

张 望,范广宇,孟祥龙,等. 海州湾沿岸海水中 21 种除草剂的分布特征[J]. 江苏农业科学,2019,47(23):289-294.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.23.069

海州湾沿岸海水中 21 种除草剂的分布特征

张 望,范广宇,孟祥龙,王 腾,陈秀开

(中华人民共和国连云港海关,江苏连云港 222042)

摘要:对江苏省连云港市海州湾沿岸水体中 21 种除草剂残留情况进行了调查。丙草胺、莠去津、扑草净、西草净、西玛津、特丁净、特丁津有检出,检出率分别为 5%、100%、80%、10%、5%、25%、5%,最高浓度分别达到 9.6、61.9、31.9、3.8、3.4、10.5、17.6 ng/L。海州湾沿岸的除草剂残留表现为河口处高于其他地区、农业地区沿岸高于生活区和工业区沿岸、丰水期高于枯水期的特征。入海河流、海州湾沿岸、近海岛屿采集的样品中除草剂残留浓度呈降低趋势;龙王河、青口河、临洪河的上游、中游和河口处检出的主要除草剂残留浓度均表现为先增加后降低的趋势。农田施用的除草剂通过地表径流、人工排放等方式入海,是导致海州湾沿岸海水中扑草净残留的主要原因。本研究各位点水样中阿特拉津和扑草净的风险商均小于 0.1,生态风险程度为低。

关键词:除草剂;扑草净;阿特拉津;海州湾;残留

中图分类号: X839.2;S481⁺.8

文献标志码: A

文章编号: 1002-1302(2019)23-0289-05

除草剂在环境中的残留问题日益突出,受到了国内外学者的关注。我国是农业大国,为了保证农作物的产量,大量不同种类的除草剂如有机磷类、氨基甲酸酯类、三嗪类、酰胺类等被用于控制农田杂草生长^[1]。然而这些农药对生态系统和人体健康也都存在潜在的危害,如除了神经毒性外,一部分有机磷除草剂还具有致癌性和致突变性^[2];三嗪类除草剂中的阿特拉津具有内分泌干扰效应和潜在的致癌性^[3],并被美国、日本和欧盟列为内分泌干扰物;三嗪类除草剂中的扑草净则被欧盟禁用;酰胺类除草剂乙草胺被发现具有甲状腺干扰作用^[4],并被美国环保署列为 B-2 类致癌物。

三嗪类除草剂是一种传统的高效除草剂,早在 20 世纪 50 年代就已开始使用^[5]。常见的三嗪类除草剂有阿特拉津(莠去津)、扑草净、莠灭净、西玛通等。该类除草剂用量大、残留时间长,使用时极易对土壤、农作物、地表水造成污染。酰胺类除草剂是一类广泛使用的芽前除草剂,具有较好的水溶性和迁移性,施用后易通过渗透进入地下水或随地表径流进入地表水^[6]。三嗪类和酰胺类除草剂在全球农业中广泛使用,销售额占世界除草剂市场的 12.51%^[7]。近年来,国内外频繁可见水环境中检出三嗪类或酰胺类除草剂残留的报道。长期大量施用的除草剂通过土壤渗漏地表径流等途径进入水环境,对水生生物和水生生态系统造成潜在威胁^[8]。

海州湾是位于我国黄海中部的一个典型的开敞式海湾^[9],全国八大渔场之一,岸线全长近 170 km,有多条大小河流注入,其沿岸为重要的农业区,每年可能有大量除草剂残留通过河流最终进入海洋环境中。

本研究通过对海州湾沿岸海水中 16 种三嗪类除草剂、5 种酰胺类除草剂残留的监测,研究其在水体中的时空分布规律,并对水生生态风险进行初步评价,为三嗪类和酰胺类除草剂对该海域的生态效应及水质影响提供科学数据。

1 材料与方法

1.1 试验仪器与材料

QTRAP 4500 液相色谱串联质谱仪(美国应用生物系统公司);R-215 旋转蒸发器(瑞士步琦有限公司)。丙酮、正己烷、甲醇(色谱纯,德国默克集团);甲酸(优级纯,国药集团)。

各种除草剂标准品由德国 Dr. Ehrenstorfer 公司提供,纯度>98.0%。试验用水为超纯水。标准溶液的配制:准确称取一定量标准品,用甲醇溶解配制成 100 mg/L 溶液,使用前用乙腈稀释至所需浓度。

1.2 试验方法

1.2.1 监测位点与样品采集 分别于 2017 年 6 月(丰水期)和 11 月(枯水期),在海州湾沿岸、近海岛屿、入海河流域设置 19 个位点,见图 1。1~3 号位点位于近海岛屿;4~13 号位点位于海州湾沿岸,其中 7、8、9 号位点分别位于入海河流河口处;14~19 号位点位于入海河流中上游。在上述位点采集水体表层 0.1~1.0 m 范围内的样品 2 L,4℃ 冷藏保存于棕色玻璃瓶中。为避免潮水对残留除草剂的稀释作用^[10],本试验均在低潮期采集海水样品。

1.2.2 样品前处理 取水样 200 mL 于分液漏斗中,加入正己烷+丙酮(体积比为 4:1)混合溶剂 20 mL,充分摇匀,静置分层,收集有机层,用 20 mL 混合溶剂重复提取 1 次,合并有机层,旋转蒸发至近干,加入 0.1% 甲酸+甲醇(体积比为 9:1)混合溶液 1 mL 溶解,滤膜过滤,上机检测。

1.2.3 色谱条件 色谱柱:Agilent SB-C18 柱(100 mm×2.1 mm,RRHD 1.8 μm),柱温为 35℃,流速为 400 μL/min,进样体积为 5 μL,流动相:A=0.1% 甲酸水溶液,B=甲醇。梯度洗脱程序见表 1。

收稿日期:2018-08-21

基金项目:南京海关(原江苏检验检疫局)科技计划(编号:2017KJ12)。

作者简介:张 望(1986—),男,江苏连云港人,硕士,主要从事水生动物和水产品检验检疫研究。Tel:(0518) 82320067;E-mail:zhang1234wang@163.com。

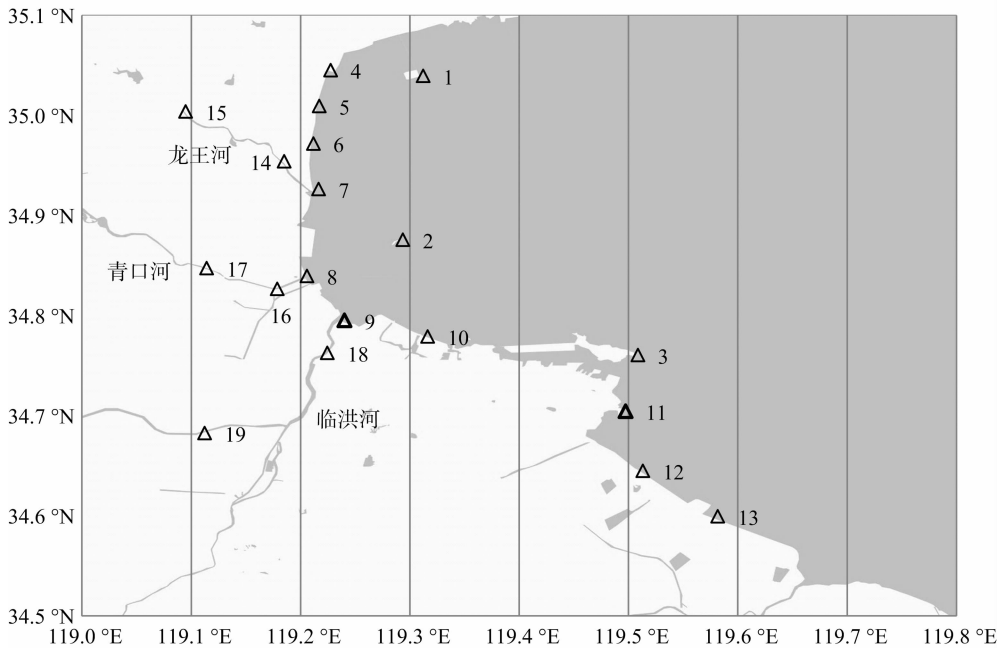


图1 取样位点

表 1 梯度洗脱程序

| 时间 (min) | 流动相组成 | |
|-------------|-------|------|
| | A(%) | B(%) |
| 0 | 90 | 10 |
| 1.0 | 90 | 10 |
| 2.0 | 60 | 40 |
| 16.0 | 5 | 95 |
| 18.0 | 5 | 95 |
| 18.1 | 90 | 10 |
| 20.0 | 90 | 10 |

1.2.4 质谱条件 采用电喷雾离子(ESI)源正电离模式,多反应监测(MRM)扫描。碰撞气(CAD)压力为 41.4 kPa,气帘气(CUR)压力为 138 kPa,雾化气(GS1)压力为 448 kPa,辅助气(GS2)压力为 414 kPa,去溶剂温度(TEM)为 500 ℃,入口点位(EP)为 10 V。其他参数见表 2。

1.2.5 方法性能参数 在空白水样中,分别加入 5、100、200 ng/L 标准混合溶液,按试验方法处理后测定,回收率在 72% ~ 121% 之间。甲草胺、乙草胺、丁草胺的检出限和定量限分别为 30 ng/L 和 100 ng/L;其余项目的检出限和定量限分别为 3 ng/L 和 10 ng/L,符合样品分析要求。

2 结果与分析

2.1 检出情况

本研究对海州湾沿岸的 10 个位点、近海岛屿的 3 个位点、3 条入海河流的 6 个位点的表层水中的 16 种三嗪类除草剂(莠去津、扑草净、西草净、敌草净、扑灭通、特丁通、草净津、西玛津、环嗪酮、莠灭净、环丙津、特丁净、异丙净、异戊乙净、扑灭津、特丁津)、5 种酰胺类除草剂(甲草胺、乙草胺、丙草胺、丁草胺、吡唑草胺)的质量浓度进行了测定。位于海州湾沿岸的 4 ~ 13 号位点检出 7 种除草剂残留,检出率由高至

低分别为莠去津(100%) > 扑草净(80%) > 特丁净(25%) > 西草净(10%) > 西玛津、特丁津、丙草胺(5%)。位于近海岛屿的 1 ~ 3 号位点仅检出莠去津、扑草净、特丁净、特丁津 4 种除草剂。位于 3 条入海河流的 14 ~ 19 号位点中除甲草胺、乙草胺、丁草胺、草净津、环嗪酮外,其余除草剂均有不同程度检出。3 类位点检出各种除草剂的质量浓度范围、均值、中位值和检出率见表 3。

三嗪类或酰胺类除草剂的水污染调查区域主要集中在河流、湖泊等。徐雄等调查了我国的长江、黄河等 8 个重点流域水体中阿特拉津、扑草净、西玛津、乙草胺的检出率分别达 100%、59.3%、7.4%、74.1%^[11]。在对波兰西里西亚地区^[12]、希腊北部地区^[13]、希腊 Vistonis 湖盆地^[14]、西班牙拉里奥哈地区^[15]地表水的调查研究中发现甲草胺、异丙甲草胺、扑草净、莠去津及其代谢产物的情况也较为普遍。目前仅有少数研究关注海水中除草剂的残留情况。徐英江等对莱州湾海域中三嗪类除草剂残留情况进行了调查,发现莠去津、扑草净、扑灭津和莠灭净的检出率均超过 50%^[16]。其中莠去津的检出率达 100%,与本研究对海州湾沿海岸水的调查结果接近。可见国内外很多地区的陆地地表水和近海水不同程度地受三嗪类或酰胺类除草剂污染,而莠去津污染的情况最为普遍。

2.2 分布特征

2.2.1 空间分布特征

2.2.1.1 3 类取样位点的除草剂残留空间分布特征 无论检出残留的除草剂种类数和浓度,均表现为入海河流 > 海州湾沿岸 > 近海岛屿的趋势,表明河流是沿岸海水中残留除草剂的主要来源。三嗪类除草剂在环境中有较强的稳定性。2004 年起欧盟禁用西玛津和莠去津,但 10 年后仍可在波兰等国水体中检出西玛津、莠去津及其代谢产物^[12]。本研究在连岛、秦山岛和赣榆港码头人工岛设置 3 个取样点。3 个岛屿上均无农田,不存在大量使用除草剂的条件。虽然有海水的稀释作用,但是长期的陆源性输入和三嗪类除草剂的高稳

表 2 目标除草剂主要的质谱参数

| 除草剂 | 保留时间 (min) | 母离子 (<i>m/z</i>) | 子离子 (<i>m/z</i>) | 碰撞电压 (V) | 去簇电压 (V) | 碰撞室出口电压 (V) |
|------|---------------|-----------------------|---------------------------|-------------|-------------|----------------|
| 甲草胺 | 10.03 | 270.1 | 238.1 [*] ,162.0 | 15,25 | 46 | 9 |
| 乙草胺 | 4.67 | 270.2 | 148.2 [*] ,133.1 | 15,45 | 36 | 9 |
| 丙草胺 | 12.60 | 312.2 | 252.1 [*] ,176.1 | 15,37 | 31 | 4 |
| 丁草胺 | 12.67 | 312.1 | 238.0 [*] ,162.0 | 15,32 | 54 | 9 |
| 吡唑草胺 | 7.62 | 278.1 | 210.1 [*] ,134.1 | 14,21 | 80 | 10 |
| 莠去津 | 7.12 | 216.1 | 174.0 [*] ,104.0 | 23,39 | 71 | 9 |
| 扑草净 | 7.23 | 242.2 | 158.1 [*] ,200.2 | 33,25 | 80 | 9 |
| 西草净 | 4.76 | 214.1 | 124.2 [*] ,144.0 | 27,27 | 74 | 9 |
| 敌草净 | 4.90 | 214.1 | 172.1 [*] ,82.1 | 23,45 | 80 | 10 |
| 扑灭通 | 4.96 | 226.2 | 184.1 [*] ,142.0 | 25,31 | 80 | 10 |
| 特丁通 | 5.18 | 226.2 | 170.1 [*] ,114.0 | 25,34 | 80 | 10 |
| 草净津 | 5.30 | 241.1 | 214.2 [*] ,104.1 | 27,47 | 86 | 9 |
| 西玛津 | 5.68 | 202.1 | 132.1 [*] ,124.3 | 25,25 | 86 | 9 |
| 环嗪酮 | 5.86 | 253.1 | 171.1 [*] ,71.1 | 23,43 | 70 | 13 |
| 莠灭净 | 5.90 | 228.1 | 186.2 [*] ,96.0 | 25,35 | 100 | 5 |
| 环丙津 | 5.91 | 228.2 | 186.1 [*] ,108.1 | 24,37 | 80 | 10 |
| 特丁净 | 7.35 | 242.2 | 186.1 [*] ,91.0 | 25,37 | 80 | 10 |
| 异丙净 | 8.37 | 256.1 | 144.1 [*] ,172.0 | 37,30 | 80 | 10 |
| 异戊乙净 | 8.57 | 256.2 | 186.1 [*] ,96.1 | 28,40 | 80 | 10 |
| 扑灭津 | 8.58 | 230.1 | 188.1 [*] ,146.1 | 23,30 | 80 | 10 |
| 特丁津 | 8.93 | 230.1 | 174.1 [*] ,110.1 | 21,42 | 80 | 10 |

注: * 代表定量离子。

表 3 3 类取样位点除草剂残留的浓度范围、均值、中位值和检出率

| 除草剂 | 海洲湾沿岸海水(4~13 号位点) | | | | 近海岛屿海水(1~3 号位点) | | | | 入海河流淡水(14~19 号位点) | | | |
|------|-------------------|--------------|---------------|------------|-----------------|--------------|---------------|------------|-------------------|--------------|---------------|------------|
| | 浓度范围 (ng/L) | 均值 (ng/L) | 中位值 (ng/L) | 检出率 (%) | 浓度范围 (ng/L) | 均值 (ng/L) | 中位值 (ng/L) | 检出率 (%) | 浓度范围 (ng/L) | 均值 (ng/L) | 中位值 (ng/L) | 检出率 (%) |
| 甲草胺 | <30.0 | — | — | 0 | <30.0 | — | — | 0 | <30.0 | — | — | 0 |
| 乙草胺 | <30.0 | — | — | 0 | <30.0 | — | — | 0 | <30.0 | — | — | 0 |
| 丙草胺 | <3.0~9.6 | 0.5 | — | 5 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~18.4 | 1.5 | — | 8.3 |
| 丁草胺 | <30.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <30.0 | — | — | 0 |
| 吡唑草胺 | <3.0 | — | — | 0 | <30.0 | — | — | 0 | <3.0~24.3 | 2.0 | — | 8.3 |
| 莠去津 | 3.9~61.9 | 20.5 | 14.5 | 100 | <3.0~35.1 | 5.6 | 6.4 | 83.3 | 13.4~81.2 | 28.2 | 23.4 | 100.0 |
| 扑草净 | <3.0~31.9 | 10.2 | 8.0 | 80 | <3.0~8.6 | 2.5 | 1.5 | 50.0 | 8.4~72.5 | 30.3 | 30.5 | 100.0 |
| 西草净 | <3.0~3.8 | 0.4 | — | 10 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~41.3 | 9.5 | 15.6 | 66.7 |
| 敌草净 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~11.1 | 0.9 | — | 8.3 |
| 扑灭通 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~9.8 | 0.5 | — | 8.3 |
| 特丁通 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~8.8 | 0.5 | — | 8.3 |
| 草净津 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 |
| 西玛津 | <3~3.4 | 0.2 | — | 5 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~4.9 | 0.7 | — | 16.7 |
| 环嗪酮 | <3 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 |
| 莠灭净 | <3 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~15.5 | 2.3 | — | 25.0 |
| 环丙津 | <3 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~16.4 | 2.4 | — | 25.0 |
| 特丁净 | <3.0~10.5 | 2.5 | — | 25 | <3.0~6.7 | 1.7 | — | 33.3 | <3.0~22.2 | 11.8 | 8.3 | 66.7 |
| 异丙净 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~20.0 | 0.8 | — | 8.3 |
| 异戊乙净 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~21.2 | 0.8 | — | 8.3 |
| 扑灭津 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0 | — | — | 0 | <3.0~22.6 | 3.7 | — | 33.3 |
| 特丁津 | <3.0~17.6 | 0.9 | — | 5 | <3.0~6.4 | 1.1 | — | 16.7 | <3.0~21.9 | 3.6 | — | 25.0 |

定性导致仍有低浓度的三嗪类除草剂残留检出。陆源性输入通常是海水中农药残留的主要来源,但也存在其他人为使用情况。我国有关于使用杀虫剂三唑磷清除滩涂贝类,导致海水中出现残留的报告^[17]。除草剂 Irgarol 1051 被广泛用作船舶抗污损涂料添加剂。停靠船舶的码头附近海水中 Irgarol

1051 残留浓度高于其他区域^[18]。
2.2.1.2 3 条入海河流的除草剂残留空间分布特征 7~9 号位点分别位于在龙王河、青口河、临洪河主要河流入海口,检出莠去津、扑草净、西草净、特丁净 4 种除草剂残留,而上述 3 条河流的中上游水样共检出 16 种除草剂残留,检出种类数

量远超 3 个河口位点,且检出品种也涵盖 3 个河口位点检出的 4 种除草剂。莠去津、扑草净、西草净、特丁净的残留情况

见图 2。上述 4 种除草剂在 3 条河流的上游、中游和河口处残留浓度均表现为先增加后降低的趋势。

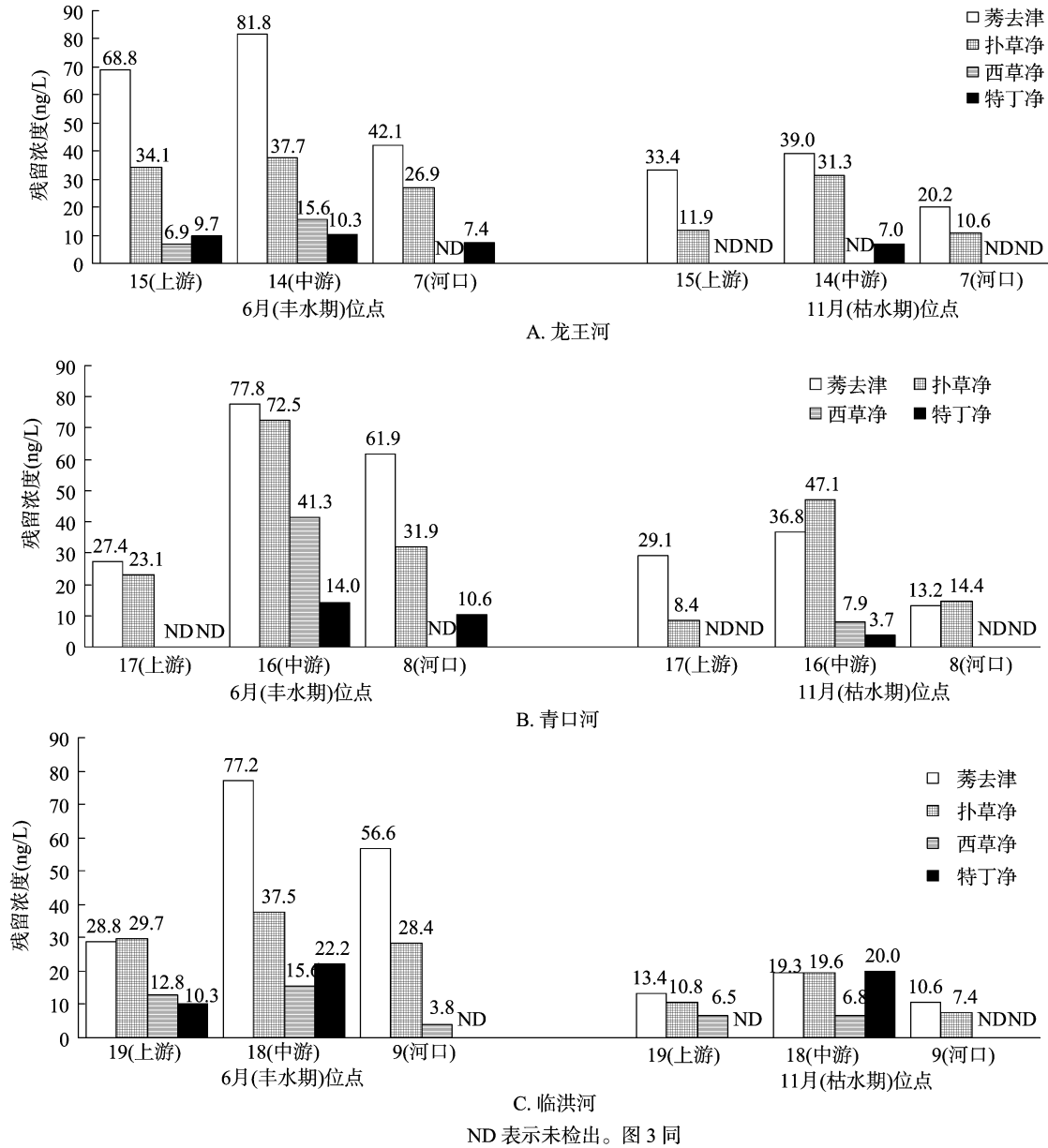


图2 莠去津、扑草净、西草净、特丁净在 3 条入海河流中的残留情况

3 条河流均穿过海州湾沿岸主要的粮棉产地,除草剂的广泛使用对环境造成了一定程度的污染。沿岸农田残留的除草剂可随地表径流或农田灌溉回水排入河流^[19],导致河流中游检出除草剂残留浓度高于上游。在河口处,由于海水的稀释作用,检出残留的除草剂种类数和浓度均降低。

2.2.1.3 海州湾沿岸各位点的除草剂残留空间分布特征 4~13 号位点位于海州湾沿岸潮间带。4~9 号位点沿岸的棉粮种植业分布广泛,农田施用的除草剂通过地表径流、人工排放等方式最终入海,除草剂残留水平高于 10~12 号位点。其中 7 号、8 号、9 号位点分别位于龙王河、青口河、临洪河的河口处,上述河流为海州湾地区主要的入海河流,除草剂的陆源性输入更明显,因此呈现更高的残留水平。10~13 号位点沿岸港口、城市、工业发达,扑草净的残留水平最低。海州湾沿

岸位点检出率较高的莠去津和扑草净的残留分布特征见图 3。

国内外对水体中除草剂残留的调查也呈现相似的结果。Papadakis 等对希腊北部主要河流湖泊进行了持续 1.5 年的调查,发现穿越农场密集地区的河流中农药残留的浓度高于穿越种植业不发达的山区的河流^[13]。徐英江等对莱州湾表层海水的调查发现,莱州湾西部农业发达地区附近的海水中三嗪类除草剂残留浓度高于东部工业发达地区附近的海水^[16]。

2.2.2 时间分布特征 无论是入海河流、沿岸潮间带,还是近海岛屿的取样位点,除草剂的残留水平均表现为 6 月高于 11 月。敌草净、异戊乙净、异丙净、扑灭通、西玛津、特丁通、特丁津、吡啶草胺、丙草胺仅在 6 月被检出。晚春和夏季是除

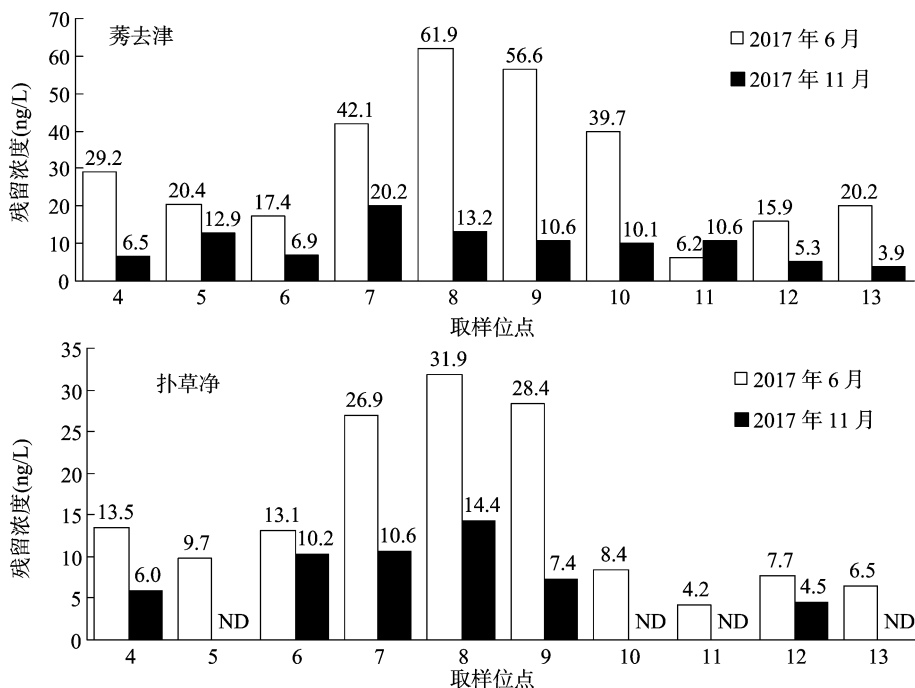


图3 莠去津、扑草净在海州湾沿岸海水中的残留情况

草剂使用量较大的季节。连云港市海州湾沿岸通常在5月播种水稻,播种后20 d内为除草剂使用高峰期。连云港市2017年5—6月处于丰水期,降水量为132.7 mm,远高于10—11月枯水期26.5 mm的降水量,地表径流量明显增加。农田除草剂使用量的增加和地表径流量的增加共同导致6月除草剂的检出种类数和浓度均高于11月。

2.3 阿特拉津和扑草净的生态风险分析

生态风险评价是定量表征有毒污染物生态危害的评价体系^[20],本研究应用商值法初步判断阿特拉津和扑草净的生态风险,计算方式如下:

$$RQ = MEC/PNEC。$$

式中,RQ为风险商;MEC表示环境污染物的实测浓度;PNEC表示预测无效应浓度。PNEC使用评估因子法确定,检出污染物的慢性毒性数据来自国际农药行业联盟的PAN数据库,选取外推因子(AF)为100,确定污染物的PNEC^[21],阿特拉津和扑草净的PNEC分别为5.8 μg/L和1.1 μg/L。一般认为RQ>1、0.1<RQ<1、RQ<0.1时的生态风险分别为高风险、中风险、低风险。经计算,本研究中,阿特拉津和扑草净的RQ最大值分别为0.014和0.066,表明阿特拉津和扑草净在相关水域的生态风险程度为低风险。

3 结论

本研究对海州湾沿岸水体中21种除草剂残留情况进行了调查,丙草胺、莠去津、扑草净、西草净、西玛津、特丁净、特丁津有检出。其中阿特拉津和扑草净的检出率分别达到100%和80%,残留浓度最大值分别达到61.9 ng/L和31.9 ng/L。海州湾沿岸的除草剂残留表现为河口处高于其他地区、农业地区沿岸高于生活区和工业区沿岸、丰水期高于枯水期的特征。本研究发现,入海河流、海州湾沿岸、近海岛屿采集的样品中除草剂残留浓度呈降低趋势;3条入海河流

的上游、中游和河口处检出的主要除草剂残留浓度均表现为先增加后降低的趋势。以上趋势表明,农田施用的除草剂通过地表径流、人工排放等方式入海,是导致海州湾沿岸海水中扑草净残留的主要原因。本研究各位点水样中阿特拉津和扑草净的风险商均小于0.1,生态风险程度为低。

参考文献:

- [1]王庆海,李 翠,郑瑞伦,等. 我国农田农药流失现状及减控策略[J]. 环境监测管理与技术,2017,30(1):1-5.
- [2]Sharma D, Nagpal A, Pakade Y B, et al. Analytical methods for estimation of organophosphorus pesticide residues in fruits and vegetables; a review[J]. Talanta,2010,82(4):1077-1089.
- [3]Sathiakumar N, Delzell E. A review of epidemiologic studies of triazine herbicides and cancer[J]. Critical Reviews in Toxicology, 1997,27(6):599-612.
- [4]Turque N, Palmier K, Le M S, et al. A rapid, physiologic protocol for testing transcriptional effects of thyroid disrupting agents in premetamorphic *Xenopus* tadpoles [J]. Environmental Health Perspectives,2005,113(11):1588-1593.
- [5]王晓春,焦杏春. 三嗪类除草剂分析方法研究进展[J]. 农药, 2011,50(5):320-324.
- [6]刘铮铮. 环境中酰胺类除草剂的危害及检测方法[J]. 南方农业,2015,9(27):176-177.
- [7]顾林玲,王欣欣. 全球除草剂市场、发展概况及趋势(Ⅱ)[J]. 现代农药,2016,15(3):1-5,31.
- [8]Orlikowska A, Fisch K, Schulz - Bull D E. Organic polar pollutants in surface waters of inland seas[J]. Marine Pollution Bulletin,2015, 101(2):860-866.
- [9]杨晓改,薛 莹,咎肖肖,等. 海州湾及其邻近海域浮游植物群落结构及其与环境因子的关系[J]. 应用生态学报,2014,25(7): 2123-2131.
- [10]Caquet T, Roucaute M, Mazzella N, et al. Risk assessment of

刘林培,管秀琼,李俊,等.食用茵菌渣协同白酒丢糟堆肥效果研究[J].江苏农业科学,2019,47(23):294-298.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.23.070

食用茵菌渣协同白酒丢糟堆肥效果研究

刘林培¹,管秀琼¹,李俊²,胡海军²,马永鹏¹

(1.四川轻化工大学生物工程学院,四川自贡 643000; 2.四川轻化工大学机械工程学院,四川自贡 643000)

摘要:为探究食用茵菌渣协同白酒丢糟堆肥效果,研究食用茵菌渣添加比例及其对堆肥的影响,用白酒丢糟为主料,食用茵菌渣为辅料,进行了为期 26 d 的堆肥试验,以期白酒丢糟堆肥技术提供新的参考。结果表明,以堆肥过程中色度、温度、pH 值、电导率(EC 值)、有机质含量及其降解率、C/N、T 值、水溶性有机碳及其与总有机氮的比值等判断,白酒丢糟堆肥添加食用茵菌渣的最佳比例为 20%~30%。其工艺参数:初始含水率为 55%,初始 pH 值为 6.5,连续通风量为 1.5 L/min,初始 C/N 为 26.5~29。

关键词:白酒丢糟;食用茵菌渣;堆肥;工艺参数

中图分类号: S141.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)23-0294-05

利用白酒丢糟制作有机肥,既能解决环保问题,又可实现资源再利用,具有较高的环保、经济和社会效益^[1]。由于丢糟本身的 C/N 和营养条件等均不适合直接堆肥^[2],必须外加氮源、营养元素和微量元素,而添加化学物质(如尿素)会极大增加生产和技术成本,严重制约丢糟有机肥的发展。

食用茵菌渣是食用茵收获后残留的物质,由菌丝体和大量的剩余营养组成。我国每年会产生约 5 214 万 t 的食用茵菌渣^[3]。由于食用茵菌渣体积密度低,无植物致病菌,并且含有蛋白酶、木质素分解酶、纤维素酶、半纤维素酶等多种酶

和大量的微量元素^[3-4],可以促进纤维素和木质素的降解,所以食用茵菌渣在堆肥中具有广阔的应用价值。本试验拟探究白酒丢糟堆肥添加食用茵菌渣的最佳比例及其影响,以期白酒丢糟堆肥技术提供新的参考。

1 材料与方法

1.1 堆肥材料

试验所用白酒丢糟取自四川某酒厂;食用茵菌渣取自四川自贡某农场;复合发酵菌剂为自购市售,有效菌种主要为枯草芽孢杆菌、地衣芽孢杆菌、绿色木霉和酿酒酵母等,有效活菌数 ≥ 200 亿个/g。堆肥原料的物理和化学性质如表 1 所示。

1.2 堆肥反应器

如图 1 所示,堆肥反应器(0.45 m \times 0.4 m \times 0.3 m)底部装有多孔透气 PVC(聚氯乙烯)板和通气管道,外接充氧装

收稿日期:2019-08-30

基金项目:四川轻化工大学研究生创新基金(编号:Y2018062)。

作者简介:刘林培(1994—),男,四川什邡,硕士研究生,主要从事轻工废弃物资源化利用研究。E-mail: lpliu1994@163.com。

通信作者:管秀琼,硕士,教授,主要从事轻工废弃物资源化利用研究。E-mail: xqguan2004@163.com。

herbicides and booster biocides along estuarine continuums in the Bay of Vilaine area (Brittany, France) [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(2): 651-666.

[11] 徐雄,李春梅,孙静,等.我国重点流域地表水中 29 种农药污染及其生态风险评价[J].生态毒理学报,2016,11(2): 347-354.

[12] Barchanska H, Sajdak M, Szczypka K, et al. Atrazine, triketone herbicides, and their degradation products in sediment, soil and surface water samples in Poland [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2017, 24(1): 644-658.

[13] Papadakis E N, Vryzas Z, Kotopoulou A, et al. A pesticide monitoring survey in rivers and lakes of northern Greece and its human and ecotoxicological risk assessment [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 116: 1-9.

[14] Papadakis E N, Tsuboula A, Kotopoulou A, et al. Pesticides in the surface waters of Lake Vistonis Basin, Greece: occurrence and environmental risk assessment [J]. Science of the Total Environment, 2015, 536(3): 793-802.

[15] Herrero Hernández E, Rodríguez Cruz M S, Posejman E, et al. Seasonal

distribution of herbicide and insecticide residues in the water resources of the vineyard region of La Rioja (Spain) [J]. Science of the Total Environment, 2017, 609: 161-171.

[16] 徐英江,刘慧慧,任传博,等.莱州湾海域表层海水中三嗪类除草剂的分布特征[J].渔业科学进展,2014,35(3): 34-39.

[17] 钟志,刘士忠,郭远明,等.三唑磷在养殖泥蚶和缢蛏中的积累和消除规律[J].中国兽药杂志,2007,41(5): 18-20.

[18] Sheikh M A, Juma F S, Staehr P, et al. Occurrence and distribution of antifouling biocide Irgarol-1051 in coral reef ecosystems, Zanzibar [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 109(1): 586-590.

[19] Konda L N, Pásztor Z. Environmental distribution of acetochlor, atrazine, chlorpyrifos, and propisochlor under field conditions [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2001, 49(8): 3859-3863.

[20] 智昕,牛军峰,唐阵武,等.长江水系武汉段典型有机氯农药的生态风险评价[J].环境科学学报,2008,28(1): 168-173.

[21] 赵建亮,应光国,魏东斌,等.水体和沉积物中毒害污染物的生态风险评价方法体系研究进展[J].生态毒理学报,2011,6(6): 577-588.