

张文林,唐 聪,闫佳伟,等. 离子液体的生物毒性及降解性研究[J]. 江苏农业科学,2019,47(5):204-208.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.05.050

# 离子液体的生物毒性及降解性研究

张文林,唐 聪,闫佳伟,李春利

(河北工业大学化工学院/化工节能过程集成与资源利用国家地方联合工程实验室,天津 300130)

**摘要:**由于离子液体独特的理化性质,其被广泛应用于萃取、催化、电化学等领域,并且离子液体被称为是继水和超临界二氧化碳之后的又一“绿色溶剂”。随着研究的加深,离子液体自身的毒性和降解性也渐渐成为关注的重点。归纳离子液体对微生物、水生生物、植物、动物的毒性研究进展之后对离子液体的降解方法进行总结。降解方法主要包括化学降解法和生物降解法;对吡啶类离子液体的植物、动物毒性以及生物降解性进行较为深入地研究,以期离子液体毒性及降解性研究提供参考;展望离子液体毒性和降解性改进的研究方向和研究方法,为其在化工等领域应用的绿色化给出了研究方向。

**关键词:**离子液体;生物毒性;降解性;化学降解法;生物降解法;毒性

**中图分类号:** X132 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)05-0204-04

离子液体(ionic liquids,简称 ILs)按照组成的阳离子的种类,可分为烷基咪唑、烷基吡啶、烷基季铵和烷基季磷 4 类,其结构见图 1,离子液体的特点包括较低的蒸汽压、很好的热稳定性和导电性等<sup>[1]</sup>,显示出代替传统挥发性有机溶剂的潜力<sup>[2]</sup>。离子液体的应用体现在多方面,比如离子液体作为反应溶剂,可以很好地溶解离子络合物,并可激活并保持其极性状态。Cull 等首次用离子液体代替有机溶剂,完成了红霉素 A 的双相萃取以及红球菌 R32 催化的 1,3-二氧基苯生物转化反应<sup>[3]</sup>。医药产业也是离子液体一项重要的应用领域,在过去的几年中使用离子液体作为药物递送剂并与前体药物组合的形式在治疗方面开辟了新的路径<sup>[4]</sup>,一些离子液体表现出潜在的抗菌和抗癌功效<sup>[5]</sup>,还有一些在生物材料中用作防腐剂<sup>[6]</sup>。另外,离子液体在燃油脱硫<sup>[7]</sup>、萃取分离<sup>[8]</sup>等诸多其他领域也有着广泛的应用。

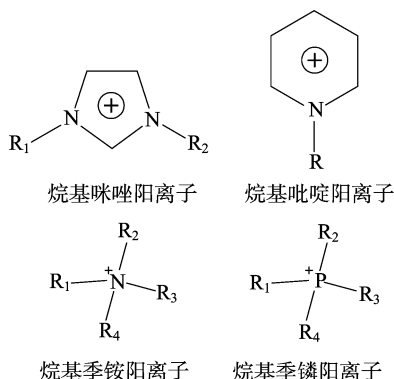


图1 构成离子液体的 4 种阳离子<sup>[9]</sup>

等方面,而有关其生物毒性和降解性的报道则相对较少。由于离子液体自身的性质较为稳定,难以降解,其进入环境中造成的污染隐患就成为人们越来越关注的话题。随着对离子液体研究的深入,更多的研究人员也开始对其生物毒性和降解性进行了探索。本研究综合阐述了离子液体在生物毒性及降解性方面的相关内容,系统地列举了相关的研究成果,为离子液体的进一步应用和研发提供了借鉴和依据。

## 1 离子液体的生物毒性

研究离子液体毒性的方法最常见的有 2 种,第 1 种是先确定毒性试验受体对象,通过试验对象对各种毒性试验的反应来确定离子液体的毒性,此方法即为生物毒性试验法;第 2 种是由已知化学结构的离子液体的现有毒性数据,通过数学模拟,推论出待测离子液体的毒性参数,该方法最典型的为结构活性关系(SAR)模型<sup>[10]</sup>。其模拟流程图见图 2。

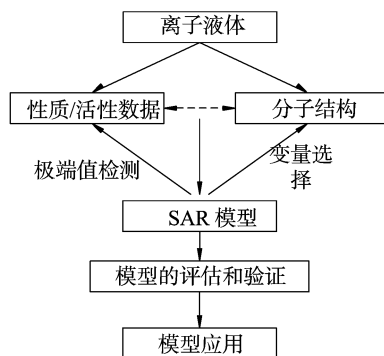


图2 SAR 模型图示

生物毒性试验法较第 2 种方法具有快速易行的优点。依据研究对象的分类,生物毒性可在不同层次水平上进行试验。实际生态系统是最理想的试验对象,但模拟生态系统操作繁琐、耗时耗力,实际水平的操控难以实现,不具有理想的可行性。所以,较低水平的个体或群落成为生物毒性试验的最佳测试对象。

目前对离子液体的研究多集中于其应用合成、物化性质

收稿日期:2017-12-13

基金项目:河北省高等学校科学技术研究项目(编号:ZD2015118)。

作者简介:张文林(1968—),男,河北沧州人,博士,教授,主要从事分离与纯化技术以及绿色化工方面的研究。Tel:(022)60202248; E-mail:ctstzwl@163.com。

1.1 离子液体对微生物的毒性

张瑾等应用微板毒性分析法系统地考察了 30 种具有不同烷基链长度、阴离子基团和阳离子骨架的离子液体对淡水发光微生物青海弧菌 Q67 的生物毒性<sup>[11]</sup>。研究结果表明, ILs 对青海弧菌 Q67 的毒性具有烷基链效应, 该效应通过离子液体渗入细胞膜有机体内, 产生极性麻醉作用进而破坏有机体结构<sup>[11]</sup>。烷基链的长度决定了 ILs 的亲脂性, 链越长, 亲脂性越强, 其在生物有机体细胞膜上吸附聚集的能力越强, 更易破坏整个细胞膜, 杀死细菌, 更多地降低细菌发光强度。

Hafez 等合成了 18 种吡啶类离子液体, 并测试了其 4 种细菌(革兰氏阴性菌:沙门氏菌、霍乱弧菌和革兰氏阳性细菌:单核细胞增生李斯特氏菌、金黄色酿脓葡萄球菌)的毒性, 一般用半最大效应浓度( EC<sub>50</sub> )表示<sup>[12]</sup>。结果表明, 长链烷基 ILs 辛基、十烷基、十二烷基、十四烷基具有较高的抗菌活性, 即 EC<sub>50</sub> 值较低, 而短链 ILs 的 EC<sub>50</sub> 值较高。对金黄色葡

萄球菌毒性最强的吡啶类离子液体的半致死率为 19.3 mg/L。

ILs 对菌类微生物的毒性与其阳离子骨架上烷基链的碳原子个数呈明显的线性关系, 即具有典型的烷基链效应。短链 ILs 对细菌表现为无毒或相对低毒; 碳侧链越长, 对细菌的毒性越大。

1.2 离子液体对水生生物的毒性

Bernot 等比较了以咪唑、吡啶、季铵、季磷 4 类不同阳离子的 ILs 对水生生物淡水螺( *Physa acuta* ) 生长状况的影响<sup>[13]</sup>, 以对淡水螺的半致死浓度( LC<sub>50</sub> ) 为测量指标, 测定了 9 种 ILs 对淡水螺的毒害作用, 结果见表 1。试验结果表明, 不同类型的 ILs 对淡水螺的 LC<sub>50</sub> 从 1.0 mg/L 到 580.2 mg/L 不等, 其中以 8 个碳的吡啶阳离子的离子液体毒性最大, LC<sub>50</sub> 值仅为 1.0 mg/L; 8 个碳的咪唑阳离子的离子液体毒性次之, LC<sub>50</sub> 值为 8.2 mg/L。

表 1 不同离子液体对淡水螺 96 h 急性毒性检测后的半致死浓度<sup>[13]</sup>

离子液体	烷基链中碳原子数 (个)	LC <sub>50</sub> (mg/L)
溴化 1-辛基-3-甲基吡啶	8	1.0(0.8~1.2)
溴化 1-辛基-3-甲基咪唑	8	8.2(5.7~10.5)
溴化 1-己基-3-甲基咪唑	6	56.2(47.9~62.7)
1-丁基-3-甲基咪唑六氟磷酸盐	4	123.3(80.1~188.3)
四丁基溴化磷	4	208.0(177.8~242.2)
溴化 1-己基-3-甲基吡啶	6	226.7(170.6~262.2)
溴化 1-丁基-3-甲基咪唑	4	229.0(193.1~259.9)
溴化 1-丁基-3-甲基吡啶	4	325.2(234.1~401.5)
四丁基溴化铵	4	580.2(494.3~801.3)

注:最后一列括号内数据为 95% 置信区间。

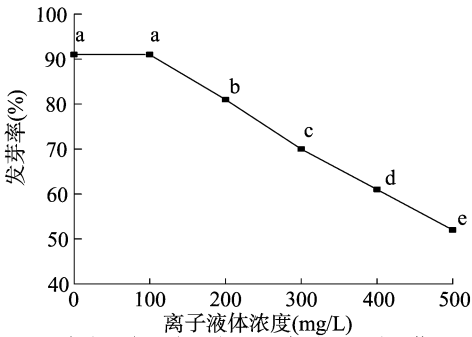
Pretti 等对比了 15 种离子液体对斑马鱼( *Danio rerio* ) 的急性毒性, 测试了作用 96 h 后斑马鱼的半致死率<sup>[14]</sup>。当 LC<sub>50</sub> > 100 mg/L 时, 视为对斑马鱼产生非致命性致死。研究结果显示, 离子液体的化学结构对鱼类的影响是完全不同的, 其中 2 种季铵盐类离子液体 AMMONENG 100 和 AMMONENG 130 的 LC<sub>50</sub> 分别为 5.2、5.9 mg/L, 小于 100 mg/L, 为致命性致死, 说明季铵盐类离子液体对斑马鱼的毒性相对较大<sup>[14]</sup>。

离子液体对水生生物的毒性大小受烷基链长度或阳离子类型的影响。在水生生物的摄食及运动行为上表现为摄食不规律并发生逃逸现象, 严重时发生致死情况。通常情况下, 烷基链越长对水生生物毒性越大。但针对不同的测试对象, 阳离子结构对毒性的影响不完全一致。

1.3 离子液体对植物的毒性

陈忠林等采用营养液水培方法, 研究咪唑类氨基酸离子液体对小麦生长的影响。试验结果得出 1-甲基-3-乙基咪唑缬氨酸盐离子液体([ C<sub>2</sub>mim][ Val]) 在一定浓度范围内对小麦的发芽有抑制作用, 小麦生长的生物量随着[ C<sub>2</sub>mim][ Val] 浓度的升高而呈减少的趋势, 如图 3 和表 2 所示, 抑制效应具有典型的剂量依赖型特点<sup>[15]</sup>。针对生理指标而言, 不同浓度[ C<sub>2</sub>mim][ Val] 处理均致使超氧化物歧化酶(SOD) 活性下降, 且浓度越高抑制作用越明显; 100~200 mg/L 浓度处理在 8~13 d 过氧化物酶(POD) 活性高于对照, 后期不显著,

300~500 mg/L 浓度胁迫后期(18 d), 其活性均发生显著的变化, 分别为对照的 84%、83%、74%, 并造成膜脂过氧化产物丙二醛(MDA) 含量升高, 表明 300~500 mg/L 浓度胁迫使植物生长受到抑制。[ C<sub>2</sub>mim][ Val] 的亲水性及亲脂特性可能是其对植物存在潜在毒性的 2 个主要原因。



图中小写字母表示在 0.05 水平上差异显著  
图3 [C<sub>2</sub>mim][Val]对小麦种子发芽率的抑制情况

董莹等以水稻幼苗根的半数抑制浓度、多种抗氧化酶的活性等为参数, 研究了咪唑类离子液体对水稻幼根生长的毒性作用<sup>[16]</sup>。发现试验中的离子液体均能对水稻幼根的生长产生抑制, 浓度越大抑制率越强, 氯化 1-癸基-3-甲基咪唑([ Dnim]Cl) 和氯化 1-十二烷基-3-甲基咪唑([ C<sub>12</sub>mim]Cl) 的根长 IC<sub>50-50</sub> 分别为 0.100、0.054 mg/L, 水稻幼苗根部对

表 2 [C<sub>2</sub>mim][Val]对小麦总生物量的影响

处理浓度 (mg/L)	地上部(mg/株)		地下部(mg/株)	
	鲜质量	干质量	鲜质量	干质量
0	419.9a	56.2a	108.5a	9.5a
100	414.5a	55.2a	97.6ab	9.4a
200	394.7ab	51.1a	97.2ab	9.0a
300	362.7b	43.9b	89.7b	7.6b
400	356.6b	36.9c	66.3c	5.1c
500	263.6c	26.5d	48.0d	4.7c

注:同列数据后不同小写字母表示在 0.05 水平上差异显著。

2 种离子液体均有氧化应激反应。在 [Dmim]Cl 和 [C<sub>12</sub>mim]Cl 处理下,不仅抑制水稻幼根的呼吸作用,还会降低根尖上的脱氢酶活力,导致水稻幼苗根系活力降低;同时,离子液体的胁迫可能改变根系细胞膜的蛋白质或脂质成分,从而诱导蛋白质结构损伤并且改变膜性能,膜渗透性增强,电解质渗漏,丙二醛(MDA)含量升高,加剧了水稻幼苗根部细胞膜脂质过氧化作用。

Balczewski 等合成了不同类别的手性结构离子液体,并探索了对春大麦和萝卜的毒性<sup>[17]</sup>。结果显示,导致植物萌发和生长明显降低的最低浓度为 100 mg/kg,春大麦对离子液体(200 mg/kg)的耐受性优于普通萝卜(100 mg/kg),硝酸盐溶液对种子发芽能力没有抑制作用。使用低浓度(1、10 mg/kg)的 *N*-甲基咪唑对土壤干质量抑制率影响不大;在高剂量(>1 000 mg/kg)时,2 种植物几乎没有生长<sup>[17]</sup>。

本研究进行了 3 种吡啶类离子液体(*N*-乙基吡啶溴盐、*N*-己基吡啶溴盐、*N*-辛基吡啶溴盐)对豌豆种子(双子叶植物)和燕麦种子(单子叶植物)萌发及幼苗生长情况的影响,并进行毒性比较。按照植物毒性试验方法进行,分别用不同浓度的离子液体水溶液浸泡种子 12 h,温度为 30 ℃,测定 2 种植物种子的形态指标及生理指标。测试结果发现,离子液体的毒性与侧链长度有正相关关系,侧链越长,毒性越大,这与咪唑类离子液体的毒性研究结果相一致;离子液体对豌豆种子萌发有明显的抑制作用,种子的发芽率和发芽势随着浓度的升高而降低,α-淀粉酶活力也随之降低。同时 3 种离子液体对豌豆幼苗根和芽的伸长都有明显的抑制作用,降低了根的活力,叶片超氧阴离子(O<sub>2</sub><sup>-</sup>·)的产生速率和丙二醛含量明显升高,并且严重破坏了豌豆幼苗细胞膜系统的完整性。

1.4 离子液体对动物的毒性

当前,离子液体对动物的毒性多为细胞水平或对简单动物的研究。当长勤等研究了咪唑类离子液体对小鼠乳腺癌(EMT6)细胞的毒性作用和潜在机制,用不同浓度的氯化 1-辛基-3-甲基咪唑([Omim]Cl)感染 EMT6 细胞,然后检测其细胞活性,发现 EMT6 细胞活性显著降低<sup>[18]</sup>。该研究还指出[Omim]Cl 对细胞膜流动性的改变和刺激活性氧分子的增加可能是毒性产生的机制<sup>[18]</sup>。

秀丽线虫(*Caenorhabditis elegans*)是首个被测定了全基因组序列的多细胞生物,其神经网络和细胞谱系也已经被完整地解析出来,所以成为研究离子液体毒性很好的载体<sup>[19]</sup>。Swatloski 等就以秀丽线虫为对象,检测了咪唑类离子液体的毒性,结果证实咪唑类离子液体对该生物具有致死作用,且毒性的大小也与烷基取代链的长度密切相关<sup>[20]</sup>。这是由于分

子量较大的化合物亲脂性较高,不易排出,而较小的化合物可以更快地从排泄系统中清除。当动物暴露于浓度为 1 mg/mL 的离子液体中时,1-丁基-3-甲基咪唑(Bmim)的致死率为 0%;1-辛基-3-甲基咪唑(Omim)的致死率为 11%,1-十四烷基-3-甲基咪唑(C<sub>14</sub>mim)的致死率为 97%。在 5 mg/mL 时具有同样的趋势(烷基取代链的长度越长,其毒性越大):Bmim 的致死率为 1%;Omim 为 66%,C<sub>14</sub>mim 为 100%。

综上所述,ILs 的毒性研究主要集中在 2 个方面。一是对各种生物毒性作用情况,对不同类型的生物均表现出一定的毒性;二是 ILs 各组成部分如阳离子核、阴离子核以及侧链取代基长度对 ILs 毒性的影响,且 ILs 的毒性一般有一定的构效关系、影响规律和变化规律可循,因此使用 ILs 时应加以遵循和注意。

2 离子液体的降解性研究

作为一种绿色溶剂,离子液体在许多行业发挥着越来越大的作用,但是由于其应用安全性相关的研究还没有得到大规模试验的证实,所以限制了其进一步的开发和利用,尤其是其生物降解性还有待研究。现有的降解方法可分为化学法和生物法,化学法有氧化降解法、电解法等;生物法即利用微生物的代谢活动来达到降解离子液体的目的。

2.1 化学降解法

Siedlecka 等探究了 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Fe<sup>3+</sup> 体系,即类芬顿体系对离子液体降解的能力;离子液体 1-丁基-3-甲基咪唑可在水溶液中被氧化,并在类芬顿体系中被快速地化学降解,在 90 min 时的分解率能够达到 97.3%,降解速率与烷基链的长短和阴离子种类有关,可将降解机制解释为组合氧化还原机制<sup>[21]</sup>。机制表明,初始 OH<sup>-</sup> 可以进攻咪唑环 3 个碳原子中的任何 1 个,该反应的中间体为单-二氨基或氨基羧酸<sup>[21]</sup>。

Stepnowski 等比较了 3 种常见氧化体系(UV、UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、UV/TiO<sub>2</sub>)中多种咪唑类离子液体的降解性,发现所有的离子液体均在 UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 系统中分解得最彻底,1-乙基-3-乙基咪唑为阳离子的离子液体最稳定即最不易被降解,1-己基-3-甲基咪唑和 1-辛基-3-甲基咪唑为阳离子液体的离子液体降解效率相似,比较容易被降解,且咪唑类离子液体的稳定性与结构,特别是与阳离子的结构密切相关,降解难度随着咪唑阳离子上烷基链长度增加而增加,同时也随着结构的对称性增加而增加,而阴离子结构对离子液体降解的影响较小<sup>[22]</sup>。

化学降解法主要是利用氧化还原体系或者电解体系实现对离子液体的降解。一般来讲,随着离子液体阳离子烷基侧链长度的增加,离子液体的化学降解难度增加。离子液体的降解主要通过形成·OH 自由基,使烷基侧链逐步被氧化降解,再使环开环降解。

2.2 生物降解法

活性污泥法是生物降解离子液体的常用方法。Stolte 等采用接种 2 种不同类型的接种物(冷冻干燥的细菌混合物和来自废水处理厂的活性污泥微生物)分析了不同离子液体经活性污泥降解后的产物,当烷基侧链上的碳原子数大于 6 时,离子液体降解性很明显,并提出了一种生物降解离子液体可能的降解机制<sup>[23]</sup>。通过单加氧酶将咪唑阳离子烷基侧链的甲基末端氧化成羟基,再形成醛基和羧基,之后丢失 1 分子的

碳,依次循环,直至最后裂解为烷基侧链的碳原子个数小于 2 时结束,而咪唑环并没有进行开环裂解<sup>[23]</sup>。

Docherty 等将活性污泥应用于离子液体的降解,结果表明吡啶离子液体比咪唑类离子液体更环保,因为吡啶类离子液体在取代基为己基和辛基时能够完全被生物降解,虽然烷基链长度的增加是毒性增加的直接原因,然而相关降解的效果与阳离子取代烷基的类别和链长短都有关系,且咪唑基离子液体比吡啶基离子液体更难以被生物降解<sup>[24]</sup>。

Gathergood 等通过试验发现,在离子液体的烷基取代链上引入酯基或氨基可以提高其生物降解的效率,这样可以给微生物提供 1 个催化位点,生成相应伯醇,之后形成脂肪酸氧化降解,进而实现其有效的降解;与传统的咪唑类离子液体如 1-丁基-3-甲基咪唑四氟硼酸盐([Bmim][BF<sub>4</sub>])和 1-丁基-3-甲基咪唑六氟磷酸盐([Bmim][PF<sub>6</sub>])相比,引入可以酶解的基团也可以大大提高生物降解率;在 3-甲基-1-(烷氧羰基甲基)咪唑溴系列的离子液体中,当烷基链为丁基、戊基、己基或辛基时,对应的离子液体最易被生物降解,而当取代基为酰胺类似物时,离子液体的生物降解性则变差<sup>[25]</sup>。

笔者所在课题组选用驯化活性污泥法对 3 种吡啶类离子液体的生物降解性进行了探究。在活性污泥中逐步增加离子液体的浓度(10~200 mg/L),滞留时间为 24 h,沉淀时间为 1 h,每天监测活性污泥的状态,参数包含污泥浓度、沉降比和化学需氧量(COD)去除率,到污泥状态稳定后停止监测。测试结果表明,经过约 60 d 的驯化期后,离子液体可被部分降解,驯化期超过 120 d 后降解率可达到 94% 以上,且降解效果与侧链长短有关,由此可见,侧链的长短对离子液体的毒性及降解性均有很大的影响。侧链越长,毒性越大,但降解性反而越好。除了利用生物降解法处理离子液体降解。接下来笔者所在课题组将利用高级氧化技术(芬顿试剂法),依据降解速率常数,探讨离子液体的降解性构效关系,建立定量结构-性质关系(QSPR)模型;利用所研究性质和分子结构参数进行内在关系关联,得到性质和分子结构参数之间的关系模型。深入解析离子液体的降解机制,为设计合成低毒易降解的离子液体提供理论基础。

### 3 结论与展望

离子液体因其独特的性质而在化工、生物工程等各个领域受到广泛的重视和应用,其生物毒性和降解性的研究也有了一些进展。通过现有研究可以发现,无论是对微生物、植物还是动物来说,离子液体均存在一定的毒性,且普遍随着侧链长度的增长,毒性增大;随着浓度的增大,毒性增大,但是毒性值有一定的上限值。离子液体的降解难度与取代基的结构有密切的关系,通过 QSPR 法可以得到降解性与分子结构间的构效关系。不妥当的处理和排放会造成对土壤与水体的危害,通过引入特殊的官能团来减低离子液体的生物降解难度,将会有利于离子液体的应用和处理。因此要使离子液体更好地得到应用,还须要不断地对其生物毒性和降解性加以深入研究以降低其毒性,进而在发挥其最大作用的同时又可以避免离子液体对生态环境造成不可逆的危害。

今后的工作目标:(1)由于离子液体种类繁多,目前研究

咪唑类离子液体的较多,应该深入系统地研究吡啶类、季铵类和季磷类离子液体对各种生物的影响,建立完善的离子液体毒性和降解性的数据库。(2)开发毒性低的离子液体,设计合成生物降解性好的离子液体。(3)通过基因工程驯化、改造、筛选能够降解离子液体的微生物。(4)构建离子液体的结构性质与毒性的构效关系模型,从原理上揭示离子液体的结构与毒性及其生物降解性之间的关系,从而指导新型绿色离子液体的设计、制备及应用。

### 参考文献:

- [1] Bittner B, Wrobel R J, Milcherl E, et al. Physical properties of pyridinium ionic liquids[J]. Journal of Chemical Thermodynamics, 2012, 55(12): 159-165.
- [2] Berton P, Bica K, Rogers R D, et al. Ionic liquids for consumer products: dissolution, characterization, and controlled release of fragrance compositions[J]. Fluid Phase Equilibria, 2017, 450(10): 51-56.
- [3] Cull S, Holbrey J, Vargasmora V, et al. Room temperature ionic liquids as replacements for organic solvents in multiphase bioprocess operations[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2000, 69(2): 227-33.
- [4] Mccrary P D, Beasley P A, Gurar G, et al. Drug specific, tuning of an ionic liquid's hydrophilic-lipophilic balance to improve water solubility of poorly soluble active pharmaceutical ingredients[J]. New Journal of Chemistry, 2013, 37(7): 2196-2202.
- [5] Trush M M, Semenyuta I V, Vdovenko S I, et al. Synthesis, spectroscopic and molecular docking studies of imidazolium and pyridinium based ionic liquids with HSA as potential antimicrobial agents[J]. Journal of Molecular Structure, 2017, 1137(6): 692-699.
- [6] Carson L, Chau P K W, Earle M J, et al. Antibiofilm activities of 1-alkyl-3-methylimidazolium chloride ionic liquids[J]. Green Chemistry, 2009, 11(4): 492-497.
- [7] 林燕, 王芳, 张志庆, 等. 离子液体绿色脱硫机理及应用进展[J]. 化工进展, 2013, 32(3): 549-557.
- [8] Pan J, Muppaneni T, Sun Y, et al. Microwave-assisted extraction of lipids from microalgae using an ionic liquid solvent[Bmim][HSO<sub>4</sub>][J]. Fuel, 2016, 178: 49-55.
- [9] 柏杨, 曹晓燕, 代军, 等. 离子液体分类、合成、表征及应用研究[J]. 当代化工, 2010, 39(4): 445-448.
- [10] 郑燕升, 莫倩, 刘昭明. 离子液体的 QSPR/QSAR 研究[J]. 化学进展, 2009, 21(9): 1772-1781.
- [11] 张瑾, 刘树深, 窦容妮, 等. 30 种离子液体对青海弧菌 Q67 的毒性效应[J]. 环境科学, 2011, 32(4): 1108-1113.
- [12] Hafez N F M, Mutalib M I A, Bustam M A B, et al. Ecotoxicity of pyridinium based ILs towards guppy fish and four bacterial strains[J]. Procedia Engineering, 2016, 148: 830-838.
- [13] Bernot R J, Kennedy E E, Lamberti G A, et al. Effects of ionic liquids on the survival, movement, and feeding behavior of the freshwater snail, *Physa acuta* [J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2005, 24(7): 1759-1765.
- [14] Pretti C, Chiappe C, Pieraccini D, et al. Acute toxicity of ionic liquids to the zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Green Chemistry, 2006, 8(3): 238-240.

李妍汶,王海洋,李 慧,等. 4 种植物所构建的滞留系统调控道路雨水的效用[J]. 江苏农业科学,2019,47(5):208-212.  
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.05.051

# 4 种植物所构建的滞留系统调控道路雨水的效用

李妍汶,王海洋,李 慧,张自豪,张丹华

(西南大学园艺园林学院,重庆 400715)

**摘要:**在生物滞留系统中,通过模拟自然降雨强度,对 4 种地被植物调蓄道路雨水以及自身耐水淹抗旱能力进行研究。结果表明:(1)植物层滞留雨水时间为 4.8~14.0 h,系统可以滞留雨水 7.0~17.9 h,且随着进水量的加大,植物层和系统层差异显著( $P<0.05$ )。在基质相同的条件下,同种植物在不同进水量情况下滞留雨水时间差异极显著( $P<0.01$ ),不同植物在相同进水量条件下滞留雨水时间差异显著( $P<0.05$ )。(2)3 种降雨强度不同植物系统的蒸发量与植物蒸腾量不超过 7%,生物滞留系统基质蓄水量稳定在 13.68 L/m<sup>3</sup>。(3)4 种地被植物在不同水分处理的适应能力均可作为道路地被植物,且推荐依次为狼尾草、头花蓼、地瓜藤、玉龙草。

**关键词:**生物滞留;道路雨水;地被植物;适应能力

**中图分类号:** X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)05-0208-05

生物滞留,作为一种新型的雨洪管理技术是海绵城市的重要组成部分。目前国内外对道路生物滞留方面研究主要集中在水文效应<sup>[1]</sup>、生物滞留池的模型与结构<sup>[2-3]</sup>、净化水质效用<sup>[4]</sup>、透水路面<sup>[5]</sup>等方面。没有研究系统与不同植物对不同降雨强度“滞”与“蓄”的能力,对一些耐淹抗旱的本土野生植物的开发重视不够<sup>[6]</sup>,且忽略了植物本身的造景美化功能等。本研究通过模拟道路雨水径流,比较 4 种植物在道路两

边生长的适应能力以及在生物滞留系统中调控道路雨水的效用,对指导选择适当植物与解决城市雨水问题具有切实意义。

## 1 试验区域与方法

### 1.1 试验区域概况

试验场地位于重庆市北碚区西南大学,降水主要集中在的 5~10 月<sup>[7]</sup>。道路雨水采样点选在西南大学沥青道路,双向车道,地长 10 m、宽 5 m,坡度 3.5°,车流量 96 辆/h,只有 1 个雨水篦。

### 1.2 生物滞留系统设计

1.2.1 植物选择 选择适宜在重庆地区道路旁生长,具有耐淹抗旱性质和观赏价值的头花蓼 (*Polygonum capitatum*)、玉龙草 (*Ophiopogon bodinieri*)、狼尾草 (*Pennisetum alopecuroides*)、地瓜藤 (*Caulis Fici Tikouae*)<sup>[8-9]</sup> 4 种植物。种

收稿日期:2017-01-06

基金项目:重庆市应用开发计划(编号:cstc2014yykfA9001)。

作者简介:李妍汶(1991—),女,河南新乡人,硕士研究生,助理园林工程师,主要从事风景园林生态研究。E-mail: lean0705@foxmail.com。

通信作者:王海洋,博士,硕士研究生导师,主要从事生态学与植物学研究。E-mail: whyswau@126.com。

[15]陈忠林,王 洋,关 伟,等. 离子液体[C<sub>2</sub>mim][Val]对小麦幼苗生长及生理特性的影响[J]. 农业环境科学学报,2011,30(8):1508-1513.

[16]董 莹,张淑娴,刘惠君. 两种咪唑氯盐类离子液体对水稻幼苗根部的毒性效应[J]. 环境科学学报,2015,35(10):3384-3389.

[17]Balczewski P, Bachowska B, Bialas T, et al. Synthesis and phytotoxicity of new ionic liquids incorporating chiral cations and/or chiral anions[J]. Journal of Agricultural & Food Chemistry, 2007, 55(5):1881-1892.

[18]井长勤,陈红丽,李效宇. 离子液体氯化 1-辛基-3-甲基咪唑对 EMT6 细胞的毒性及其机理研究[J]. 环境科学学报,2013,33(6):1809-1814.

[19]Kolwankar K M, Ren Q, Samal A, et al. Learning and structure of neuronal networks[J]. Pramana, 2011, 77(5):817-826.

[20]Swatloski R P, Holbrey J D, Memon S B, et al. Using caenorhabditis elegans to probe toxicity of 1-alkyl-3-methylimidazolium chloride based ionic liquids[J]. Chemical Communications, 2004, 35(6):668-669.

[21]Siedlecka E M, Mrozik W, Kaczynski Z, et al. Degradation of 1-butyl-3-methylimidazolium chloride ionic liquid in a Fenton-like system[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 154(1/2/3):893-900.

[22]Stepnowski P, Zaleska A. Comparison of different advanced oxidation processes for the degradation of room temperature ionic liquids[J]. Journal of Photochemistry & Photobiology a Chemistry, 2005, 170(1):45-50.

[23]Stolte S, Abdulkarim S, Arming J, et al. Primary biodegradation of ionic liquid cations, identification of degradation products of 1-methyl-3-octylimidazolium chloride and electrochemical wastewater treatment of poorly biodegradable compounds[J]. Green Chemistry, 2008, 10(2):214-224.

[24]Docherty K M, Dixon J K, Kulpa C F. Biodegradability of imidazolium and pyridinium ionic liquids by an activated sludge microbial community[J]. Biodegradation, 2007, 18(4):481-493.

[25]Gathergood N, Garcia M T, Scammells P J. Biodegradable ionic liquids: part I. Concept, preliminary targets and evaluation[J]. Green Chemistry, 2004, 6(3):166-175.