降解菌的对照系统受到(2,4-二氯酚)间歇性负荷冲击时,前者有明显的对污染物的响应及系统稳定性。Da 等^[83]和 Deeb 等^[84]研究发现,(*Methanogenic consortia*, *Rhodococcus* sp. RR1, *Rhodococcus* sp. RR2)对苯、甲苯、乙苯、二甲苯的混合物有较好的降解效果。Rousseau 等^[89]研究表明 *Atrazine Chelatobacter heintzii* C-11 对除草剂有较好的去除效果。

5 展望

目前,国内对生物滞留系统的净化效果、植物的选择和填料的优化以及微生物的筛选都有研究,虽然生物滞留技术的研究已取得较大进展,但仍有一些问题有待进一步的研究:

(1)关于植物选择方面,由于植物的地域性特征和类型不同,且对生物滞留池中氮、磷等污染物的去除效果差异明显,因此应加强对本土植物进行筛选研究,获得耐旱、耐涝、净化能力强等高效植物。

(2)在填料优化方面,生物滞留系统内填料的组成及配比非常重要,是系统功能发挥的关键因素。应结合当地实际情况,研究生物滞留系统适宜的填料类型,并且在填料中加入不同配比的改良剂。除笔者指出的改良剂,还可以考虑黏土矿物、生物炭、纳米颗粒和表面活性剂等新型改良剂。这些是该技术在推广应用的关键问题之一。

(3)关于微生物方面,需要改进筛选和驯化高效微生物降解菌的技术,研究提高微生物降解菌存活能力和降解活性的方法,以及检测其代谢产物的安全性技术;加大力度将高效生物降解菌应用于生物滞留系统的水质净化与土壤修复;进一步开展高效复合菌的研究及其与应用技术相结合的发展研究。

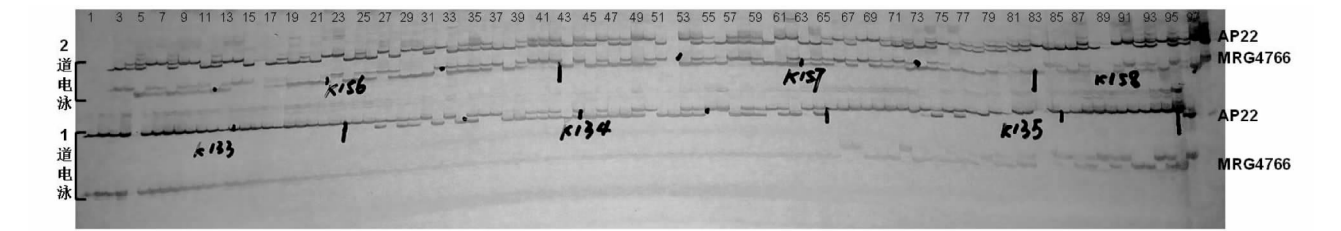
参考文献

- [1] DAVIS A P, HUNT W F, TRAVER R G, et al. Bioretention technology: Overview of current practice and future needs[J]. *Journal of environmental engineering*, 2009, 135(3): 109-117.
- [2] AHIABLAKE L M, ENGEL B A, CHAUBEY I. Effectiveness of low impact development practices: Literature review and suggestions for future research[J]. *Water air & soil pollution*, 2012, 223(7): 4253-4273.
- [3] AAD M P A, SUIDAN M T, SHUSTER W D. Modeling techniques of best management practices: Rain barrels and rain gardens using EPA SWMM-5[J]. *Journal of hydrologic engineering*, 2014, 15(6): 434-443.
- [4] 孟莹莹, 陈建刚, 张书函. 生物滞留技术研究现状及应用的重要问题探

- 讨[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(24): 20-24, 38.
- [5] 严宽荣. 基于产业集群视角的鄱阳湖生态经济区旅游业发展策略分析[J]. *安徽农业科学*, 2010, 38(10): 5508-5510.
- [6] DAVIS A P, MOHAMMAD S, HIMANSHU S, et al. Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal[J]. *Water environment research*, 2006, 78(3): 284-293.
- [7] DIETZ M E, CLAUSEN J C. Saturation to improve pollutant retention in a rain garden[J]. *Environmental science & technology*, 2006, 40(4): 1335-1340.
- [8] 李海燕, 罗艳红, 马玲. 生物滞留设施对地表径流中磷去除效果的研究述评[J]. *中国水土保持*, 2014(6): 26-31.
- [9] 高晓丽. 道路雨水生物滞留系统内填料的研究[D]. 太原: 太原理工大学, 2014.
- [10] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(3): 409-417.
- [11] 姜阅, 孙珮石, 邹平, 等. 生物法污染治理的生物强化技术研究进展[J]. *环境科学导刊*, 2015, 34(2): 1-10.
- [12] 张伟, 车伍, 李俊奇, 等. 植被浅沟在城市雨水利用系统中的应用[J]. *给水排水*, 2006, 32(8): 33-38.
- [13] HUNT W F, SMITH J T, JADLOCKI S J, et al. Pollutant removal and peak flow mitigation by a bioretention cell in urban Charlotte, N. C.[J]. *Journal of environmental engineering*, 2008, 134(5): 403-408.
- [14] HSIEH C, DAVIS A P. Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff[J]. *Journal of environmental engineering*, 2005, 131(11): 177-181.
- [15] 李俊奇, 向璐璐, 毛坤, 等. 雨水花园蓄渗处屋面径流案例分析[J]. *中国给水排水*, 2010, 26(10): 129-133.
- [16] 李平, 王晟. 生物滞留技术控制城市面源污染的作用与机理[J]. *环境工程*, 2014, 32(3): 75-79.
- [17] 米秋菊, 米勇. 生物滞留技术去除污染物效果的试验研究[J]. *水土保持应用技术*, 2014(1): 4-6.
- [18] 李家科, 刘增超, 黄宁俊, 等. 低影响开发(LID)生物滞留技术研究进展[J]. *干旱区研究*, 2014, 31(3): 431-439.
- [19] KIM M H, CHAN Y S, LI M H, et al. Bioretention for stormwater quality improvement in Texas: Removal effectiveness of *Escherichia coli*[J]. *Separation & purification technology*, 2012, 84(2): 120-124.
- [20] PAYNE E G I, FLETCHER T D, COOK P L M, et al. Processes and drivers of nitrogen removal in stormwater biofiltration[J]. *Critical reviews in environmental science and technology*, 2014, 44(7): 796-846.
- [21] 侯立柱, 冯绍元, 丁跃元, 等. 多层渗滤介质系统对城市雨水径流氮磷污染物的净化作用[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(5): 960-967.
- [22] 孟莹莹, 王会肖, 张书函, 等. 基于生物滞留的城市道路雨水滞蓄净化效果试验研究[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2013, 49(2/3): 286-291.
- [23] BROWN R A, HUNT W F. Impacts of media depth on effluent water quality and hydrologic performance of under-sized bioretention cells[J]. *Journal of irrigation & drainage engineering*, 2011, 137(3): 132-143.
- [24] READ J, WEVILL T, FLETCHER T, et al. Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems[J]. *Water research*, 2008, 42(4/5): 893-902.
- [25] PALMER E T, POOR C J, HINMAN C, et al. Nitrate and phosphate removal through enhanced bioretention media: Mesocosm study[J]. *Water environment research*: A research publication of the water environment federation, 2013, 85(9): 823-832.
- [26] DAVIS A P, SHOKOUHIAN M, SHARMA H, et al. Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal[J]. *Water environment research: A research publication of the water environment federation*, 2006, 78(3): 284-293.
- [27] LI J K, JIANG C B, LEI T T, et al. Experimental study and simulation of water quality purification of urban surface runoff using non-vegetated bioswales[J]. *Ecological engineering*, 2016, 95: 706-713.
- [28] BROWN R A, HUNT W F. Improving bioretention/biofiltration performance with restorative maintenance[J]. *Water science & technology: A journal of the international association on water pollution research*, 2012, 65(2): 361-367.
- [29] LI L Q, DAVIS A P. Urban stormwater runoff nitrogen composition and fate in bioretention systems[J]. *Environmental science & technology*, 2014, 48(6): 3403-3410.
- [30] LUCAS W C, GREENWAY M. Nutrient retention in vegetated and nonvegetated bioretention mesocosms[J]. *Journal of irrigation & drainage engineering*, 2008, 134(5): 613-623.

- [31] BLECKEN G T, ZINGER Y, FLETCHER T D, et al. Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters[J]. *Ecological engineering*, 2009, 35(5): 769–778.
- [32] LUCAS W C, GREENWAY M. Phosphorus retention by bioretention mesocosms using media formulated for phosphorus sorption: Response to accelerated loads[J]. *Journal of irrigation & drainage engineering*, 2010, 137(3): 144–153.
- [33] 罗艳红, 李海燕, 陈富强. 双层填料生物滞留设施对磷的去除效果研究[J]. *环境污染与防治*, 2017, 39(1): 7–10.
- [34] 罗红梅, 车伍, 李俊奇, 等. 雨水花园在雨洪控制与利用中的应用[J]. *中国给水排水*, 2008, 24(6): 48–52.
- [35] 李玲璐, 张德顺. 基于低影响开发的绿色基础设施的植物选择[J]. *山东林业科技*, 2014, 44(6): 84–91.
- [36] 吴建强, 丁玲. 不同植物的表面流入人工湿地系统对污染物的去除效果[J]. *环境污染与防治*, 2006, 28(6): 432–434.
- [37] 李小霞, 解庆林, 游少鸿, 等. 人工湿地植物和填料的作用与选择[J]. *工业安全与环保*, 2008, 34(3): 54–56.
- [38] 代红艳. 人工湿地植物的研究[J]. *太原大学学报*, 2007, 8(4): 129–131.
- [39] 王佳, 舒新前. 人工湿地植物的作用和选择[J]. *环境与可持续发展*, 2007(4): 62–64.
- [40] 蔡建国, 舒美英, 吴家森. 6种湿生植物污水胁迫逆境生理研究[J]. *中国园林*, 2008, 24(8): 83–85.
- [41] B B. Low-impact development hydrologic analysis. prince george's county [C]. Maryland: Department of Environmental Resources, Programs and Planning Division, 2012.
- [42] 胡爱兵, 李子富, 张书函, 等. 模拟生物滞留池净化城市机动车道路雨水径流[J]. *中国给水排水*, 2012, 28(13): 75–79.
- [43] 潘国艳, 夏军, 张翔, 等. 生物滞留池水文效应的模拟试验研究[J]. *水电能源科学*, 2012(5): 13–15.
- [44] LUCAS W C. Large-scale application of biofiltration swale runoff management practices[C]//DELECTIC A, FLETCHER T. 7th international conference on urban drainage modelling and the 4th international conference on water sensitive urban design; Book of Proceedings. Clayton, Vic: Monash University, 2006.
- [45] KATO S, AHERN J. The concept of threshold and its potential application to landscape planning[J]. *Landscape and ecological engineering*, 2011, 7(2): 275–282.
- [46] HUNT W F, LORD W G. Bioretention performance design construction and maintenance [M]. Raleigh: North Carolina Cooperative Extension, 2006.
- [47] HATT B E, DELECTIC A, FLETCHER T D, et al. Towards widespread implementation of biofiltration for improved stormwater management: An overview of the new Facility for Advancing Water Biofiltration's Adoption guidelines[C]//6th international water sensitive urban design conference and hydropolis. Perth, Australian: [s. n.], 2009: 810–819.
- [48] ERGAS S J, SENGUPTA S, SIEGEL R, et al. Performance of nitrogen-removing bioretention systems for control of agricultural runoff[J]. *Journal of environmental engineering*, 2010, 136(10): 1105–1112.
- [49] RANDALL M T, BRADFORD A. Bioretention gardens for improved nutrient removal[J]. *Water quality research journal of Canada*, 2013, 48(4): 372–386.
- [50] BRATIERES K, FLETCHER T D, DELECTIC A, et al. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study[J]. *Water research*, 2008, 42(14): 3930–3940.
- [51] HSIEH C H, DAVIS A P, NEEDELMAN B A. Bioretention column studies of phosphorus removal from urban stormwater runoff[J]. *Water environment research: A research publication of the water environment federation*, 2007, 79(2): 177–184.
- [52] WEI Z, BROWN G O, STORM D E, et al. Fly-ash-amended sand as filter media in bioretention cells to improve phosphorus removal[J]. *Water environment research*, 2008, 80(6): 507–516.
- [53] O' NEILL S W, DAVIS A P. Water treatment residual as a bioretention amendment for phosphorus. I: Evaluation studies[J]. *Journal of environmental engineering*, 2011, 138(3): 318–327.
- [54] LUCAS W C, GREENWAY M. Phosphorus retention by bioretention mesocosms using media formulated for phosphorus sorption: Response to accelerated loads[J]. *Journal of irrigation & drainage engineering*, 2014, 137(3): 144–153.
- [55] 周栋, 陈振楼, 毕春娟, 等. 沸石和麦饭石组合滤料对城市降雨径流氮磷去除效率的研究[J]. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2011(1): 185–193.
- [56] 王建军, 李田, 张颖. 给水厂污泥改良生物滞留填料除磷效果的研究[J]. *环境科学*, 2014, 35(12): 4642–4647.
- [57] 李家科. 城市雨水径流净化与利用 LID 技术研究: 以西安为例[M]. 北京: 科学出版社, 2016.
- [58] 罗艳红. 雨水生物滞留设施对道路径流中氮磷的控制效果研究及应用[D]. 北京: 北京建筑大学, 2013.
- [59] ZINGER Y, FLETCHER T D, DELECTIC A, et al. Optimisation of the nitrogen retention capacity of stormwater biofiltration systems[J]. *Surgical endoscopy & other interventional techniques*, 2007, 17(6): 891–895.
- [60] BLECKEN G T, ZINGER Y, FLETCHER T D, et al. Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters[J]. *Ecological engineering*, 2009, 35(5): 769–778.
- [61] KIM H, DAVIS A P. Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff[J]. *Water environment research: A research publication of the water environment federation*, 2003, 75(4): 355–367.
- [62] HATT B E, FLETCHER T D, DELECTIC A. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale[J]. *Journal of hydrology*, 2009, 365(3/4): 310–321.
- [63] ZHU T, JENSSEN P D, MæHLUM T, et al. Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates (LWA) - potential filter media in treatment wetlands[J]. *Water science & technology*, 1997, 35(5): 103–108.
- [64] MALLICK S, DASH S S, PARIDA K M. Adsorption of hexavalent chromium on manganese nodule leached residue obtained from NH_3 – SO_2 leaching[J]. *Journal of colloid & interface science*, 2006, 297(2): 419–425.
- [65] 高晓丽, 张书函, 肖娟, 等. 雨水生物滞留设施中填料的研究进展[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(20): 17–21.
- [66] 朱永光, 杨柳, 张火云, 等. 微生物菌剂的研究与开发现状[J]. *四川环境*, 2004, 23(3): 5–8.
- [67] 田宇, 张偶正. 生物脱氮除磷机理及工艺研究[J]. *给水排水*, 2014(S1): 202–205.
- [68] 安凤秋, 董祥芝, 李庆, 等. 利用微生物技术修复重金属污染土壤的方法探讨[J]. *陕西农业科学*, 2016, 62(6): 67–70.
- [69] TESSIER A, CAMPBELL P G C, BISSON M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical chemistry*, 1979, 51(7): 844–851.
- [70] 仇荣亮, 仇浩, 雷梅, 等. 矿山及周边地区多金属污染土壤修复研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2009, 28(6): 1085–1091.
- [71] 夏立江, 华路, 李向东. 重金属污染生物修复机制及研究进展[J]. *核农学报*, 1998, 12(1): 59–64.
- [72] 林先贵. 土壤微生物研究原理与方法[M]. 北京: 高等教育出版社, 2010.
- [73] 曹德菊, 程培. 3种微生物对 Cu Cd 生物吸附效应的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(3): 471–474.
- [74] BRUINS M R, KAPIL S, OEHME F W. Microbial resistance to metals in the environment[J]. *Ecotoxicology & environmental safety*, 2000, 45(3): 198–207.
- [75] AMOROSO M J, CASTRO G R, CARLINO F J, et al. Screening of heavy metal-tolerant actinomycetes isolated from the Salí River[J]. *Journal of general & applied microbiology*, 1998, 44(2): 129–132.
- [76] 周贤涛, 吴娟, 林鹿. 白腐菌对芳香族化合物的降解途径[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2002, 3(12): 1–8.
- [77] FIELD J A, JONG E D, COSTA G F, et al. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by new isolates of white rot fungi[J]. *Applied & environmental microbiology*, 1992, 58(7): 2219–2226.
- [78] GILBERT E S, CROWLEY D E. Plant compounds that induce polychlorinated biphenyl biodegradation by *Arthrobacter* sp. strain BIB[J]. *Applied & environmental microbiology*, 1997, 63(5): 1933–1938.
- [79] TARTAKOVSKY B, MICHOTT A, CADIEUX J C, et al. Degradation of aroclor 1242 in a single-stage coupled anaerobic/aerobic bioreactor[J]. *Water research*, 2001, 35(18): 4323–4330.
- [80] BOON N, GORIS J, DE VOS P, et al. Bioaugmentation of activated sludge by an indigenous 3-chloroaniline-degrading *Comamonas testosteroni* strain, I2gfp[J]. *Applied & environmental microbiology*, 2000, 66(7): 2906–2913.
- [81] TARTAKOVSKY B, LEVESQUE M, DUMORTIER R, et al. Biodegradation of pentachlorophenol in a continuous anaerobic reactor augmented with *Desulfotobacterium frappieri* PCP-1[J]. *Applied & environmental microbiology*, 1999, 65(10): 4357–4362.
- [82] FARRELL A, QUILTY B. The enhancement of 2-chlorophenol degradation by a mixed microbial community when augmented with *Pseudomonas putida* CPI[J]. *Water research*, 2002, 36(10): 2443–2450.

稻瘟病基因 $Pi-1$,但在 $Pi-2$ 基因型分离;K135 株系基本未导入 $Pi-2$,但在 $Pi-1$ 基因型分离;K156、K157、K158 这 3 个株系在 $Pi-1$ 、 $Pi-2$ 均基因型分离;此外,也存在纯合导入供体抗稻瘟病基因 $Pi-1$ 或/和 $Pi-2$ 的株系。



注:第 1 道电泳样品(1~96 孔)为 K133、K134、K135 这 3 个株系的 94 个单株(1~94 孔)以及 2106(95 孔)和 RBR1-2(96 孔)对照在 MRG4766 和 AP22 上的两重 PCR 产物;第 2 道电泳样品(3~98 孔)为 K156、K157、K158 这 3 株系的 94 个单株(3~96 孔)以及 2106(97 孔)和 RBR1-2(98 孔)对照在 MRG4766 和 AP22 上的两重 PCR 产物

Note: Samples in line 1 (channel 1 to 96) were 94 plants of three lines (K133, K134 and K135), 2106 control (channel 95) and RBR1-2 control (channel 95); samples in line 2 (channel 3 to 98) were 94 plants of the other three lines (K156, K157 and K158), 2106 control (channel 97) and RBR1-2 control (channel 98)

图 4 BC3F3 世代 6 个株系在 MRG4766 和 AP22 上的电泳图谱
Fig. 4 Electrophoresis results of 6 BC3F3 lines on MRG4766 and AP22

3 结论与讨论

常规的 SSR 分子标记检测程序中,DNA 提取通常采用简易 CTAB 法或 SDS 法,过程复杂,费时费力,即使采用磁珠法或柱式法等试剂盒法提取 DNA,也同样需要提前进行样品研磨,成本相对较高,而效率较低;此外,一般的单重 PCR 和单道聚丙烯酰胺凝胶电泳或琼脂糖电泳,检测大样本多位点的效率也很低。因此,对于大的育种群体而言,采用常规 SSR 分子标记检测技术,其标记基因型的检测耗时长,成本也相对较高,因而难以大范围、规模化地运用于商业化的育种程序中,尤其难以推广应用于国内中小种子企业的育种科研中。

该文研究了育种群体田间叶片快速 DNA 提取技术,以及抗稻瘟病基因 $Pi-1$ 和 $Pi-2$ 连锁标记 MRG4766 和 AP22 的两重 PCR 及两道聚丙烯酰胺凝胶电泳技术,结果表明,采用该技术体系提高了检测效率、降低了成本,且检测结果准确可靠,能在水稻抗稻瘟病分子标记辅助育种过程中,对抗稻瘟病双基因 $Pi-1$ 和 $Pi-2$ 进行准确、稳定、快捷、规模化的检测。应用该技术体系,经过 3 年的分子标记辅助回交育种,成功改良了合肥丰乐种业股份有限公司不育系广占 63S 和恢复系 R2106 的稻瘟病抗性,且不需要每个世代均进行稻瘟病

抗性鉴定,从而加快了该公司抗稻瘟病育种进程,并显著降低了成本。总之,该技术体系为促进、推广 SSR 分子标记辅助选择技术在企业育种科研上的应用提供了一个新方法。

参考文献

- [1] 赵二生,玉洪昊,张波.水稻稻瘟病抗病性育种研究进展[J].农业科技通讯,2012(8):18-20.
- [2] 何秀英,廖耀平,陈钊明,等.水稻稻瘟病抗病育种研究进展与展望[J].广东农业科学,2011,38(1):30-33.
- [3] 佚名.日本抗稻瘟病育种[J].上海农业科技,1978(S3):46-51.
- [4] 伍尚忠,朱小源,刘斌,等.籼稻品种三黄占 2 号的稻瘟病持久抗性评价与遗传分析[J].中国农业科学,2004,37(4):528-534.
- [5] 郭震华,刘传雪,张兰民,等.分子标记辅助选择在水稻抗稻瘟病育种中的研究进展[J].黑龙江农业科学,2013(2):135-139.
- [6] YU Z H, MACKILL D J, BONMAN J M, et al. Molecular mapping of genes for resistance to rice blast (*Piricularia grisea* Sacc.) [J]. Theor Appl Genet, 1996, 93(5): 859-863.
- [7] YU Z H, MACKILL D J, BONMAN J M, et al. Tagging genes for blast resistance in rice via linkage to RFLP markers[J]. Theor Appl Genet, 1991, 81(4): 471-476.
- [8] LIU S P, LI X, WANG Z Y et al. Improvement of resistance to rice blast in Zhenshan 97 by molecular marker-aided selection[J]. Acta Bot Sin, 2003, 45(11): 1346-1350.
- [9] 陈志伟,官华忠,吴为人,等.稻瘟病抗性基因 $Pi-1$ 连锁 SSR 标记的筛选和应用[J].福建农林大学学报(自然科学版),2005,34(1):74-77.
- [10] WU J H, JIANG J S, CHEN H L, et al. Fine mapping of rice blast resistance gene $Pi-2(t)$ [J]. Acta Agron Sin, 2002, 28(4): 505-509.

(上接第 90 页)

- [2] 刘年丰,涂一名,夏虹,等.高效液相色谱法测定油脂中抗氧化剂 BHA、TBHQ[J].分析科学学报,2003,19(6):549-551.
- [3] 陈毓芳,奚星林,李宪华,等.高效液相色谱法同时测定食用油脂中叔丁基对苯二酚和叔丁基对羟基茴香醚[J].中国卫生检验杂志,2007,17(7):1163-1164.

- [4] 国家食品质量监督检验中心.食品中抗氧化剂丁基羟基茴香醚(BHA)、二丁基羟基甲苯(BHT)、特丁基对苯二酚(TBHQ)的测定:GB/T 23373—2009[S].北京:中国标准出版社,2009.
- [5] 吴永宁.现代食品安全科学[M].北京:化学工业出版社,2003.
- [6] 宋怀恩,闻韧.抗氧化剂筛选方法的研究进展[J].中国药物化学杂志,2003,13(2):119-124.

本刊提示 文稿题名下写清作者及其工作单位名称、邮政编码;第一页地脚注明第一作者简介,格式如下:“作者简介:姓名(出生年—),性别,籍贯,学历,职称或职务,研究方向”。