

四溴双酚-A 对小麦种子发芽及根伸长的影响

李亚宁¹, 周启星^{1,2}, 曾文炉¹

(1.南开大学环境科学与工程学院, 环境污染过程与基准教育部重点实验室, 天津 300071; 2.中国科学院沈阳应用生态研究所 中国科学院陆地生态过程重点实验室, 辽宁 沈阳 110016)

摘要:在实验室人工控制条件下就小麦种子发芽及根伸长对不同浓度的四溴双酚-A(TBBPA)的毒性响应进行了动态观测。结果表明, 在所选暴露浓度范围内, TBBPA 并未对小麦种子的发芽率产生明显影响; 各 TBBPA 暴露浓度下小麦芽生长的比生长速率($\mu_{芽}$)随时间的变化趋势相同, 均在污染暴露 16 h 时达到峰值。而各污染暴露浓度下根伸长的比生长速率($\mu_{根}$)随时间的变化却略有差异, 其在污染暴露 12~20 h 这一时间段内趋于稳定且随着 TBBPA 暴露浓度的加大这一趋势逐渐明显; 随着染毒浓度的增加, 小麦芽生长的 $\mu_{芽}$ 先升高, 在 0.02 mg·L⁻¹ 时达到峰值, 此时 TBBPA 对芽生长的促进作用达到顶峰, 接着 $\mu_{芽}$ 又大幅度降低。随着暴露浓度的增加小麦根伸长的比生长速率($\mu_{根}$)同样先升高后降低, 当暴露浓度为 0.05 mg·L⁻¹ 时 $\mu_{根}$ 值最大, TBBPA 对根伸长的促进作用达到顶峰。

关键词:四溴双酚-A(TBBPA); 小麦; 种子发芽; 根伸长; 生态毒性

中图分类号:X503.231 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)05-1907-06

Influences of TBBPA on Wheat Seed Germination and Root Elongation

LI Ya-ning¹, ZHOU Qi-xing^{1,2}, ZENG Wen-lu¹

(1.Key Laboratory of Pollution Process and Environmental Criteria at Ministry of Education, College of Environmental Science and Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2.Key Laboratory of Terrestrial Ecological Process, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China)

Abstract: In order to evaluate ecological risk of TBBPA, the effect of TBBPA at different concentrations on seed germination and root elongation of wheat was investigated. The results indicated that no significant effect on the germination rate was observed with the increase of TBBPA concentrations. But with the increase of TBBPA concentrations, the wheat germinated more and more slowly. The μ_{shoot} value of shoot growth firstly increased and then decreased dramatically with the increase of TBBPA concentrations. And the μ_{shoot} value of shoot growth treated with 0.02 mg·L⁻¹ of TBBPA was at the highest. Similarly, the μ_{root} value of root elongation firstly increased and then decreased with the increase of TBBPA concentrations. The 0.05 mg·L⁻¹ TBBPA treatment significantly stimulated an increase in the μ_{root} value of root elongation. The trend of changes in the specific growth rate(μ) value of shoot growth with exposure time was similar when treated with different TBBPA concentrations. And the peak of the μ_{shoot} value of shoot growth was detected after the 16-hour exposure. In addition, the trend of changes in the μ_{root} value with the prolonged exposure was slightly different when treated with different TBBPA concentrations. And there were no significant differences in the μ_{root} value of root elongation with the increase of exposure time from 12 to 20 hours as TBBPA concentrations increased.

Keywords: TBBPA; wheat; seed germination; root elongation; ecotoxicological effect

为降低火灾的发生频率与危害程度, 各种阻燃型化合物逐渐被添加到工业产品中, 其中溴化阻燃

剂以其诸多优点而成为全球范围内使用最广泛的阻燃剂^[1-3]。据报道, 大部分溴化阻燃剂在土壤环境中有很高的持久性, 能够通过食物链和其他途径累积在人体内, 长期接触会妨碍大脑和骨骼的发育, 并且可能致癌, 因此引起日益广泛的关注^[2, 4-6]。四溴双酚-A(TBBPA)是所有溴化物中产量最大的一种, 年产量约 12 万 t, 并且在全球范围内分布非常广泛^[6], 已经在大气、土壤、水体、沉积物以及生物体内检测到了它的存

收稿日期: 2007-11-18

基金项目: 高等学校科技创新工程重大项目培育资金项目(707011); 国家自然科学基金面上项目(20777040); 国家 973 项目(2004CB418503)

作者简介: 李亚宁(1981—), 女, 博士研究生, 主要研究方向为污染生态毒理学、污染生态化学。E-mail: lyn1031@126.com

通讯作者: 周启星 E-mail: zhouqx@nankaieducn; zhouqx523@yahoo.com

在,在其产地附近的浓度大约高达 $1.8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ^[7]。在日本进行的一项调查显示,TBBPA 在土壤和沉积物中的浓度范围分别为 $0.5\sim 140$ 和 $2\sim 150 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (干重)^[8]。Jakobsson 等^[9]对计算机技术人员进行采样调查,测定了他们血清中 TBBPA 的含量,结果发现所采 10 个样品中有 8 个样品的浓度在 $1.0\sim 3.4 \text{pmol}\cdot\text{g}^{-1}$ 之间。我国有研究^[10,11]表明,青岛和珠江三角洲近岸海域底泥中均含有多种溴化阻燃剂。

高等植物是生态系统的基本组成部分,在污染胁迫下其生长状况可反映生态系统的健康水平,因此高等植物污染生态毒理实验成为测试污染物生态毒性的典型方法^[12]。目前已建立的高等植物毒理实验的 3 种方法分别为种子发芽实验、根伸长实验和早期植物幼苗生长实验^[13-16]。不过,在低浓度暴露条件下将小麦作为生态毒理学模式生物,探索具代表性的新型污染物 TBBPA 对农作物的生态毒性尚未见报道。为此,我们进行了 TBBPA 污染对小麦种子发芽及根伸长的生态毒性研究,以期得到更为全面的有关新型污染物 TBBPA 的生态毒理学数据,为 TBBPA 的生态风险评价和污染控制提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 供试材料

四溴双酚-A (Tetrabromobisphenol A, TBBPA, 97%),丙酮(色谱纯),去离子水;生化培养箱,玻璃培养皿(90 mm),无灰定性滤纸;小麦种子购自天津市黄瓜研究所。

1.2 方法与实验

在培养皿中放入 2 层滤纸,并用去离子水润湿。加入新配制的受试液,将实验用的小麦种子置于基质表面,放置种子时,保持种子胚根末端和生长方向呈一直线,盖好培养皿,并用胶带封住。 $25\pm 1^\circ\text{C}$ 下培养,保持黑暗。对照组种子发芽率达到 65%以上,根的长度达到至少 20 mm,即可结束实验^[17]。

1.3 预备实验

从母液配制成终浓度为 0.002、0.02、0.2、0.5 和 $1.0 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的一系列 TBBPA 水溶液,进行小麦种子的预实验。将小麦种子暴露于上述一系列 TBBPA 溶液中,每一处理下的种子数为 15 粒, $(25\pm 1)^\circ\text{C}$ 下培养,保持黑暗。当对照组种子发芽率达到 65%以上,根的长度达到 20 mm 时,结束实验。确定种子发芽和根伸长的趋势后,开始正式实验。

1.4 正式实验

根据预实验的结果确定的实验终浓度为 0.002、0.005、0.01、0.02、0.05、0.1、0.2、0.5 和 $1.0 \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。小麦种子于上述各浓度 TBBPA 进行暴露,条件同上,并在指定时间测定根长和芽长。与此同时,在不同 TBBPA 处理的相应时间内均设空白对照,每个处理设 3 次重复。

1.5 数据处理

实验结果均以平均数 $\pm$ 标准偏差(SD)表示,由 Origin 7.5 和 Statistica 5.0 进行模型拟合,并由 Mathematica.v5.1 进行参数运算。

2 结果

2.1 TBBPA 对小麦种子发芽率的影响

在本实验所选浓度范围内,TBBPA 并未对小麦种子的发芽率产生明显影响。TBBPA 各暴露浓度下小麦种子的发芽率均在 93.3%~100%之间。并且,尽管 TBBPA 的浓度大小对小麦种子的发芽速度有一定的影响,但这些影响却是很轻微的。

2.2 TBBPA 对小麦种子芽生长的影响

2.2.1 小麦种子芽生长的比生长速率随暴露时间的变化

在此首先引入比生长速率(μ)的概念。 μ 在 Monod 及其修正模型中是用来表征催化反应速度的,在本研究中用来表征小麦芽或根的生长速度:

$$\mu = \frac{1}{x} \frac{dx}{dt} \quad (1)$$

式中: x 为小麦根或芽的长度; t 为污染暴露时间。

由图 1 可见,各 TBBPA 暴露浓度下小麦芽生长的 $\mu_{\text{芽}}$ 随时间的变化趋势是一致的。随着暴露时间的延长,小麦芽生长的 $\mu_{\text{芽}}$ 缓慢增加,到第 16 h 时达到峰值。之后, $\mu_{\text{芽}}$ 值迅速降低,小麦芽的生长速度减慢。由此可见,在开始的 16 h 内,小麦芽的生长速度不断加快,这一时间约为整个暴露时间的 66.67%,而后可能是由于 TBBPA 开始对芽的生长产生反作用,小麦芽的生长速度快速降低。

2.2.2 小麦种子芽生长的比生长速率随暴露浓度的变化

为了能更清楚地说明问题,在此仅选择具有代表性的一组数据即 $\mu_{\text{芽}}$ 值最大的一组数据进行以下的模型拟合:

$$G = \frac{\mu_{\max} S}{k_s + S + \frac{S^2}{k_i}} \quad (2)$$

此模型是 Monod 模型^[18,19]的一种修正形式,与本实验的结果符合得较好。其中, G 为比生长速率, μ ; S 为 TBBPA 污染暴露浓度; $\mu_{\max}$ 为最大比生长速率; k_s

为结合常数; K_i 为抑制常数。其中, k_s 与 TBBPA 对小麦芽或根生长的抑制强度呈正相关关系; K_i 与 TBBPA 对小麦芽或根生长的抑制强度呈负相关关系。

经拟合并运算得出的 $\mu_{芽}-S_{TBBPA}$ 曲线模型的各参数值分别为: $\mu_{max}=0.086\ 230\ 6$, $k_s=0.000\ 035\ 4$, $k_i=5.413\ 23$,拟合所得图形见图 2。由图 2 可以看出,随着 TBBPA 暴露浓度的增加,小麦芽生长的 $\mu_{芽}$ 的变化趋势明显分为升高、再降低 2 段,小麦芽生长的 $\mu_{芽}$ 先升高,在 $0.02\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时达到峰值,由此可见此时小麦芽的生长速度最快,TBBPA 对芽生长的促进作用达到最大;接着小麦芽生长的 $\mu_{芽}$ 开始以较大幅度降低,这可能是由于此时污染物的浓度已经达到或超过了小麦芽的耐性阈值。同时,还可以看出 $\mu_{芽}$ 的变化按 TBBPA 暴露浓度的大小分为 2 个阶段。在 $0.002\sim 0.05\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 这一浓度范围内,小麦芽生长的 $\mu_{芽}$ 变化很小,相对集中。也就是说,在这一浓度范围内小麦芽的生长速度几乎是相同的。而在暴露浓度较高时 ($0.1\sim 1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),小麦芽生长速度的变化加大,TBBPA 对芽生长的抑制作用很明显地显现出来。由此可见,

小麦芽在低浓度 TBBPA 暴露时的敏感性较差,高浓度时才比较敏感。

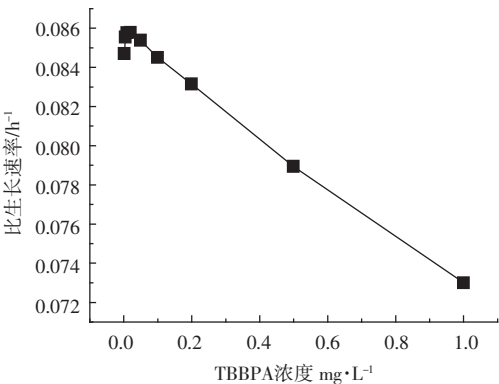


图 2 小麦种子芽生长的比生长速率随 TBBPA 暴露浓度变化的响应

Figure 2 Responses of the specific growth rate of wheat shoot growth to the change in concentrations of the TBBPA exposure

2.3 TBBPA 对小麦种子根伸长的影响

2.3.1 小麦种子根伸长的比生长速率随暴露时间的变化

由图 3 可见,小麦根伸长的 $\mu_{根}$ 自开始暴露时即

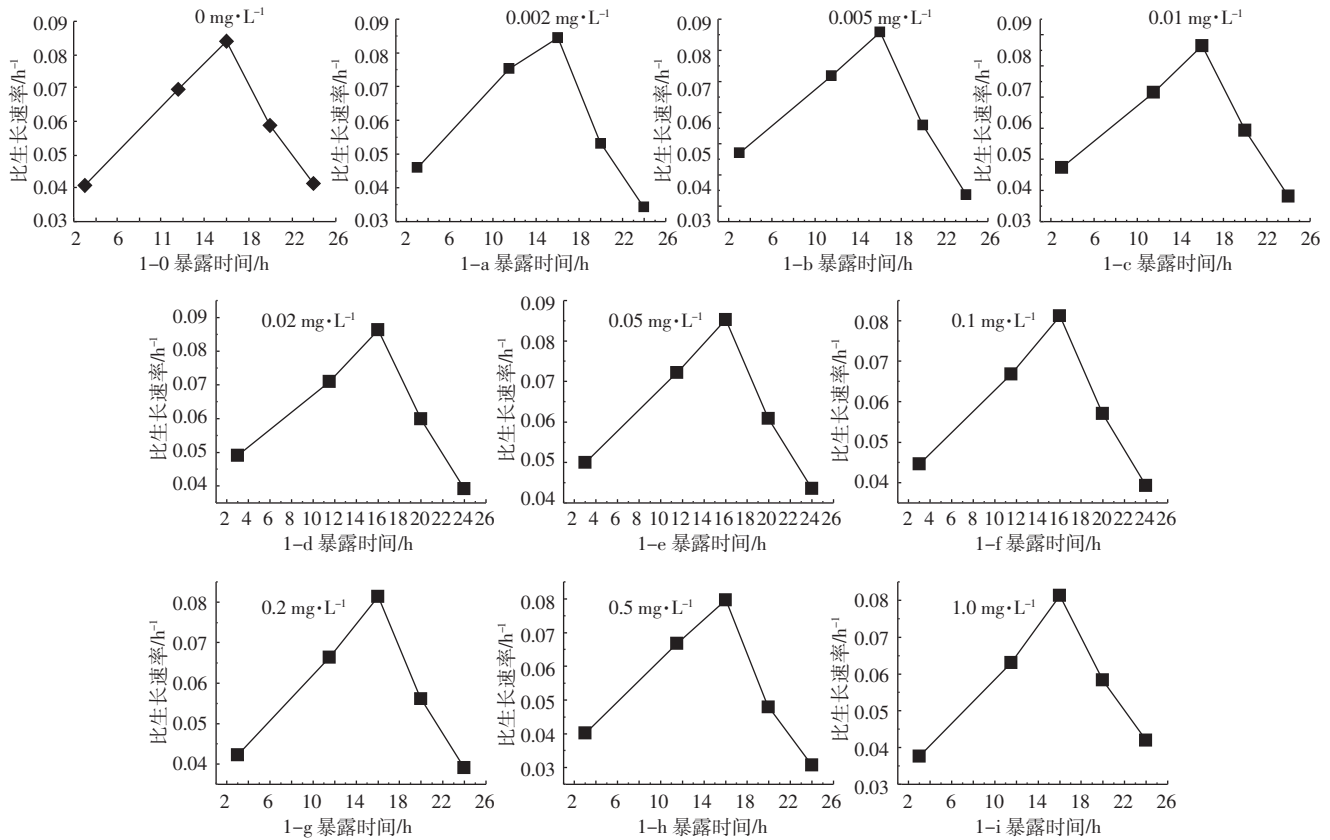


图 1 小麦种子芽生长的比生长速率随各浓度 TBBPA 污染暴露时间的响应

Figure 1 Responses of the specific growth rate of wheat shoot growth to the exposure time with different concentrations of TBBPA contamination

降低,接着在染毒后的 12~20 h 这一时间段内逐渐趋于稳定,开始出现一个“平台”,并且随着 TBBPA 暴露浓度的加大,这一“平台”逐渐明析。这可能是由于经过一段时间的污染暴露后,小麦根对 TBBPA 的污染暴露开始产生耐受性,而后 $\mu_{\text{根}}$ 值又开始降低。这说明在 TBBPA 各暴露浓度下,小麦的根自开始染毒时生长速度即逐渐减慢。

2.3.2 小麦种子根伸长的比生长速率随暴露浓度的变化
经拟合并运算得出的 $\mu_{\text{根}}-S_{\text{TBBPA}}$ 曲线模型的各参数值分别为: $\mu_{\text{max}}=0.089\ 435\ 9, k_s=0.000\ 122\ 8, k_i=6.637\ 66$ 。拟合所得图形见图 4。由图 4 可以看出,在暴露浓度较低时,TBBPA 对小麦根的伸长起促进作用。当染毒浓度为 $0.05\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,小麦根伸长的 $\mu_{\text{根}}$ 达到最大值,TBBPA 对根伸长的促进作用达到顶峰,TBBPA 起到促进剂的作用。之后,TBBPA 对小麦的根伸长逐渐开始起抑制作用,并且抑制程度逐渐加大。在本实验所选的整个浓度范围内,小麦根伸长的 $\mu_{\text{根}}$ 值是比较分散的,也就是说根伸长速度的变化还是比较明显的。

3 讨论

目前,还很少有从受试生物生长的比生长速率 μ

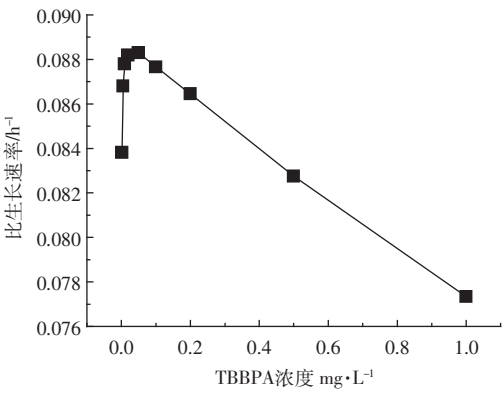


图 4 小麦种子根伸长的比生长速率随 TBBPA 暴露浓度变化的响应

Figure 4 Responses of the specific growth rate of wheat root elongation to the TBBPA exposure of TBBPA at different concentrations

的角度来分析探讨污染物对高等陆生植物影响的研究报道。本实验之所以选择 μ 作为考察对象,是因为 μ 值可能要比通常选用的抑制率所描述的范围更广一些,可以就污染物对高等植物种子芽生长或根伸长的促进作用进行描述。而抑制率仅可表征污染物对高等植物种子芽生长或根伸长的抑制情况。宋玉芳等在

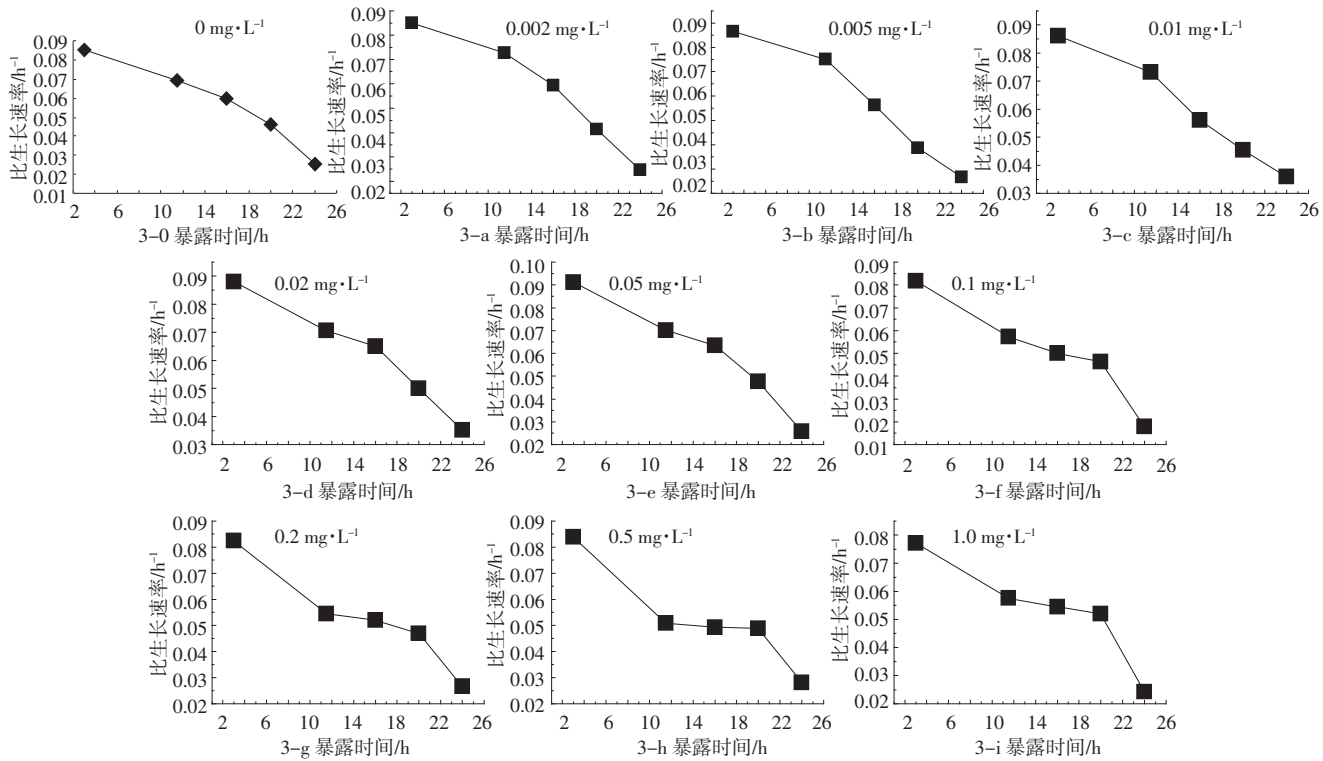


图 3 小麦种子根伸长的比生长速率随各浓度 TBBPA 暴露时间变化的响应

Figure 3 Responses of the specific growth rate of wheat root elongation to the exposure time with different concentrations of TBBPA contamination

研究土壤环境中菲、蒽和 1,2,4-三氯苯对小麦、白菜和西红柿等高等植物的生态毒性时所采用的就是抑制率^[20]。

从 TBBPA 污染暴露对小麦种子芽生长和根伸长的影响得知,小麦芽生长的 $\mu_{\text{芽}}-S_{\text{TBBPA}}$ 曲线模型的结合常数 k_s 和抑制常数 k_i 分别为 $k_s=0.000\ 035\ 4$, $k_i=5.413\ 23$, 而根伸长的 $\mu_{\text{根}}-S_{\text{TBBPA}}$ 曲线模型的分别为 $k_s=0.000\ 122\ 8$, $k_i=6.637\ 66$ 。如前所述, k_s 与 TBBPA 对小麦芽或根生长的抑制强度呈正相关关系; k_i 与 TBBPA 对小麦芽或根生长的抑制强度呈负相关关系。而两模型的抑制常数 k_i 相差无几,则抑制程度主要由结合常数 k_s 决定。显而易见,根伸长模型的 k_s 值 0.000 122 8 要比芽生长模型的 k_s 值 0.000 035 4 大得多,前者约为后者的 3.5 倍。由此可见,小麦种子的根较芽对 TBBPA 的反应敏感。这与周启星等^[21]在研究 Cu、Zn、Pb 和 Cd 等 4 种重金属对萝卜种子的生态毒性时所得出的结论是一致的。

目前,关于 TBBPA 对哺乳动物(主要推测人体健康)及水生生态系统毒性效应的研究已有较多报道^[23-26]。这些研究表明,TBBPA 污染对 3 种鱼类的 96 h LC_{50} 大约为 $0.5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,对糖虾(Mysid shrimps)的 LC_{50} 大约为 $1.0\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。此外,Berg 等还就 TBBPA 对鸟类的生态毒性进行了研究^[27]。而关于 TBBPA 污染暴露对高等陆生植物生态毒性的研究报道还较少。Sverdrup 等^[22]研究了 TBBPA 污染暴露对红苜蓿发芽和生长的影响,结果显示 TBBPA 对红苜蓿无生态毒性,这与本实验的结论不同,这可能与染毒浓度及染毒介质有关,也可能是由于小麦对 TBBPA 比较敏感,具体原因还需要进一步的实验研究。由以上可以看出,TBBPA 对陆生高等植物生态毒性的研究还是非常欠缺的。因此,该研究对于补充溴化阻燃剂污染物的生态毒理学研究数据具有一定的参考意义。

4 结论

(1)在所观测暴露浓度范围内 TBBPA 污染几乎没有对小麦种子的发芽率产生影响,其发芽率在 93.3%~100%之间波动。同时随着暴露浓度的加大,小麦种子发芽的速度受到轻微抑制。

(2)各 TBBPA 暴露浓度下,小麦芽生长的 $\mu_{\text{芽}}$ 随时间的变化相同,而根伸长的 $\mu_{\text{根}}$ 随时间的变化却有差异。各染毒浓度下芽生长的 $\mu_{\text{芽}}$ 均在污染暴露 16 h 时达到峰值,而根伸长的 $\mu_{\text{根}}$ 则在污染暴露 12~20 h 这一时间段内趋于稳定且随着 TBBPA 暴露浓度的加

大这一趋势逐渐明显。

(3)低浓度 TBBPA 污染暴露对小麦的芽生长和根伸长都起到促进作用。当暴露浓度为 $0.02\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.05\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,TBBPA 对芽、根生长的促进作用分别达到顶峰。在整个暴露浓度范围内,根伸长的 $\mu_{\text{根}}$ 变化较明显,而芽生长的 $\mu_{\text{芽}}$ 的变化则按 TBBPA 暴露浓度的大小分为 2 个阶段。

参考文献:

- [1] Irmbaum L S, Staskal D F. Brominated flame retardants: cause for concern? [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2004, 112(1): 9-17.
- [2] 孙福红, 周启星. 多溴二苯醚的环境暴露与生态毒理研究进展[J]. 应用生态学报, 2005, 16(2): 379-384.
SUN Fu-hong, ZHOU Qi-xing. Research advance on environmental exposure and ecotoxicological effects of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16 (2): 379-384.
- [3] 徐志强, 周启星, 张 恂, 等. 多溴二苯醚动物毒理学研究进展及其生态毒理学展望[J]. 应用生态学报, 2007, 18(5): 1143-1152.
XU Zhi-qiang, ZHOU Qi-xing, ZHANG Que, et al. Research advances in animal toxicology of polybrominated diphenyl ethers and expectations on their ecotoxicology [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18 (5): 1143-1152.
- [4] Darnerud P O, Eriksen G S. Polybrominated diphenyl ethers: occurrence, dietary exposure, and toxicology [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2001, 109: 49-68.
- [5] Kalantzi O I, Martin F L. Different levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and chlorinated compounds in breast milk from Two U. K. regions [J]. *Environmental Health Perspectives*, 2004, 112(10): 1085-1091.
- [6] 罗 义. 氯酚类和四溴双酚-A 诱导鲫鱼活性氧产生及分子致毒机制的研究[D]. 南京: 南京大学博士论文, 2006. 144-154.
LUO Yi. Formation of reactive species and the mechanisms of molecular toxicity in fish (*Carassius auratus*) under 2-CP, 2, 4-DCP, 2, 4, 6-TCP, PCP and TBBPA stress [D]. Nanjing: Doctoral dissertation of Nanjing University, 2006. 144-154.
- [7] Zweidinger R A, Cooper S D, Erickson M D, et al. Sampling and analysis for semi volatile brominated organics in ambient air [A]// Monitoring Toxic Substances (Schuetzle D, ed) [C]. ACS Symposium Series, 1979, 94: 217-231.
- [8] Watanabe I, Kashimoto T, Tatsukawa R. The flame retardant tetrabromobisphenol A and its metabolite found in river and marine sediments in Japan [J]. *Chemosphere*, 1983, 12: 1533-1539.
- [9] Jakobsson K, Thuresson K, Rylander L, et al. Exposure to polybrominated diphenylethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians [J]. *Chemosphere*, 2002, 46: 709-716.
- [10] Zheng G J, Martin M, Richardson B J, et al. Concentrations of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in Pearl River Delta sediments [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 49(5-6): 520-524.
- [11] 杨永亮, 潘 静, 李 悦, 等. 青岛近岸沉积物中持久性有机污染物

多氯萘和多溴联苯醚[J]. 科学通报, 2003, 21: 2244–2251.

YANG Yong-liang, PAN Jing, LI Yue, et al. The distribution of PCNs and PBDEs in sediments in Qingdao coastal sea[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 21: 2244–2251.

[12] 周启星, 孔繁翔, 朱琳. 生态毒理学[M]. 北京: 科学出版社, 2004. 316–325.

ZHOU Qi-xing, KONG Fan-xiang, ZHU Lin. Ecotoxicology[M]. Beijing: Science Press, 2004. 316–325.

[13] Greene L C. Protocols for short term toxicity screening of hazardous waste sites[S]. US Environmental Protection Agency (EPA), 1998/600/3–88/029.

[14] International Organization for Standardization(ISO). Soil quality determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 1: method for the measurement of inhibition of root growth[S]. ISO, 11269–11993.

[15] International Organization for Standardization(ISO). Soil quality determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants[S]. ISO, 11269–21993.

[16] Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). OECD guidelines for testing of chemicals [S]. Paris, France; European committee, 1984, 208–209.

[17] 魏复盛. 水和废水监测分析方法[M]. 第四版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 740–743.

WEI Fu-sheng. The Analytical Methods of Water and Wastewater [M]. 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002. 740–743.

[18] 伦世仪. 生化工程[M]. 北京: 中国轻工业出版社, 1993. 155–157.

LUN Shi-yi. Biochemical Engineering[M]. Beijing: China Light Industry Press, 1993. 155–157.

[19] 俞俊棠, 唐孝宣. 生物工艺学[M]. 上海: 华东化工学院出版社, 1992. 75–77.

YU Jun-tang, TANG Xiao-xuan. Biotechnology[M]. Shanghai: East China University of Chemical Technology Press, 1992. 75–77.

[20] 宋玉芳, 周启星, 许华夏, 等. 菲、芘、1, 2, 4–三氯苯对土壤高等植物根伸长抑制的生态毒性效应[J]. 生态学报, 2002, 22(11): 1945–1950.

SONG Yu-fang, ZHOU Qi-xing, XU Hua-xia, et al. Ecotoxicological effects of phenanthrene, pyrene and 1, 2, 4–trichlorobenzene in soils on the inhibition of root elongation of higher plants[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(11): 1945–1950.

[21] 宋玉芳, 许华夏, 任丽萍, 等. 重金属对土壤中萝卜种子发芽与根伸长抑制的生态毒性[J]. 生态学杂志, 2001, 20(3): 4–8.

SONG Yu-fang, XU Hua-xia, REN Li-Ping, et al. Ecotoxicology of heavy metal on the inhibition of seed germination and root elongation of turnip in soil[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2001, 20(3): 4–8.

[22] Sverdrup L E, Hartnik T, Mariussen E, et al. Toxicity of three halogenated flame retardants to nitrifying bacteria red clover (*Trifolium pratense*), and a soil invertebrate (*Enchytraeus crypticus*)[J]. *Chemosphere*, 2006, 64: 96–103.

[23] Canesi L, Lorusso L C, Ciacci C, et al. Effects of the brominated flame retardant tetrabromobisphenol-A (TBBPA) on cell signaling and function of *Mytilus hemocytes*: Involvement of MAP kinases and protein kinase C[J]. *Aquatic Toxicology*, 2005, 75: 277–287.

[24] Kitamura S, Jinno N, Ohta S, et al. Thyroid hormonal activity of the flame retardants tetrabromobisphenol A and tetrachlorobisphenol A[J]. *Biochem Biophys Res Com*, 2002, 293: 554–559.

[25] Kitamura S, Kato T, Iida M, et al. Anti-thyroid hormonal activity of tetrabromobisphenol A, a flame retardant, and related compounds: Affinity to the mammalian thyroid hormone receptor, and effect on tadpole metamorphosis[J]. *Life Science*, 2005, 76(14): 1589–1601.

[26] International Program on Chemical Safety(IPCS). Environmental Health Criteria no. 172[S]. Tetrabromobisphenol A and derivatives, WHO, Geneva, 1995.

[27] Berg C, Halldin K, Brunström B. Effects of bisphenol A and tetrabromobisphenol A on sex organ development in quail and chicken embryos[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2001, 20: 2836–2840.