



吴铮笛, 陈芳艳, 唐玉斌, 等. VUV/UV/Cl₂ 工艺去除饮用水中的乐果[J]. 环境工程学报, 2020, 14(2): 305-311.

WU Zhengdi, CHEN Fangyan, TANG Yubin, et al. Removal of dimethoate in drinking water by VUV/UV/Cl₂ process[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(2): 305-311.

VUV/UV/Cl₂ 工艺去除饮用水中的乐果

吴铮笛¹, 陈芳艳^{1,*}, 唐玉斌¹, 王新刚¹, 李梦凯², 强志民²

1. 江苏科技大学环境与化学工程学院, 镇江 212003

2. 中国科学院生态环境研究中心, 饮用水科学与技术重点实验室, 北京 100085

第一作者: 吴铮笛(1995—), 男, 硕士研究生。研究方向: 水处理技术。E-mail: 18252588410@163.com

*通信作者: 陈芳艳(1967—), 女, 硕士, 教授。研究方向: 水污染控制技术。E-mail: catchen1029@sohu.com

摘要 乐果是常规饮用水处理技术难以去除的一种典型有机磷农药。为了能够控制并去除饮用水中的农药残留, 达到进一步净化水质的目的, 建立了降解动力学模型, 采用模拟降解饮用水中乐果的方法, 对比了乐果在紫外(UV)、氯(Cl₂)、紫外/氯(UV/Cl₂)、真空紫外/紫外(VUV/UV)和真空紫外/紫外/氯(VUV/UV/Cl₂)5种工艺下的去除效果, 并考察了乐果初始浓度、Cl₂投加量、溶液pH、水中共存天然有机物(NOM)和无机阴离子(NO₃⁻、Cl⁻、HCO₃⁻、SO₄²⁻)对VUV/UV/Cl₂工艺降解乐果的影响。结果表明: VUV/UV/Cl₂对乐果的降解效率最高, 乐果的去除率随其初始浓度的增加而减小; 适当增加Cl₂投加量, 可提高乐果的降解效率; 提高pH有利于乐果的降解; NOM对乐果的降解有一定的抑制作用; 水中共存无机阴离子NO₃⁻、Cl⁻和HCO₃⁻可以捕获反应体系中的强氧化性羟基自由基(HO·), 对乐果的降解起到抑制作用, 而SO₄²⁻因其捕获HO·的速率很低, 无抑制作用。

关键词 VUV/UV/Cl₂; 乐果; 去除; 饮用水处理

在我国, 农药被大量生产和广泛使用, 随之产生了严重的环境污染问题。有机磷杀虫剂是一类常用农药, 在我国地表水和地下水中常被检出^[1-4]。乐果作为一种典型的有机磷类农药, 不仅污染土壤、水体, 而且对动植物和人类的健康也造成潜在危害, 因此, 去除饮用水中的微量污染物乐果具有重要的现实意义。

传统的饮用水处理流程包括预氧化、混凝/沉淀、过滤、消毒等工艺, 难以去除水中微量的乐果^[5]。有些研究采用臭氧氧化法^[6-7]、纳米TiO₂光催化氧化法^[8-9]、芬顿(Fenton)氧化法^[10-11]、超声波降解法^[12-13]等技术去除水中的乐果, 虽有一定的效果, 但这些方法在实际应用中仍存在一些局限性, 如降解效率低、光量子产率低、催化剂难再生、能耗大等, 无法高效、经济地对水中有害有机磷农药进行去除^[14]。近年来, 有研究^[15]发现, 真空紫外(VUV)及其组合工艺对水中微量有机污染物具有高效的去除能力, 且与其他高级氧化工艺(AOPs)相比, 具有低能耗、低成本等优点^[16], 因而日益受到研究者的关注。采用此法降解全氟辛酸、农药涕灭威、甲草胺、氯烯酮等^[17-18], 均取得较好的效果。

本研究将VUV/UV新型光源辐照与饮用水常用消毒剂Cl₂相结合, 构建了VUV/UV/Cl₂工艺,

收稿日期: 2019-04-04; 录用日期: 2019-07-11

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFC0400802)

考察其对饮用水中乐果的去除效果，以期为饮用水中难降解微量污染物的高效去除提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

乐果(分析纯)购自美国Sigma-Aldrich公司；乙腈(ACN, 色谱纯)购自比利时Fisher Scientific公司；次氯酸钠(NaOCl)溶液、磷酸二氢钠(NaH₂PO₄)、氢氧化钠(NaOH)、硝酸钠(NaNO₃)、氯化钠(NaCl)、碳酸氢钠(NaHCO₃)、硫酸钠(Na₂SO₄)、亚硫酸氢钠(NaHSO₃)等试剂(均为分析纯)和邻苯二甲酸氢钾(C₈H₅KO₄, 优级纯)均购自北京国药集团化学试剂有限公司；天然有机物(NOM)购自天津津科精细化工研究所；所有溶液都使用由Milli-Q设备(Advantage A10, Millipore)制备的超纯水配制。

1.2 实验装置和反应条件

实验所用VUV/UV细管流反应装置^[19]如图1所示。装置的主体部分是一个圆柱体双层石英玻璃光反应器。低压汞灯置于反应器内部，功率为8 W，可同时发射VUV(185 nm)和UV(254 nm)光。UV管仅能透过UV，管内水样只受到UV辐射；而VUV/UV管能同时透过2种波长的紫外光，管内水样可以受到VUV/UV组合辐射。采用化学剂量法分别测定了UV辐照强度(以尿苷和阿特拉津为感光剂)和VUV辐照强度(以甲醇为反应物)，其值分别为14.5 mW·cm⁻²和1.75 mW·cm⁻²^[20]。冷却水通过2层石英玻璃之间的外室循环，以控制光反应器的温度，确保稳定的VUV/UV输出。高纯氮气通入反应腔体以排出空气，避免内部空气吸收VUV产生臭氧。蠕动泵将水样连续注入装置辐射部分(即VUV/UV和UV细管)。

整个反应装置的温度控制在(25±1)℃，溶液pH用5 mmol·L⁻¹磷酸盐缓冲液控制。每次实验开始前，低压汞灯都先预热10 min；反应开始后，在预定的时间间隔取样分析。所有实验均平行2次，所得结果的相对百分比误差(RPD)都在10%以内。

1.3 检测方法

乐果浓度通过高效液相色谱(HPLC, Agilent 1200)进行测定，采用紫外二极管阵列检测器(DAD)，检测波长210 nm，色谱柱为安捷伦C18柱(150 mm×2.1 mm, 3 μm)，柱温40℃，每次进样量100 μL。流动相为1:1的ACN和H₂O的混合液，流速1 mL·min⁻¹。在色谱图上，乐果的出峰时间为3.5 min。

总有机碳(TOC)采用TOC分析仪(TOC-V_{CPH}, Shimadzu)测定。余氯/总氯通过Hach水质分析仪(DR 6000)测定，采用USEPA DPD方法(Method 8167)，测量范围为0.02~2.00 mg·L⁻¹。

2 结果与讨论

2.1 暗反应过程中Cl₂的衰减

首先，在pH为7.0、乐果初始浓度为5.0 mg·L⁻¹、Cl₂投加量为0.2 mg·L⁻¹(通过投加一定浓度的NaOCl溶液得到)的反应条件下，考察样品中Cl₂浓度的变化。由图2可见，前5 min内，Cl₂浓度快速下降，这主要是因为Cl₂(即HOCl/ClO⁻)能够通过氧化、加成和亲电取代等作用与乐果反应^[21]；随着

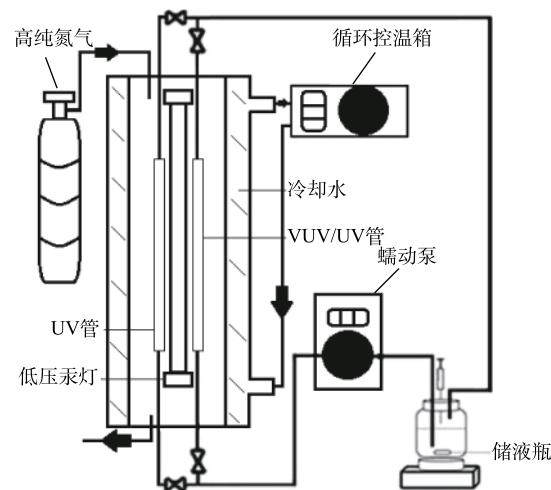


图1 VUV/UV细管流反应装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the mini-fluidic VUV/UV photoreaction system

乐果中的活性基团被消耗，5 min后，Cl₂浓度基本稳定在0.16 mg·L⁻¹左右。该实验结果说明，反应过程中始终有Cl₂的存在，如果外加VUV/UV辐照，可以形成VUV/UV/Cl₂工艺。

2.2 乐果在不同处理工艺中的降解效率对比

乐果在UV、Cl₂、UV/Cl₂、VUV/UV和VUV/UV/Cl₂5种处理工艺中的降解情况如图3所示。结果表明，直接UV光降解对乐果的去除作用十分有限，在整个反应时间(5 min)内，仅去除10%左右。乐果在Cl₂作用下表现出瞬时的降解效果，在前1 min内，就去除了43.5%，但后续反应缓慢，5 min后，其去除率仅为49.0%。UV/Cl₂对乐果的降解效率略优于Cl₂，降解趋势也类似。相比之下，VUV/UV对乐果的降解效率有明显的提高，且表现出持续降解作用，这是由于水吸收VUV光子后发生裂解，能持续生成HO·和H⁺^[22]；HO·具有非常强的氧化能力，从而能够快速去除乐果。在VUV/UV辐照下投加Cl₂，使得HO·被更有效地利用，形成较长寿命的次级自由基OCl^[23]，可进一步提高乐果的降解速率。因此，乐果在5种处理工艺中的降解效率依次为VUV/UV/Cl₂>VUV/UV>UV/Cl₂>Cl₂>UV。

2.3 乐果初始浓度的影响

常温(25 °C)下，乐果在水中的溶解度可达39 g·L⁻¹，属易溶物质。为此，考察了不同较高初始浓度的乐果在VUV/UV/Cl₂工艺中的降解情况，结果如图4所示。乐果的降解速率随着其初始浓度的增加而降低；经过5 min的反应，初始浓度为1.0、2.0、5.0、10.0 mg·L⁻¹的乐果去除率分别为100%、100%、82.9%和68.2%。由前述结果可知，UV或VUV直接光降解对乐果的去除作用很小，因此，乐果的降解主要依靠VUV光解水产生的HO·和投加Cl₂后产生的氯自由基。当VUV/UV的辐照强度一定时，高活性自由基在水中处于一种低浓度的准平衡状态^[24]，因此，当乐果的初始浓度增加时，其降解效率自然会下降。

2.4 Cl₂投加量的影响

在pH为7.0、乐果初始浓度为5 mg·L⁻¹的条件下，当Cl₂投加量分别为0、0.2、0.5、1.0 mg·L⁻¹时，VUV/UV/Cl₂工艺对乐果的降解效果如图5所示。随着Cl₂投加量的增加，乐果的降解率有一

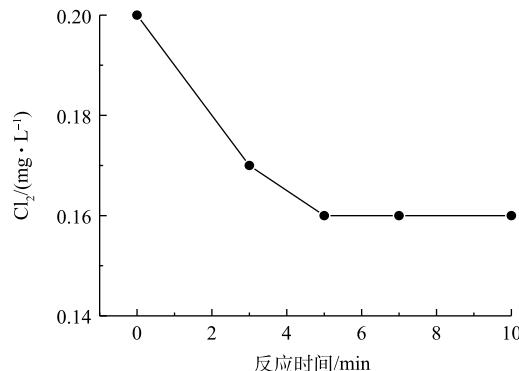


图2 暗反应条件下乐果溶液中Cl₂的衰减

Fig. 2 Decay of Cl₂ in dimethoate (DMT) solution during dark reaction

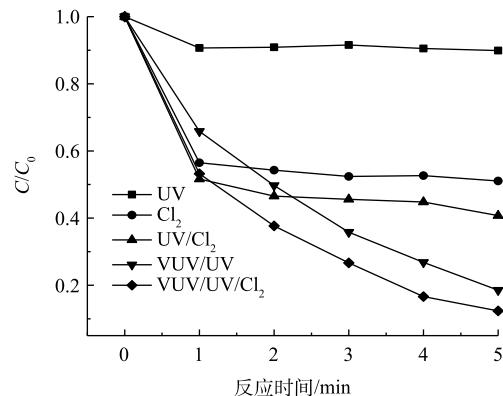


图3 乐果在UV、Cl₂、UV/Cl₂、VUV/UV和VUV/UV/Cl₂处理工艺中的降解效果

Fig. 3 Degradation efficiencies of DMT in UV, Cl₂, UV/Cl₂, VUV/UV and VUV/UV/Cl₂ treatment processes

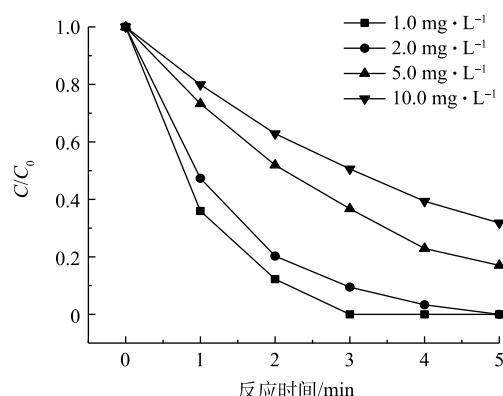


图4 乐果初始浓度对其在VUV/UV/Cl₂工艺中降解的影响

Fig. 4 Effect of initial DMT concentration on its degradation by VUV/UV/Cl₂

定的提升。当 Cl_2 投加量从 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，在 5 min 内，乐果的去除率从 81.5% 增加到 92.9%，这与反应体系中 HOCl 的量子产率有关；随着 Cl_2 投加量的增加，HOCl 的量子产率增加^[25]，从而提高了乐果的降解速率。由图 5 还可看出，当 Cl_2 投加量大于 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，降解效率提升幅度很有限。

2.5 pH 的影响

在乐果初始浓度为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 Cl_2 投加量为 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下，pH 对 VUV/UV/Cl₂ 工艺降解乐果的影响如图 6(a) 所示。乐果的降解速率随着 pH 的升高而增大，在 pH 为 9.0 时，经过 5 min 的反应，乐果的去除率可达 96.4%。乐果在水中的离解常数 (pK_a) 分别为 -0.44 和 16.6^[26]，因此，在本研究 pH 范围内，乐果为中性分子，不受溶液 pH 的影响。由于常温下 HOCl 的 $pK_a = 7.5$ ，所以碱性条件更有利于 OCl⁻ 的生成(见式(1))，从而产生更多的高活性自由基 HO· 和 Cl[·]^[23, 27-28](见式(2)~式(4))。



这些高活性自由基对乐果的降解起到促进作用，因此，当 pH 从 6.0 升高到 9.0 时，乐果的表观一级降解速率常数 (k_a) 从 0.40 min^{-1} 逐渐上升到 0.74 min^{-1} ，如图 6(b) 所示。

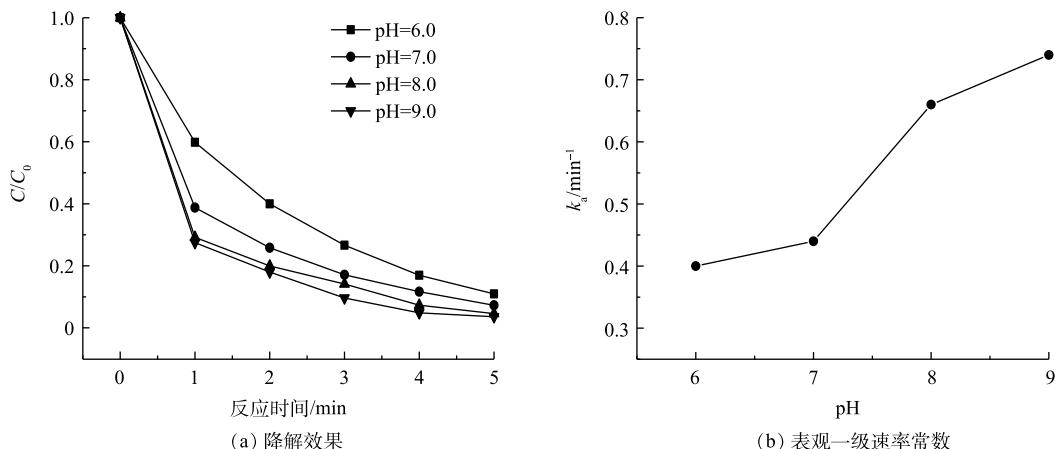


图 6 不同 pH 条件下乐果在 VUV/UV/Cl₂ 工艺中的降解效果和表观一级速率常数

Fig. 6 DMT degradation efficiencies and apparent first-order rate constants by VUV/UV/Cl₂ at different pHs

2.6 水中共存 NOM 的影响

NOM 具有复杂的化学结构和较强的还原性^[29]，通常会竞争 HO·，从而抑制目标污染物的降解。在乐果初始浓度为 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 Cl_2 投加量为 $0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、pH 为 7.0 的条件下，对比了乐果在纯水、北京某自来水厂砂滤水 (pH = 7.08、TOC = $3.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)、添加 $3.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ NOM 的纯水 3 种体系中的降解效率。图 7 表明，在 VUV/UV 与 Cl₂ 的协同作用下，即使水中的背景有机物产生一定的干

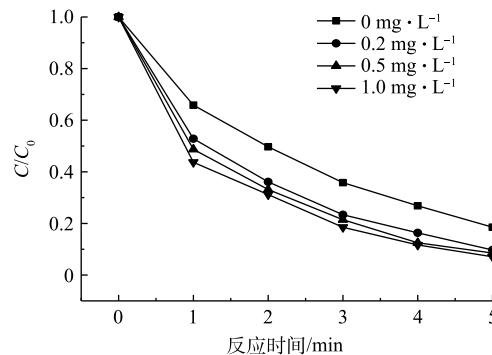


图 5 Cl_2 投加量对 VUV/UV/Cl₂ 降解乐果的影响

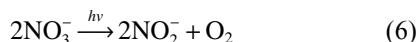
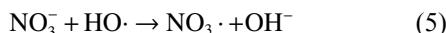
Fig. 5 Effect of Cl₂ dosage on DMT degradation by VUV/UV/Cl₂

扰, 乐果的降解效率依然十分显著。

2.7 水中共存无机阴离子的影响

无机阴离子在水源水中普遍存在。在 pH 为 7.0、乐果初始浓度为 5 mg·L⁻¹、Cl₂ 投加量为 0.2 mg·L⁻¹ 的条件下, 分别添加 100 mg·L⁻¹ 的 NO₃⁻、Cl⁻、HCO₃⁻ 和 SO₄²⁻, 考察其对 VUV/UV/Cl₂ 降解乐果的影响。由图 8 可见, 在没有添加任何无机阴离子的纯水中, 乐果的去除率可达 87.1%。

NO₃⁻可以捕获 HO·, 也可通过 VUV/UV 辐照分解产生 NO₂⁻来捕获 HO·^[30] (见式 (5)~式 (7))。



这些次生的 NO₃⁻和 HNO₃⁻的氧化能力都较弱, 因此, NO₃⁻的存在对乐果的降解起到了较大的抑制作用, 反应结束时, 乐果的去除率仅为 54.9%。

同样, Cl⁻也可通过捕获 HO· (见式 (8)) 来抑制乐果的降解。



因此, 在 Cl⁻存在情况下, 乐果的去除率也有所降低 (75.6%)。HCO₃⁻作为一种常见的 HO·捕获剂, 在 VUV/UV/Cl₂ 降解乐果过程中, 仅产生轻微的抑制作用。相比之下, SO₄²⁻因其捕获 HO·的反应非常缓慢^[31], 对乐果的降解无抑制作用。在 SO₄²⁻存在的情况下, 乐果的去除率达到 88.8%, 与纯水中乐果的去除率几乎相同。

3 结论

1) VUV/UV/Cl₂ 工艺对乐果的降解效率最高, 明显优于 UV、Cl₂、UV/Cl₂ 和 VUV/UV。VUV/UV/Cl₂ 工艺对乐果的降解速率随着乐果初始浓度的增加而减小, 随着 Cl₂ 投加量或 pH 的增加而增大。

2) 在 VUV/UV/Cl₂ 工艺中, 水中共存 NOM 对乐果的降解有一定的抑制作用, 但并不明显。水中共存无机阴离子 NO₃⁻、Cl⁻ 和 HCO₃⁻ 对乐果的降解有抑制作用, 依次为 NO₃⁻ > Cl⁻ > HCO₃⁻, 而 SO₄²⁻ 无抑制作用。

参 考 文 献

- [1] ZHANG Z L, HONG H S, ZHOU J L, et al. Occurrence and behaviour of organophosphorus insecticides in the River Wuchuan, southeast China[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2002, 4(4): 498-504.
- [2] GAO J, LIU L, LIU X, et al. The occurrence and spatial distribution of organophosphorous pesticides in Chinese surface water[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009, 82(2): 223-229.

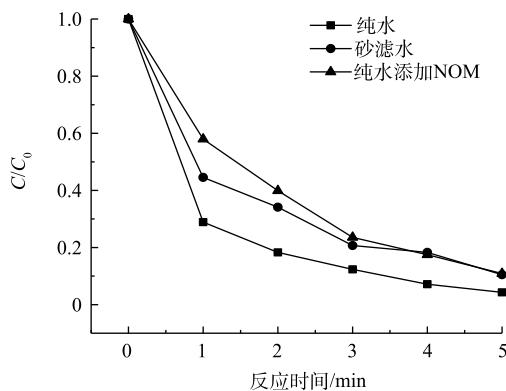


图 7 水中共存 NOM 对 VUV/UV/Cl₂ 降解乐果的影响

Fig. 7 Effect of co-existing NOM in water on DMT degradation by VUV/UV/Cl₂

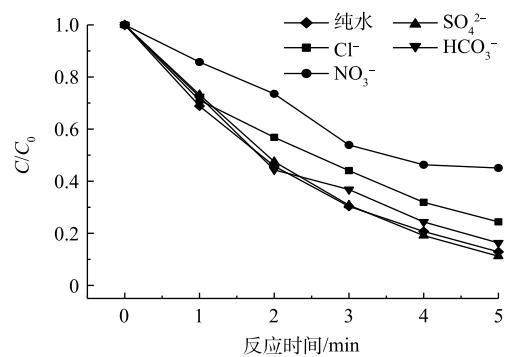


图 8 水中共存无机阴离子对 VUV/UV/Cl₂ 降解乐果的影响

Fig. 8 Effect of co-existing inorganic anions in water on DMT degradation by VUV/UV/Cl₂

- [3] 李永玉, 洪华生, 王新红, 等. 厦门海域有机磷农药污染现状与来源分析[J]. *环境科学学报*, 2005, 25(8): 1071-1077.
- [4] 王凌, 黎先春, 殷月芬, 等. 莱州湾水体中有机磷农药的残留检测与风险影响评价[J]. *安全与环境学报*, 2007, 7(3): 83-85.
- [5] ORMAD M P, MIGUEL N, CLAVER A, et al. Pesticides removal in the process of drinking water production[J]. *Chemosphere*, 2008, 71(1): 97-106.
- [6] 龚勇, 秦冬梅. 臭氧消解水中残留农药的试验研究[J]. *农药科学与管理*, 1999, 20(2): 16-17.
- [7] 陆胜民, 欧阳小琨, 应敏, 等. 臭氧降解乐果机理探讨[J]. *农村生态环境*, 2004, 20(3): 70-72.
- [8] 陈建秋, 王志良, 王铎, 等. 纳米TiO₂光催化降解乐果溶液的影响因素研究[J]. *中国给水排水*, 2007, 23(19): 98-102.
- [9] 王秀芹, 李政一. TiO₂对有机磷农药乐果光催化降解的影响[J]. *安全与环境学报*, 2008, 8(3): 82-84.
- [10] GANDHI K, LARI S, TRIPATHI D, et al. Advanced oxidation processes for the treatment of chlorpyrifos, dimethoate and phorate in aqueous solution[J]. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 2016, 6(1): 195-203.
- [11] 吴进华, 李小明, 曾光明, 等. 含乐果废水的循环电-Fenton氧化过程及其影响因素[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(8): 1534-1541.
- [12] YAO J J, HOFFMANN M R, GAO N Y, ZHANG Z, et al. Sonolytic degradation of dimethoate: Kinetics, mechanisms and toxic intermediates controlling[J]. *Water Research*, 2011, 45(18): 5886-5894.
- [13] LIU Y N, JIN D, LU X P, et al. Study on degradation of dimethoate solution in ultrasonic airlift loop reactor[J]. *Ultrasonics Sonochemistry*, 2008, 15(5): 755-760.
- [14] 黄雅, 李政一, 赵博生. 有机磷农药乐果降解的研究现状与进展[J]. *环境科学与管理*, 2009, 34(4): 20-24.
- [15] ZOSCHKE K, BORNICK H, WORCH E. Vacuum-UV radiation at 185 nm in watertreatment: A review[J]. *Water Research*, 2014, 52(4): 131-145.
- [16] 吴铮笛, 温栋, 李梦凯, 等. 真空紫外线(185 nm)在水处理中的研究及应用进展[J]. *中国给水排水*, 2017, 33(22): 43-48.
- [17] CHEN J, ZHANG P Y, LIU J. Photodegradation of perfluorooctanoic acid by 185 nm vacuum ultraviolet light[J]. *Journal of Environmental Science*, 2007, 19(4): 387-390.
- [18] YANG L X, LI M K, LI W T, et al. Bench- and pilot-scale studies on the removal of pesticides from water by VUV/UV process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 342: 155-162.
- [19] LI M K, QIANG Z M, HOU P, et al. VUV/UV/chlorine as an enhanced advanced oxidation process for organic pollutant removal from water: Assessment with a novel mini-fluidic VUV/UV photoreaction system (MVPS)[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(11): 5849-5856.
- [20] WEN D, WU Z D, TANG Y B, et al. Accelerated degradation of sulfamethazine in water by VUV/UV photo-Fenton process: Impact of sulfamethazine concentration on reaction mechanism[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 344: 1181-1187.
- [21] 田芳. 水中农药与氯系消毒剂反应的动力学与机理研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2010.
- [22] WEEKS J L, MEABURN G M A, GORDON S. Absorption coefficients of liquid water and aqueous solutions in far ultraviolet[J]. *Radiation Research*, 1963, 19(3): 559-567.
- [23] FANG J Y, FU Y, SHANG C. The roles of reactive species in micropollutant degradation in the UV/free chlorine system[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1859-1868.
- [24] LI M K, WANG C, YAU M L, et al. Sulfamethazine degradation in water by the VUV/UV process: Kinetics, mechanism and

- antibacterial activity determination based on a mini-fluidic VUV/UV photoreaction system[J]. Water Research, 2016, 108: 348-355.
- [25] FENG Y, SMITH D W, BOLTON J R. Corrigendum: photolysis of aqueous free chlorine species (HOCl and OCl⁻) with 254 nm ultraviolet light[J]. Journal of Environmental Engineering & Science, 2015, 6(1): 179-180.
- [26] 杨腊祥. VUV/UV处理饮用水中农药的机理和应用研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2018.
- [27] JIN J, EL-DIN M G, BOLTON J R. Assessment of the UV/chlorine process as an advanced oxidation process[J]. Water Research, 2011, 45(4): 1890-1896.
- [28] WANG D, BOLTON J R, ANDREWS S A, et al. Medium pressure UV combined with chlorine advanced oxidation for trichloroethylene destruction in a model water[J]. Water Research, 2012, 46(15): 4677-4686.
- [29] BUCHANAN W, RODDICK F, PORTER N, et al. Fractionation of UV and VUV pretreated natural organic matter from drinking water[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39(12): 4647-4654.
- [30] GONZALEZ M C, BRAUN A M. VUV photolysis of aqueous solutions of nitrate and nitrite[J]. Research on Chemical Intermediates, 1995, 21(8/9): 837-859.
- [31] ALEGRE M L, GERONES M, ROSSO J A, et al. Kinetic study of the reactions of chlorine atoms and Cl₂⁻ radical anions in aqueous solutions. 1. Reaction with benzene[J]. Journal of Physical Chemistry A, 2000, 104(14): 3117-3125.

(本文编辑: 郑晓梅, 张利田)

Removal of dimethoate in drinking water by VUV/UV/Cl₂ process

WU Zhengdi¹, CHEN Fangyan^{1,*}, TANG Yubin¹, WANG Xingang¹, LI Mengkai², QIANG Zhimin²

1. School of Environmental and Chemical Engineering, Jiangsu University of Science and Technology, Zhenjiang 212003, China
2. Key Laboratory of Drinking Water Science and Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

*Corresponding author, E-mail: catchen1029@sohu.com

Abstract In order to control and remove pesticide residues in drinking water and achieve the purpose of further purification of water quality, a degradation kinetic model was established, and a method for simulating degradation of dimethoate (DMT) in drinking water was selected. DMT is a typical organophosphorus pesticide and is difficult to remove by conventional drinking water treatment technologies. The removal efficiencies of DMT by five treatment processes including ultraviolet (UV), chlorine (Cl₂), UV/Cl₂, vacuum-UV/UV (VUV/UV) and VUV/UV/Cl₂ were investigated comparatively. The effects of initial DMT concentration, Cl₂ dosage, solution pH, co-existing natural organic matter (NOM) and inorganic anions (NO₃⁻, Cl⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻) in water on DMT degradation by VUV/UV/Cl₂ were explored. The results indicated that the VUV/UV/Cl₂ process was the most efficient one to remove DMT. The DMT removal rate decreased with the increase of its initial concentration. The increase of the Cl₂ dosage to a certain extent improved DMT removal, and the increase of pH also facilitated DMT removal. NOM exhibited a certain inhibition on DMT removal. Co-existing inorganic anions including NO₃⁻, Cl⁻ and HCO₃⁻ in water could capture the hydroxyl radicals (HO·) generated in the reaction system, thus inhibiting DMT removal, while SO₄²⁻ reacted with HO· very slowly and did not show any inhibitory effect.

Keywords VUV/UV/Cl₂; dimethoate; removal; drinking water treatment