DOI: 10.19666/j.rlfd.202212227

燃煤耦合污泥发电过程二噁英生成与排放研究

周虹光[1,2]，李帅英[2]，王 超[3]，丹慧杰[4]，卢 琦[2]，房 凡[1]，
赵 亮[5]，张 宁[5]，高 媛[5]，张海军[5]
（1.西安热工研究院有限公司，陕西 西安 710054；
2.西安西热锅炉环保工程有限公司，陕西 西安 710054；
3.河北邯峰发电有限责任公司，河北 邯郸 056200；
4.华能长江环保科技有限公司，北京 100031；
5.中国科学院大连化学物理研究所，辽宁 大连 116023）

［摘 要］为了解耦合污泥对燃煤系统中二噁英的生成和排放的影响，在某 600 MW 机组锅炉上进行实炉掺烧造纸污泥试验。在未掺烧污泥和掺烧污泥 2 个工况下，分别采集干燥炭化机进出口烟气、选择性催化还原（SCR）脱硝装置进口烟气、空气预热器出口烟气、烟囱烟气、原料污泥、干燥炭化污泥、炉渣和飞灰样品，采用高分辨气质联用仪分析了其中二噁英含量。结果表明：掺烧污泥（质量分数约为燃煤量的 1%）没有导致二噁英的高温气相均相生成，以及中低温催化生成和大气排放水平的增加；掺烧污泥工况下采集的 6 个烟囱烟气样品中二噁英毒性当量（I-TEQ）质量浓度为 0.008~0.013 ng/m^3（均值为 0.010 ng/m^3）和未掺烧污泥工况下采集的 6 个烟囱烟气样品中二噁英 I-TEQ 质量浓度（范围为 0.008~0.015 ng/m^3，均值为 0.012 ng/m^3）无显著差别；污泥干燥炭化过程中有少量二噁英生成，在煤粉燃烧室的污泥中二噁英可被高温彻底销毁；SCR 催化剂发挥了催化二噁英降解的作用，高氯取代二噁英更易于被 SCR 催化剂降解；飞灰中二噁英 I-TEQ 质量浓度均低于 0.2 ng/m^3，其资源化利用过程不会引起环境二噁英污染。

［关 键 词］污泥掺烧；燃煤；二噁英；生成；排放

［引用本文格式］周虹光，李帅英，王超，等. 燃煤耦合污泥发电过程二噁英生成与排放研究[J]. 热力发电，2023, 52(5): 160-166. ZHOU Hongguang, LI Shuaiying, WANG Chao, et al. Formation and emission of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans during the co-firing of coal and sludge in power plant[J]. Thermal Power Generation, 2023, 52(5): 160-166.

Formation and emission of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans during the co-firing of coal and sludge in power plant

ZHOU Hongguang[1,2], LI Shuaiying[2], WANG Chao[3], DAN Huijie[4], LU Qi[2], FANG Fan[1],
ZHAO Liang[5], ZHANG Ning[5], GAO Yuan[5], ZHANG Haijun[5]
(1. Xi'an Thermal Power Research Institute Co., Ltd., Xi'an 710054, China;
2. Xi'an Boiler & Environmental Protection Engineering Co., Ltd., Xi'an 710054, China;
3. Hebei Hanfeng Power Generation Co., Ltd., Handan 056200, China;
4. Huaneng Changjiang Environmental Protection Technology Co., Ltd., Beijing 100031, China;
5. Dalian Institute of Chemical Physics, Chinese Academy of Sciences, Dalian 116023, China)

Abstract: A field test of paper mill sludge and coal co-firing was conducted on a 600 MW unit boiler to explore the effect of mix-firing sludge on the formation and emission of dioxins (PCDD/Fs). Under the conditions with and without sludge co-firing, flue gas samples at the inlet and outlet of drying-charring machine, the inlet of selective

修 回 日 期：2022-12-12
基 金 项 目：中国华能集团有限公司总部科技项目（HNKJ20-H19）
Supported by: Science and Technology Project of China Huaneng Group Co., Ltd. (HNKJ20-H19)
第一作者简介：周虹光（1972），男，硕士，研究员，主要研究方向为电站锅炉燃烧及固体废弃物综合利用，zhouhonguang@tpri.com.cn。

catalytic reduction (SCR) equipment, the outlet of air preheater and chimney as well as solid samples including raw sludge, dried and partly charred sludge, slag and fly ash were collected, and the PCDD/Fs were analyzed by a high-resolution gas chromatograph combined with high-resolution mass spectrometer. The obtained results indicated that, co-firing sludge (accounted for about 1% (weight percent) of pulverized coal) did not result in the formation of PCDD/Fs via high-temperature gas-phase homogeneous formation mechanism and medium- and low-temperature catalytic formation mechanism, and did not increase the emission of PCDD/Fs to atmosphere. The international toxic equivalence quantity (I-TEQ) concentrations of 6 chimney gas samples collected under the condition with sludge co-firing were in the range of 0.008~0.013 ng/m^3 (average value: 0.010 ng/m^3), which did not significantly differ from that (0.008~0.015 ng/m^3, average value: 0.012 ng/m^3) of the 6 chimney gas samples collected under the condition without sludge co-firing. It was found that, a small quantity of PCDD/Fs was formed during sludge drying-charring process. The newly-formed and original PCDD/Fs in sludge could be completely destroyed by high temperature in coal combustor. The SCR catalyst induced the catalytic degradation of PCDD/Fs, especially the highly-chlorinated dioxins. The concentration of the PCDD/Fs in fly ash samples were lower than 0.2 ng/m^3, indicating its resource utilization could not pose dioxin pollution risk to ambient environment.
Key words: mixed burning of sludge; coal combustion; dioxins; formation; emission

近年来，燃煤电厂协同处置污泥技术发展较快，已成为有机污泥无害化、资源化处置的重要方式。有机污泥如城市污泥和造纸污泥，普遍成分复杂，通常有较高含水率和较高有机质含量，并含有大量无机氯、有机氯和金属元素等，与煤粉共混燃过程不仅可能改变氯和重金属的迁移转化行为，同时也可能影响二噁英（PCDD/Fs）的生成与排放[1-5]。

二噁英是多氯代二苯并-对-二噁英（PCDDs）和多氯代二苯并呋喃（PCDFs）的总称，共有 210 种异构体，是一类非故意生成持久性有机污染物，具有极高毒性。2022 年 5 月 4 日国务院办公厅颁布了《新污染物治理行动方案》（国办发〔2022〕15 号），将二噁英纳入新污染物管理。控制和消减二噁英排放是环境领域的一项长期任务。

燃煤过程是二噁英的重要排放源[6-7]。燃煤中包含大量 C、H、O 元素，燃烧过程可产生炭黑和 CO，同时，燃煤中 Cl 的质量分数通常为 0.01%~0.20%[8-9]，并含有 Cu 和 Fe 等过渡金属元素，为二噁英的生成提供了物质基础。现有的监测数据表明，燃煤发电厂的二噁英大气排放水平（以毒性当量 I-TEQ 计，下同）为 0.36~1 400.00 pg /m^3，每吨煤大气排放因子为 0.002~6.200 μg，波动范围较大[10-16]。

在燃烧室，原料中原有的二噁英可在高温（高于 1 000 ℃）下彻底分解[17-18]。在烟气降温阶段，二噁英可通过高温气相均相反应（500~800 ℃）和中低温非均相催化反应（150~450 ℃）再次生成；中低温非均相催化反应是二噁英生成的主要机制，包含从头合成和前驱体生成 2 种主要途径[17-21]。烟气组分（O_2、CO、Cl_2、HCl、SO_2、H_2O 等含量）和颗粒相中 Cu 和 Fe 粒子的含量是影响二噁英生成的主要因素[17-21]。有机污泥的掺烧会在一定程度上改变燃煤烟气组分和颗粒相的组成，并因此可能影响二噁英的生成。目前，尚缺乏有关掺烧污泥对电站燃煤锅炉二噁英生成和排放影响的报道。

本文在配置污泥前置干燥炭化装置的某燃煤发电系统，通过采集污泥、炉渣、飞灰和主要工艺单元流出烟气，对比分析了纯燃煤和掺烧污泥 2 种工况条件下二噁英在采集样品中的浓度及同系物分布情况，以洞悉燃煤发电系统二噁英的生成和消除规律，了解污泥通过前置干燥炭化方式掺烧对燃煤系统二噁英生成和排放的实际影响。

1 试验内容

1.1 供试装置系统概况

试验在某超临界 600 MW 机组直流锅炉上进行，锅炉采用Π型布置、单炉膛、墙式切圆燃烧方式。在纯燃煤和掺烧污泥 2 种工况下进行试验，尽量保持 2 种工况燃烧状态的一致性，入炉煤粉量控制在约 210 t/h，锅炉负荷均控制在约 540 MW。掺烧的污泥为造纸厂污泥，其含水率约 80%，掺烧量约为燃煤量的 1%（表 1）。

表 1 2 种工况下系统参数
Tab.1 Parameters of the system under two working conditions

工况	流量（收到基）/(t·h^{-1})				脱硫废水流量/(t·h^{-1})	烟气流量/(m^3·h^{-1})
	原煤	污泥	石灰石	石膏		
纯燃煤	212.8	0	4	20	20	2 448 100
掺烧污泥	210.7	2	4	20	22	2 402 010

污泥通过前置干燥炭化装置处理后输入燃烧室。其技术工艺为：抽取高温烟气至干燥炭化装置，污泥在装置内被干燥和部分炭化，研磨成粉状后被

高温烟气携带至污泥燃烧器参与锅炉燃烧。整个系统处于密闭和负压状态，进口烟气温度 500~600 ℃，出口温度 180~200 ℃。污泥掺烧工艺流程和试验期间样品采集位置如图 1 所示。

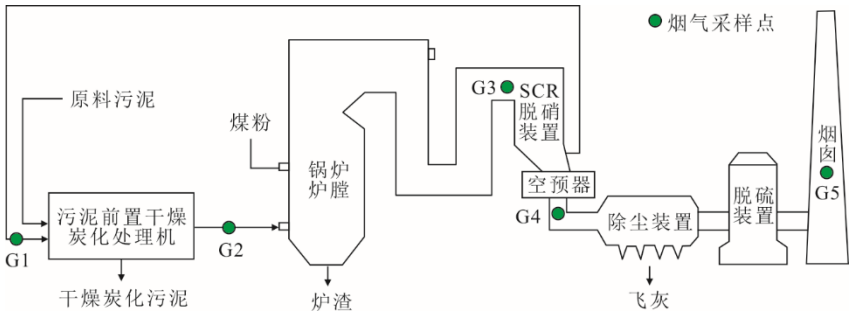

图 1 燃煤掺烧污泥工艺及二噁英采样位置示意

Fig.1 Schematic diagram of coal and sludge co-firing process and the sampling location of dioxins

1.2 样品采集

在纯燃煤工况下，分别在选择性催化还原（SCR）脱硝装置进口（G3）、空气预热器（空预器）出口（G4）和烟囱（G5）处采集烟气样品，同时采集煤粉、炉渣和飞灰；在掺烧污泥工况下，额外采集前置干燥炭化机进口（G1）和出口处烟气（G2）、原料污泥和干燥炭化污泥。为尽量减少烟气采样随机性所带来的测量误差，G3、G4 和 G5 点烟气样品同时采集，每个工况各采样点位分别采集 6 个烟气样品；在污泥掺烧工况，G1 和 G2 点烟气样品同时采集，每个点位各采集 6 个样品。

烟气样品的采集和保存遵照《环境空气和废气 二噁英类的测定 同位素稀释高分辨气相色谱-高分辨质谱法》（HJ 77.2—2008）。采用专业烟气二噁英采样仪以等动力方式采集烟气样品，采样流速约为 1 m^3/h，采样时间大于 2 h。对于煤粉、炉渣、飞灰、原料污泥和干燥炭化污泥，分时段采集 4 个样品，将采集的固体样品装入聚乙烯塑料密封袋中避光保存，置于实验室 4 ℃冰箱中保存。由于脱硫装置进口温度低于 120 ℃，二噁英难以在烟气脱硫过程中生成，故脱硫石膏没有被采集分析。

1.3 分析方法

采集烟气和固体样品中的二噁英分析分别遵照我国环境保护标准 HJ 77.2—2008 和 HJ 77.3—2008，提取方法选用标准中提及的索氏抽提法，以甲苯作为二噁英的提取溶剂。在样品提取前，加入 ^{13}C 标记二噁英提取内标 10 μL；在样品净化前，采用浓硫酸氧化去除提取液中的脂类物质。

采用多层硅胶层析柱和氧化铝层析柱连续净化提取液。多层硅胶柱包括 8 层填料，从下至上依次装填无水硫酸钠（6.0 g）、活化硅胶（0.9 g）、2%碱性硅胶（3.0 g）、活化硅胶（0.9 g）、44%酸化硅胶（6.0 g）、活化硅胶（0.9 g）、10%硝酸银硅胶（3.0 g）、无水硫酸钠（10.0 g），洗脱液为 150 mL 正己烷。氧化铝柱从下至上依次装填无水硫酸钠（2.0 g）、氧化铝（10.0 g）、无水硫酸钠（2.0 g）。首先使用 100 mL 正己烷/二氯甲烷（98:2）混合液冲洗氧化铝层析柱，弃掉流出液；然后使用 150 mL 正己烷/二氯甲烷（1:1）混合液冲洗，将洗脱液浓缩至 1~2 mL，在氮吹仪辅助下将浓缩后洗脱液转移至 Vial 管中，将样品氮吹至近干；最后加入 ^{13}C 标记二噁英回收率内标 10 μL，涡旋振荡混匀，放入样品盒中冷藏保存，待分析。

二噁英分析采用高分辨气相色谱-高分辨质谱联用仪（HRGC-HRMS，Thermo Scientific 公司），色谱分离柱选用 DB-5（内径为 0.25 mm，长度为 60 m，膜厚为 0.25 μm）。质谱条件为：EI 离子源、离子源温度 270 ℃，电离能 39 eV，选择离子检测（SIM），质谱分辨率大于等于 10 000。二噁英监测离子峰选择离子丰度比最大的 2 个峰。分析样品中 17 种 ^{13}C 标记 2、3、7、8 位氯取代二噁英的回收率均在 50%~120%，满足相应标准要求。采用国际毒性当量因子计算样品中二噁英的毒性当量（I-TEQ）质量浓度。

分别遵照国家标准 GB/T 212—2001 和 GB/T 476—2001 对入炉煤进行工业分析和元素分析，结果见表 2。进一步采用 X 射线荧光光谱（XRF）仪分析入炉煤和干基污泥中与二噁英生成相关的元素质量分数。入炉煤中 Cl、Cu 和 Fe 的平均质量分数分别为 0.220%、0.008%和 2.800%；干基污泥中 Cl、Cu 和 Fe 的平均质量分数分别为 0.430%、0.018%和 23.900%。

表 2 试验期间入炉煤质工业和元素分析
Tab.2 Proximate and ultimate analysis of coal quality during the test

工况	工业分析			元素分析/%				
	w_{ar}(M)/%	w_{ar}(A)/%	$Q_{net,ar}$/(kJ·kg^{-1})	w_{ad}(C)	w_{ad}(H)	w_{ad}(O)	w_{ad}(N)	w_{ad}(S)
纯燃煤	14.01	20.88	21 500	63.88	3.73	9.05	0.92	0.80
掺烧污泥	14.58	21.07	21 310	63.51	3.72	9.16	0.92	0.80

2 结果与讨论

2.1 污泥干燥炭化过程二噁英的生成与输出

图 2 为采集烟气样品中二噁英质量浓度。由图 2 可见，掺烧污泥时，前置干燥炭化机出口烟气中 4—8 氯取代 PCDD/Fs（∑Cl_{4-8}DD/Fs）和 I-TEQ 平均质量浓度分别为 3.102 ng/m^3 和 0.022 ng/m^3，分别比干燥炭化机进口烟气中∑Cl_{4-8}DD/Fs 和 I-TEQ 的平均质量浓度高 5.6 倍和 2.6 倍。

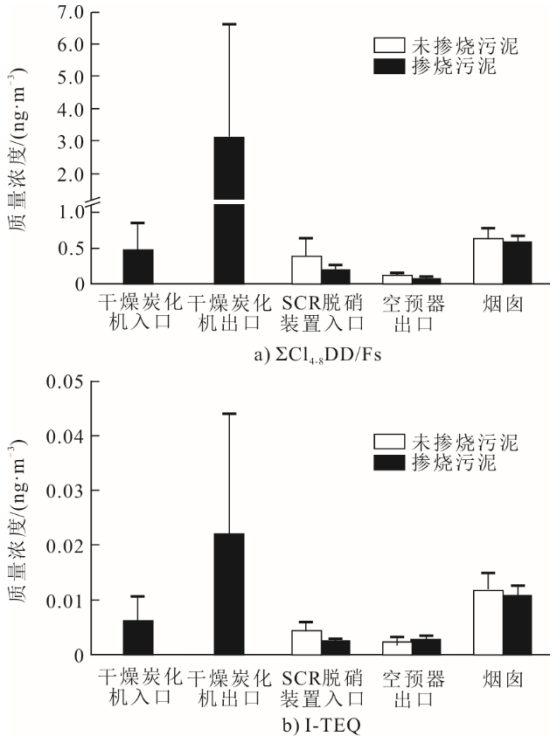

图 2 采集烟气样品中二噁英质量浓度
Fig.2 Concentrations of dioxins in collected flue gas samples

图 3 为采集的 4 个原料污泥和 4 个干燥炭化污泥样品中二噁英的质量浓度。由图 3 可见，原料污泥（干基）中∑Cl_{4-8}DD/Fs 和 I-TEQ 质量浓度分别为 67.100 ng/m^3 和 2.374 ng/m^3；干燥炭化污泥样品中∑Cl_{4-8}DD/Fs 和 I-TEQ 的平均质量浓度为 255.480 ng/m^3 和 3.275 ng/m^3，分别比原料污泥增加了 2.8 倍和 0.4 倍。以上结果说明，污泥干燥炭化过程中有二噁英生成。

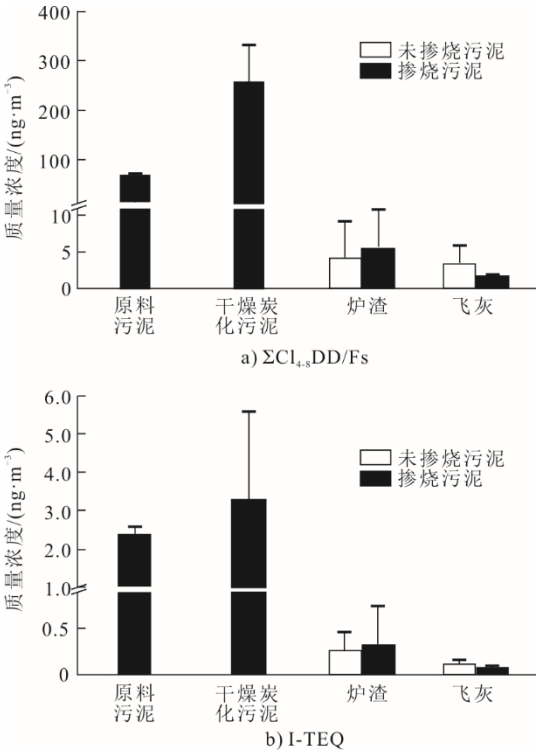

图 3 采集固体样品中二噁英质量浓度
Fig.3 Concentrations of dioxins in collected solid samples

在本研究中，前置干燥炭化机进口平均烟温为 431 ℃，出口平均烟温为 320 ℃，意味着污泥干燥炭化温度与二噁英生成最适温度（200~450 ℃）重合[18-20]。污泥中含有大量有机质，并含有 Cl、Fe 和 Cu 元素，为干燥炭化过程中二噁英的生成创造了物质基础。但是，污泥中原有的和新生成的二噁英被带入燃煤系统燃烧室后可被高温（高于 1 000 ℃）彻底销毁[17-18]，因此不会直接贡献于燃煤系统中的二噁英。

2.2 燃煤系统二噁英的生成

SCR 脱硝装置进口烟气（温度为 370~380 ℃）中二噁英的质量浓度可以指示燃煤系统中二噁英的高温气相均相生成水平。未掺烧污泥工况下 SCR 脱硝装置进口烟气中∑Cl_{4-8}DD/Fs 和 I-TEQ 平均质量浓度分别为 0.421 ng/m^3 和 0.004 ng/m^3（图 2）。掺烧污泥工况下 SCR 脱硝装置进口烟气中∑Cl_{4-8}DD/Fs

和 I-TEQ 平均质量浓度分别为 0.195 ng/m³ 和 0.002 5 ng/m³，明显低于未掺烧工况。但 T 检验结果表明，掺烧污泥工况与未掺烧污泥工况 SCR 脱硝装置进口烟气中二噁英质量浓度没有显著性差异。掺烧污泥工况 SCR 脱硝装置进口烟气中较低的二噁英质量浓度说明掺烧污泥没有导致二噁英高温气相均相生成量的增加。

掺烧污泥工况下空预器出口烟气中∑Cl_{4-8}DD/Fs 的平均质量浓度为 0.086 ng/m³，明显低于未掺烧污泥工况（平均值 0.132 ng/m³）（图 2）。2 种工况条件下空预器出口烟气中∑Cl_{4-8}DD/Fs 质量浓度均显著（P<0.05）低于 SCR 脱硝装置进口烟气中∑Cl_{4-8}DD/Fs 质量浓度，说明 SCR 催化剂发挥了催化二噁英降解的作用。燃煤发电系统 SCR 脱硝装置通常采用 V_2O_5-W_2O_3/TiO_2 系列催化剂，此系列催化剂也被广泛用于垃圾焚烧发电系统的脱硝。已有研究表明，V_2O_5-W_2O_3/TiO_2 系列催化剂可通过催化氧化和催化还原 2 种方式脱除烟气中的二噁英[22-24]。

掺烧污泥工况下飞灰中∑Cl_{4-8}DD/Fs 的平均质量浓度（1.73 ng/m³）也明显低于未掺烧污泥工况下飞灰（2.36 ng/m³），说明掺烧污泥并没有导致二噁英的中低温催化生成量增加。产生的飞灰中二噁英的 I-TEQ 质量浓度为 0.042~0.173 ng/m³（均值为 0.083 ng/m³），接近未发生显著污染土壤中二噁英浓度水平[25]，说明飞灰的资源化利用不存在引起二噁英污染风险。

二噁英也可在炉渣的降温阶段生成。掺烧污泥工况下炉渣中∑PCDD/Fs 和 I-TEQ 的平均质量浓度分别 5.45 ng/m³ 和 0.315 ng/m³，略高于未掺烧污泥工况下炉渣（∑PCDD/Fs 质量浓度均值为 4.13 ng/m³，I-TEQ 质量浓度均值为 0.213 ng/m³）（图 3）；但 2 个工况下采集的炉渣中二噁英浓度不存在显著差别。

2.3 燃煤系统二噁英的大气排放

烟囱烟气中二噁英的质量浓度可指示燃煤系统的二噁英排放水平。未掺烧污泥工况下烟囱烟气中∑PCDD/Fs 和 I-TEQ 质量浓度范围分别为 0.450~0.870 ng/m³ 和 0.008~0.015 ng/m³，均值分别为 0.630 ng/m³ 和 0.012 ng/m³（图 2）。按排放均值计算，未掺烧污泥工况下每吨煤二噁英的大气排放因子为 69.0 ng。掺烧污泥工况下烟囱烟气中∑PCDD/Fs 和 I-TEQ 质量浓度范围分别为 0.460~0.720 ng/m³ 和 0.008~0.012 ng/m³，均值分别为 0.570 ng/m³ 和 0.010 ng/m³。按排放均值计算，掺烧污泥工况下每吨煤二噁英的大气排放因子为 57.1 ng。

尽管掺烧污泥后烟囱气中∑PCDD/Fs 和 I-TEQ 的平均质量浓度比纯燃煤工况分别下降了 9.1%和 16.3%，但 T 检验结果表明，掺烧污泥工况采集的 6 个烟囱烟气中二噁英质量浓度与未掺烧污泥工况采集的 6 个烟囱烟气中二噁英质量浓度间不存在显著差别。这说明掺烧污泥并没有显著影响燃煤系统的二噁英大气排放水平。较低的掺烧比例固然是对燃煤系统二噁英排放没有产生显著影响的主因，但更值得注意的是，掺烧污泥干基中与二噁英生成密切相关的 Cl 和 Cu 元素含量与入炉煤相差倍数较小，即使提高污泥掺烧比例可能仍然不会显著改变二噁英生成的物质基础。此外，燃煤发电系统的 SCR 催化剂的催化降解作用以及静电除尘和脱硫单元的沉除作用，可在很大程度上平抑掺烧污泥引起的烟气中二噁英质量浓度变化。

2.4 生成和排放二噁英的同系物分布

采集烟气样品中二噁英的同系物分布如图 4 所示。由图 4 可见，前置干燥炭化机进口和出口烟气中二噁英同系物分布模式明显不同。前置干燥炭化机进口烟气中二噁英同系物主要为 Cl_{7-8}DDs、Cl_4DFs 和 Cl_{6-8}DFs；而在出口烟气中 Cl_8DD 的质量分数显著增加，其在 Cl_{4-8}DD/Fs 中平均质量分数高达 65.7%。

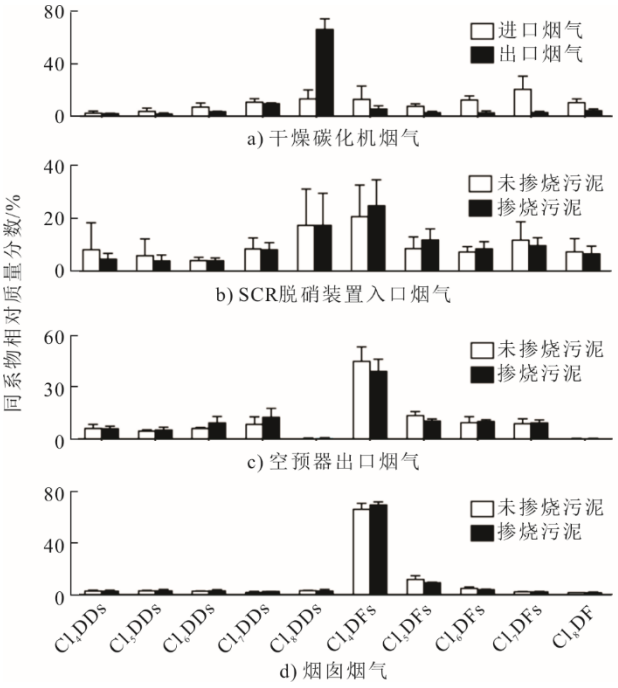

图 4 采集烟气样品中二噁英的同系物分布

Fig.4 Homologue distribution of dioxins in collected flue gas samples

采集固体样品中二噁英的同系物分布如图 5 所示。由图 5 可见，原料污泥和干燥炭化污泥中二噁英同系物均以 Cl_8DD 为主，原料污泥中 Cl_8DD 在 $Cl_{4-8}DD/Fs$ 中质量分数为 40.0%，干燥炭化污泥中 Cl_8DD 质量分数增加到 68.9%。这说明污泥干燥炭化过程中 Cl_8DD 更易生成。

未掺烧污泥和掺烧污泥工况下，SCR 脱硝系统进口烟气中二噁英的同系物分布模式基本相同，均以 Cl_4DFs 和 Cl_8DD 为主，其次为 Cl_7DDs 和 $Cl_{5-7}DFs$，说明掺烧污泥并没有影响高温气相均相生成二噁英的同系物分布。同样，掺烧污泥也没有影响中低温阶段生成二噁英的同系物分布。未掺烧污泥和掺烧污泥工况下，空预器出口和烟囱烟气中的 Cl_4DFs 质量分数显著增加，说明在空预器和静电除尘工段有新的二噁英生成；与 SCR 脱硝系统进口烟气中二噁英的同系物分布相比，空预器出口烟气中 Cl_8DD 质量分数大幅降低。这可能是因为高沸点的 Cl_8DD 易于吸附在 SCR 催化剂表面，从而更易于被降解。

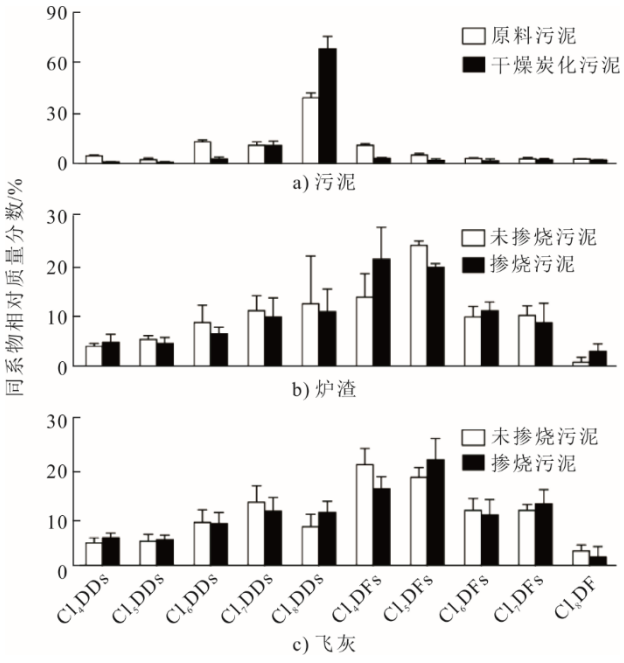

图 5 采集固体样品中二噁英的同系物分布

Fig.5 Homologue distribution of dioxins in collected solid samples

掺烧污泥也没有明显影响飞灰和炉渣中二噁英的同系物分布。飞灰和炉渣中 Cl_4DFs 和 Cl_5DFs 质量分数较高，其次为 Cl_4DFs、Cl_5DFs、Cl_7DDs 和 Cl_8DD。与空预器出口烟气中二噁英的同系物分布相比，飞灰中高氯取代二噁英的质量分数明显增加，说明高氯取代二噁英更易分配到烟气颗粒相中。

3 结　论

1）污泥干燥炭化过程中有少量二噁英生成，污泥中原有和新生成的二噁英可在煤粉燃烧室被高温彻底销毁。掺烧少量污泥（约为燃煤量的 1%）没有导致二噁英生成的增加，没有引起生成二噁英同系物分布模式的显著变化，同时也没有导致燃煤系统二噁英大气排放水平和飞灰中二噁英质量浓度的增加。

2）掺烧污泥情况下，燃煤系统二噁英大气排放质量浓度为 0.010 ng/m^3，低于上海市发布燃煤耦合污泥电厂大气污染物排放标准（DB31/1291—2021）规定的二噁英大气排放限值（0.02 ng/m^3）。

3）SCR 催化剂发挥了催化二噁英降解的作用，高氯取代二噁英更易于被 SCR 催化剂降解。在空预器和除尘装置中，高氯取代的二噁英倾向于分配到烟气颗粒相，进入飞灰中。

［参 考 文 献］

［1］ 余维佳, 陈衍婷, 徐玲玲, 等. 电厂污泥掺烧过程中元素迁移特性研究[J]. 生态环境学报, 2017, 26(1): 149-153.
YU Weijia, CHEN Yanting, XU Lingling, et al. Elements migration from a coal-fired power plant burning with sludge[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26(1): 149-153.

［2］ ZHANG G, HAI J, REN M, et al. Emission, mass balance, and distribution characteristics of PCDD/Fs and heavy metals during cocombustion of sewage sludge and coal in power plants[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(4): 2123-2130.

［3］ YOO J I, SEO Y C, SHINAGAWA T. Particle-size distributions and heavy metal partitioning in emission gas from different coal-fired power plants[J]. Environmental Engineering Science, 2005, 22(2): 272-279.

［4］ LIU H, WANG Y, ZHAO S, et al. Review on the current status of the co-combustion technology of organic solid waste (OSW) and coal in China[J]. Energy & Fuels, 2020, 34(12): 15448-15487.

［5］ 刘笑, 丹慧杰, 房凡, 等. 燃煤耦合污泥发电过程重金属、砷和硒迁移转化试验研究[J]. 热力发电, 2022, 51(5): 65-72.
LIU Xiao, DAN Huijie, FANG Fan, et al. A test study on migration and transformation of heavy metals, As and Se in coal and sludge co-firing power generation system[J]. Thermal Power Generation, 2022, 51(5): 65-72.

［6］ LEI R, XU Z, XING Y, et al. Global status of dioxin emission and China's role in reducing the emission[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 418: 126265.

［7］ CLEVERLY D, SCHAUM J, WINTERS D, et al. The inventory of sources of dioxin in the United States[J]. Organohalogen Compounds, 1998, 36: 1-6.

［8］ 蒋旭光, 徐旭, 严建华, 等. 煤中氯的分布及燃烧过程中氯析出特性的试验研究[J]. 煤炭学报, 2001, 26(6): 667-670.

JIANG Xuguang, XU Xu, YAN Jianhua, et al. Research of chlorine in coal and isolation characteristic of chlorine in coal combustion process[J]. Journal of China Coal Society, 2001, 26(6): 667-670.
[9] 蒋旭光, 徐旭, 严建华, 等. 我国煤中氯含量分布特性的试验研究[J]. 煤炭转化, 2001, 24(2): 58-61.
JIANG Xuguang, XU Xu, YAN Jianhua, et al. Experimental research of chlorine distribution properties in Chinese coal[J]. Coal Conversion, 2001, 24(2): 58-61.
[10] 蹇川, 刘坤, 张晓岭, 等. 重庆市火电厂二噁英大气排放调查[J]. 能源与环境, 2016(5): 63-64.
JIAN Chuan, LIU Kun, ZHANG Xiaoling, et al. Investigation on air emissions of dioxins in Chongqing thermal power plant[J]. Energy and Environment, 2016(5): 63-64.
[11] MOKHTAR M M, TAIB R M, HASSIM M H H. Measurement of PCDD/Fs emissions from a coal-fired power plant in Malaysia and establishment of emission factors[J]. Atmospheric Pollution Research, 2014, 5(3): 388-397.
[12] FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ G, LÓPEZ-VILARIÑO J M, LÓPEZ-MAHÍA P, et al. First assessment of dioxin emissions from coal-fired power stations in Spain[J]. Chemosphere, 2004, 57(1): 67-71.
[13] MEIJ R, WINKEL H T. The emissions of heavy metals and persistent organic pollutants from modern coal-fired power stations[J]. Atmospheric Environment, 2007, 41(40): 9262-9272.
[14] LIN L F, LEE W J, LI H W, et al. Characterization and inventory of PCDD/F emissions from coal-fired power plants and other sources in Taiwan[J]. Chemosphere, 2007, 68(9): 1642-1649.
[15] GROCHOWALSKI A, KONIECZYNSKI J. PCDDs/PCDFs, dl-PCBs and HCB in the flue gas from coal fired CFB boilers[J]. Chemosphere, 2008, 73(1): 97-103.
[16] 官贞珍, 潘卫国, 郭瑞唐, 等. 国内外燃煤电厂二恶英排放及控制[J]. 燃烧科学与技术, 2020, 26(5): 423-429.
GUAN Zhenzhen, PAN Weiguo, GUO Ruitang, et al. PCDD/Fs emission and control in coal-fired power plants at home and abroad[J]. Journal of Combustion Science and Technology, 2020, 26(5): 423-429.
[17] ZHANG J, ZHANG S, LIU B. Degradation technologies and mechanisms of dioxins in municipal solid waste incineration fly ash: a review[J]. Journal of Cleaner Production, 2020, 250: 119507.
[18] PENG Y, LU S, LI X, et al. Formation, measurement, and control of dioxins from the incineration of municipal solid wastes: recent advances and perspectives[J]. Energy & Fuels, 2020, 34(11): 13247-13267.
[19] HUANG H, BUEKENS A. On the mechanisms of dioxin formation in combustion processes[J]. Chemosphere, 1995, 31(9): 4099-40117.
[20] TUPPURAINEN K, HALONEN I, RUOKOJÃRVI P, et al. Formation of PCDDs and PCDFs in municipal waste incineration and its inhibition mechanisms: a review[J]. Chemosphere, 1998, 36: 1493-1511.
[21] STANMORE B R. The formation of dioxins in combustion systems[J]. Combustion and Flame, 2004, 136(3): 398-427.
[22] 任美慧, 樊芸, 王胜, 等. SCR 装置对焦炉煤气燃烧废气中 PCDD/Fs, PCBs 和 PCNs 的协同脱除[J]. 环境科学, 2019, 40(1): 143-148.
REN Meihui, FAN Yun, WANG Sheng, et al. Simultaneous removal of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins /dibenzofurans, polychlorinated biphenyls, and polychlirnated naphthalenes from flues gases from coke gas burning using selective catalytic reduction equipment[J]. Environmental Science, 2019, 40(1): 143-148.
[23] CHANG M B, CHI K H, CHANG S H, et al. Destruction of PCDD/Fs by SCR from flue gases of municipal waste incinerator and metal smelting plant[J]. Chemosphere, 2007, 66: 1114-1122.
[24] QIAN L, DING L, LIU W, et al. Simultaneous removal of NO and dioxins over V_2O_5-WO_3/TiO_2 catalyst for iron ore sintering flue gas: The poisoning effect of Pb[J]. Fuel, 2022, 324: 124483.
[25] LEI R, LIU W, WU X, et al. A review of levels and profiles of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in different environmental media from China[J]. Chemosphere, 2020, 239: 124685.

（责任编辑 杨嘉蕾）

广告目次

《热力发电》……封三
南京常荣声学股份有限公司……后彩插 1
北京柏兰达环境工程有限公司……后彩插 2
中科润资（重庆）节能科技有限公司……后彩插 3
西安热工研究院有限公司……后彩插 4—8
南京苏夏工程设计有限公司……后彩插 9
上海冠龙阀门机械有限公司……后彩插 10
浙江顺豪科技有限公司……后彩插 11
上海凯泉泵业(集团)有限公司……后彩插 12