

降下フラックスとして雨水および降下ばいじんを比較したところ、PCBs では降下ばいじん<雨水という傾向が見られ、降下ばいじんとして降下した PCBs の、降下後の再揮発あるいは分解が推定された(図 1-5)。

③Co-PCBs

大気中 Co-PCBs について、LV による値と HV による値は比較的よく一致したが、これは Co-PCBs がいずれも 4 塩素化以上の異性体であることによるものであろう。

大気粒子相 Co-PCBs については、定量下限値以下の異性体が多く検討は困難であった。

④PAHs

夏季の大気中 PAHs について、低分子量の PAHs で、HV による値は LV による値よりかなり小さかった。大気中粒子相 PAHs について、高分子量の PAHs で HV による値は LV による値より大きかった。

夏季の降下ばいじん中 PAHs について、デポジットゲージによる値はダストジャーによる値よりも総じて大きく、特に低分子量側で差が大きかった。

夏季の雨水中 PAHs について、低分子量の物質で溶解相の割合が 5 割程度、高分子量の物質でほとんどが粒子相であった。

夏季の PAHs の particle scavenging ratio はおおむね、低分子量の物質で数十万程度、高分子量の物質で 5 万~10 万程度となった。

夏季の PAHs の vapor scavenging ratio は、大気中濃度として HV と LV のどちらを用いるかによって結果が異なった。求められた値は、気液分配平衡から推定される vapor scavenging ratio と異なったが、傾向は明確でなかった。

降下フラックスとして雨水および降下ばいじんを比較したところ、夏季の PAHs では高分子量の物質では降下ばいじん>雨水となっており、一方低分子量の物質では雨水による降下フラックスが降下ばいじんと同程度あるいはそれ以上となっていた。

2) ダイオキシン類の拡散予測モデル

(1) 調査目的

本調査は、A市清掃工場をモデルとした「都市ごみ焼却施設周辺環境等のダイオキシン類調査報告」(石川島播磨重工業株式会社、平成10年3月)の現地調査結果、および同工場の恒久対策実施後の平成11年度現地調査結果をもとに、ごみ焼却施設周辺環境におけるダイオキシン類の大気中濃度を再現できる拡散予測モデルを作成することを目的とする。

(2) 調査概要

前年度の、「ダイオキシン類の拡散予測モデル報告」(帝人エコ・サイエンス株式会社、平成11年3月)の大気中濃度予測結果は、実測値と比べ1～2オーダー程度低い結果となった。今年度はその結果を踏まえ、下記①、②の検討事項を考慮して、まず窒素酸化物(NO_x)で現況再現を行って予測精度を向上させ、続いてダイオキシン類の予測を行った。なお、前年度においてはダイオキシン類総量で予測を行ったが、今年度においては対象発生源排出濃度がTEQ換算の値でしか公表されていないため、TEQ換算ベースで予測を行った。

①予測モデルの変更

従来用いていたプルームモデルの代わりに、滞留が考慮できるパフモデルを用いた。このとき、風の場合は時間と場所によって変化し、パフの中心が存在する点を囲む3つの測定局の風ベクトルより、距離の関数を重みとする加重平均による補間法から求めた。

②対象発生源の拡大

A市清掃工場を中心とした20km×20km内の大規模焼却施設、小型焼却炉および自動車も対象発生源とした。

(3) 調査手順

調査手順を図2-1に示す。

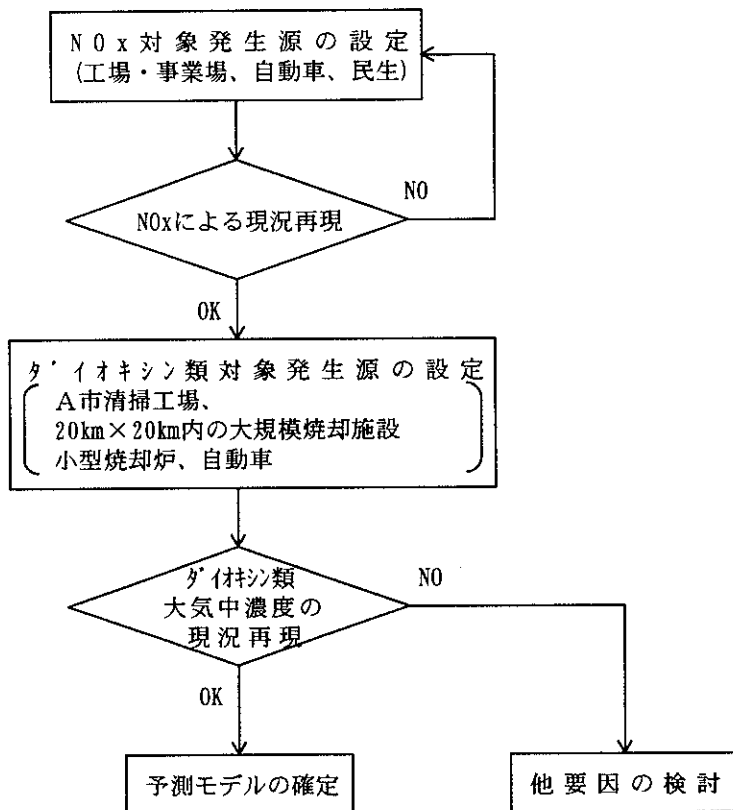


図2-1 調査手順

(4) ダイオキシン類の予測

①対象発生源の設定

対象発生源については、A市清掃工場を含む大規模焼却施設、小型焼却炉および自動車とした。

大規模焼却施設については、大気汚染防止法対象の焼却施設を対象として算定した。

小型焼却炉については、家庭用と業務用を区別して算定したが、業務用についてはA市条例対象施設の廃棄物焼却施設リスト(A市、平成10年度)に記載の施設についても別途算定した。また、これらについては不確定要素が多いため、特に排出量が多いと思われる業務用について数ケースを想定し予測を行った。

自動車については、幹線と細街路が考えられるが、幹線と比較すると細街路の寄与はほとんどないため、幹線のみを対象とした。また、幹線の定義としては「平成9年度道路交通センサス」で調査されている道路とした。

②予測結果

ダイオキシン類の大気中濃度予測結果を見ると、大規模焼却施設からの影響はほとんどなく、業務用小型焼却炉からの寄与が大きいケースで実測値に近くなり、平成9年度において実測値に比較的近いケースはケース6、7、8であり、平成11年度において実測値に比較的近いケースはケース2、3、4であった。平成9年度のケース6の予測結果を表2-1および図2-2に、平成11年度のケース4の予測結果を表2-2および図2-3に示す。

表2-1 予測結果(平成9年度、ケース6)

(単位: pgTEQ/m³)

系	種	実測値	ケース6						
			合計	大規模焼却炉		予測値			自動車
				A市清掃工場	大規模焼却施設	条例対象	業務用	家庭用	
9/24	北: 10km	-	0.0238	0.0002(0.7)	0.0000(0.1)	0.0016(6.8)	0.0219(91.9)	0.0001(0.4)	0.000001(0.0)
	北: 4.5km	0.270	0.4120	0.0044(1.1)	0.0000(0.0)	0.0018(0.4)	0.4051(98.3)	0.0006(0.2)	0.000006(0.0)
	北: 2km	-	0.2425	0.0140(5.8)	0.0001(0.0)	0.0008(0.3)	0.2272(93.7)	0.0004(0.2)	0.000020(0.0)
	北: 1km	0.400	0.1202	0.0142(11.8)	0.0002(0.1)	0.0007(0.6)	0.1047(87.1)	0.0005(0.4)	0.000004(0.0)
	50m	0.370	0.1015	0.0133(13.1)	0.0002(0.2)	0.0006(0.6)	0.0868(85.6)	0.0006(0.6)	0.000003(0.0)
	南: 1km	0.380	0.0848	0.0538(63.5)	0.0004(0.4)	0.0004(0.5)	0.0300(35.4)	0.0002(0.2)	0.000001(0.0)
	南: 2km	-	0.0408	0.0098(24.2)	0.0010(2.4)	0.0010(2.4)	0.0287(70.3)	0.0003(0.6)	0.000001(0.0)
9/25	南: 4.5km	0.300	0.0991	0.0018(1.8)	0.0042(4.2)	0.0056(5.6)	0.0873(88.1)	0.0002(0.2)	0.000002(0.0)
	北: 10km	0.260	0.0799	0.0000(0.0)	0.0000(0.0)	0.0067(8.4)	0.0729(91.3)	0.0003(0.4)	0.000000(0.0)
	北: 4.5km	0.270	0.2637	0.0000(0.0)	0.0001(0.0)	0.0048(1.8)	0.2584(98.0)	0.0004(0.1)	0.000003(0.0)
	北: 2km	0.310	0.2515	0.0001(0.1)	-	0.0002(0.1)	0.2503(99.6)	0.0006(0.2)	0.000010(0.0)
	北: 1km	0.500	0.1847	0.0010(0.5)	0.0001(0.1)	0.0012(0.6)	0.1820(98.5)	0.0004(0.2)	0.000003(0.0)
	50m	0.600	0.2078	0.0069(3.3)	0.0002(0.1)	0.0061(2.9)	0.1939(98.3)	0.0005(0.3)	0.000003(0.0)
	南: 1km	0.460	0.2565	0.0029(1.1)	0.0003(0.1)	0.0042(1.6)	0.2485(96.9)	0.0006(0.2)	0.000004(0.0)
9/26	南: 2km	0.340	0.1977	0.0006(0.3)	0.0006(0.3)	0.0306(15.5)	0.1649(83.4)	0.0011(0.5)	0.000002(0.0)
	南: 4.5km	0.260	0.1322	0.0003(0.2)	0.0013(1.0)	0.0013(0.9)	0.1287(97.3)	0.0006(0.5)	0.000001(0.0)
	北: 10km	0.270	0.5541	0.0001(0.0)	0.0108(1.9)	0.0249(4.5)	0.5178(93.5)	0.0004(0.1)	0.000001(0.0)
	北: 4.5km	0.470	0.5495	0.0005(0.1)	0.0048(0.9)	0.0045(0.8)	0.5392(98.1)	0.0005(0.1)	0.000002(0.0)
	北: 2km	0.710	0.5294	0.0033(0.6)	0.0046(0.9)	0.0032(0.6)	0.5169(97.6)	0.0014(0.3)	0.000019(0.0)
	北: 1km	0.580	0.3240	0.0348(10.7)	0.0081(2.5)	0.0028(0.9)	0.2774(85.6)	0.0008(0.2)	0.000002(0.0)
	50m	0.450	0.2448	0.0110(4.5)	0.0056(2.3)	0.0000(0.0)	0.2273(97.9)	0.0008(0.3)	0.000001(0.0)
9/26	南: 1km	0.470	0.1494	0.0021(1.4)	0.0029(1.9)	0.0000(0.0)	0.1441(96.4)	0.0004(0.3)	0.000001(0.0)
	南: 2km	0.630	0.1681	0.0004(0.2)	0.0038(2.2)	0.0027(1.6)	0.1596(94.9)	0.0016(0.9)	0.000001(0.0)
	南: 4.5km	0.450	0.0602	0.0001(0.1)	0.0113(18.8)	0.0000(0.0)	0.0476(79.1)	0.0011(1.9)	0.000001(0.0)

注1) 予測はすべて粒径10μmの粒子体として行った。
 注2) ()内は予測合計値に対する割合(%)

表2-2 予測結果(平成11年度、ケース4)

(単位: pgTEQ/m³)

系	種	実測値	ケース4						
			合計	大規模焼却炉		予測値			自動車
				A市清掃工場	大規模焼却施設	条例対象	業務用	家庭用	
10/19	北: 10km	-	0.0187	0.0000(0.0)	0.0003(1.4)	0.0029(15.3)	0.0152(81.3)	0.0004(2.0)	0.000001(0.0)
	北: 4.5km	0.039	0.2107	0.0000(0.0)	0.0003(0.1)	0.0014(0.7)	0.2083(98.9)	0.0006(0.3)	0.000011(0.0)
	北: 2km	-	0.1319	0.0002(0.1)	0.0002(0.2)	0.0121(9.2)	0.1187(89.9)	0.0008(0.6)	0.000016(0.0)
	北: 1km	0.045	0.1312	0.0008(0.6)	0.0003(0.3)	0.0036(2.8)	0.1253(95.6)	0.0011(0.8)	0.000006(0.0)
	50m	0.034	0.1312	0.0008(0.6)	0.0003(0.3)	0.0036(2.8)	0.1253(95.6)	0.0011(0.8)	0.000006(0.0)
	南: 1km	0.030	0.0633	0.0005(0.8)	0.0033(5.2)	0.0029(4.6)	0.0558(88.1)	0.0008(1.2)	0.000005(0.0)
	南: 2km	-	0.0374	0.0001(0.4)	0.0004(1.0)	0.0147(39.4)	0.0211(56.5)	0.0010(2.7)	0.000002(0.0)
10/20	南: 4.5km	0.034	0.0604	0.0000(0.1)	0.0004(0.7)	0.0055(9.1)	0.0539(89.2)	0.0006(1.0)	0.000001(0.0)
	北: 10km	0.021	0.0139	0.0001(0.4)	0.0000(0.1)	0.0013(9.5)	0.0124(89.2)	0.0001(0.7)	0.000001(0.0)
	北: 4.5km	0.026	0.0222	0.0010(4.7)	0.0001(0.3)	0.0004(2.0)	0.0203(91.5)	0.0003(1.5)	0.000006(0.0)
	北: 2km	0.013	0.0352	0.0010(2.9)	0.0001(0.2)	0.0015(4.2)	0.0323(91.8)	0.0003(1.0)	0.000010(0.0)
	北: 1km	0.024	0.0278	0.0003(0.9)	0.0000(0.1)	0.0008(3.0)	0.0262(94.3)	0.0004(1.6)	0.000002(0.0)
	50m	0.011	0.0278	0.0003(0.9)	0.0000(0.1)	0.0008(3.0)	0.0262(94.3)	0.0004(1.6)	0.000002(0.0)
	南: 1km	0.010	0.0120	0.0014(11.8)	0.0001(0.5)	0.0003(2.3)	0.0099(82.9)	0.0003(2.5)	0.000001(0.0)
10/21	南: 2km	0.015	0.0072	0.0004(5.5)	0.0001(0.9)	0.0002(3.1)	0.0063(88.0)	0.0002(2.4)	0.000000(0.0)
	南: 4.5km	0.021	0.0163	0.0002(1.2)	0.0001(0.4)	0.0030(18.5)	0.0127(77.6)	0.0004(2.4)	0.000001(0.0)
	北: 10km	0.072	0.0186	0.0000(0.1)	0.0000(0.1)	0.0049(26.6)	0.0135(72.4)	0.0001(0.8)	0.000000(0.0)
	北: 4.5km	0.049	0.0573	0.0010(1.4)	0.0001(0.2)	0.0012(1.8)	0.0648(96.0)	0.0004(0.6)	0.000007(0.0)
	北: 2km	-	0.0748	0.0013(1.7)	0.0001(0.1)	0.0005(0.7)	0.0725(96.9)	0.0004(0.6)	0.000012(0.0)
	北: 1km	0.040	0.0323	0.0010(3.0)	0.0001(0.2)	0.0004(1.2)	0.0305(94.4)	0.0004(1.1)	0.000004(0.0)
	50m	0.050	0.0323	0.0010(3.0)	0.0001(0.2)	0.0004(1.2)	0.0305(94.4)	0.0004(1.1)	0.000004(0.0)
10/21	南: 1km	0.045	0.0164	0.0020(12.1)	0.0001(0.6)	0.0004(2.2)	0.0136(83.1)	0.0003(2.1)	0.000001(0.0)
	南: 2km	-	0.0143	0.0002(1.3)	0.0001(0.8)	0.0014(9.4)	0.0124(86.3)	0.0003(2.2)	0.000001(0.0)
	南: 4.5km	0.057	0.0132	0.0000(0.1)	0.0001(0.9)	0.0015(11.0)	0.0115(86.7)	0.0002(1.4)	0.000001(0.0)

注1) 予測はすべて粒径10μmの粒子体として行った。
 注2) ()内は予測合計値に対する割合(%)

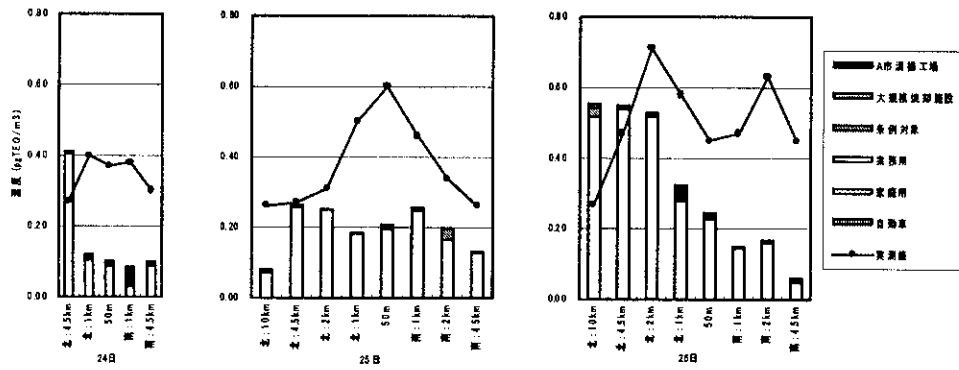


図2-2 予測結果(平成9年度、ケース6)

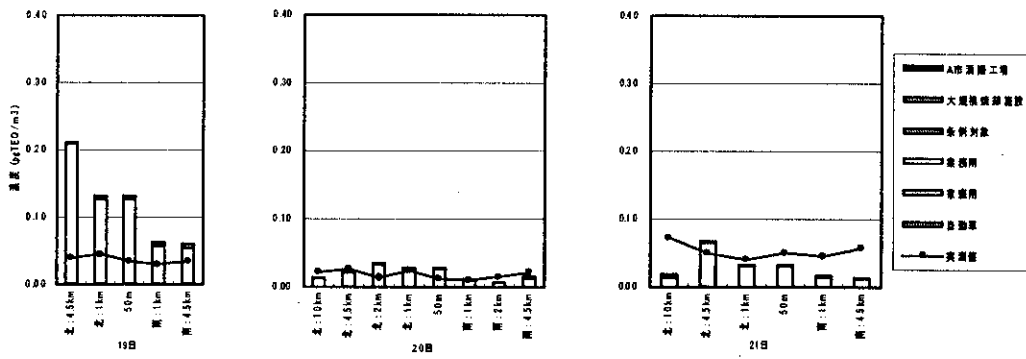


図2-3 予測結果(平成11年度、ケース4)

(5) 考察

本年度は、予測モデルをバフモデルに変更し、対象発生源を拡大して予測を行った。その結果、大規模焼却施設からの影響はほとんどなく、業務用小型焼却炉からの影響が大きいという結果となった。しかし、小型焼却炉については不確定性要素が多く、断定的なことはいえない状況である。そこで検討事項として、業務用小型焼却炉の諸データ(ダイオキシン類濃度、設置数)を複数ケース考えて予測を行ったところ、平成9年度の予測においてはケース6、7、8で、平成11年度の予測においてはケース2、3、4で、実測値に比較的近い結果となった。

また、以下の2つの状況(①、②)を考えると、平成9年度においてはケース6、平成11年度においてはケース4のパターンが現状をうまく表現していると思われる。このとき、ケース6はダイオキシン類濃度が平成9年度環境庁発表の平均値(210ngTEQ/Nm³)で、設置数が全国の業務用小型焼却炉設置割合から求めた数(927基)を用いた場合、ケース4はダイオキシン類濃度が平成9年度環境庁発表の平均値(210ngTEQ/Nm³)で、設置数が東京都の業務用小型焼却炉設置割合から求めた数(285基)を用いた場合である。

- ①平成9年度から平成11年度にかけては、学校での使用禁止や公共施設での使用自粛などの「小型焼却炉の自粛」が行われていたために、設置数や使用基数のかなりの減少があったと考えられる。
- ②一方、ダイオキシン類濃度においては、小型焼却炉は大規模焼却施設のように着実な対策を講ずることができなと考えられ、平成9年度と平成11年度では同程度であったと考えられる。

表2-3 実測値に比較的近い業務用小型焼却炉の予測条件

	ダイオキシン類濃度	設置数	ケース
平成9年度	210 ngTEQ/Nm ³	927 基	6
平成11年度	210 ngTEQ/Nm ³	285 基	4

これらのことより、大気中のダイオキシン類濃度は、小型焼却炉からの影響が無視できないと考えられる。

参考)「家庭用焼却炉からのダイオキシン類排出調査」(第21回全国都市清掃研究発表会講演論文集、池口孝・田中勝(国立公衆衛生院))によると、家庭用焼却炉からのダイオキシン類濃度はゴミの種類により0.3ngTEQ/Nm³~4500ngTEQ/Nm³の幅があるということである。

(6) まとめ

本年度の調査では、平成9年度および平成11年度の現地調査結果をもとに、ごみ焼却施設周辺環境におけるダイオキシン類の大気中濃度を再現できる拡散予測モデルを作成した。以下に詳細を示す。

- ①予測モデルは、滞留が考慮できるパフモデルを用いた。
- ②風の場合は、各地点での風状況を詳細に再現できるように測定局を複数選び、パフの中心が存在する点を囲む3つの測定局の風ベクトルより、距離の関数を重みとする加重平均による補間法から求めた。
- ③対象発生源としては、大規模焼却施設(大気汚染防止法対象)、小型焼却炉、自動車とした。
- ④大規模焼却施設(大気汚染防止法対象)および自動車の予測条件については、公表されているデータおよび実測値を基に設定した。
- ⑤小型焼却炉については、業務用小型焼却炉および家庭用小型焼却炉とし、面的に算定した。ただし、実態把握が可能であるA市条例対象施設については別途算定した。
- ⑥A市条例対象施設の予測条件は、実測値を基に設定し、ダイオキシン類濃度は平成10年度環境庁発表の平均値(32ngTEQ/Nm³)を用いた。
- ⑦業務用小型焼却炉の予測条件は、平成9年度、平成11年度別々に設定した。平成9年度については、ダイオキシン類濃度は平成9年度環境庁発表の平均値(210ngTEQ/Nm³)、設置数は全国の業務用小型焼却炉設置割合(事業所数の1.489%)から求めた数(予測対象範囲内に927基)とした。平成11年度については、ダイオキシン類濃度は平成9年度環境庁発表の平均値(210ngTEQ/Nm³)、設置数は東京都の業務用小型焼却炉設置割合(事業所数の0.458%)から求めた数(予測対象範囲内に285基)とした。
- ⑧家庭用小型焼却炉の予測条件は、ダイオキシン類濃度は平成10年度環境庁発表の平均値(32ngTEQ/Nm³)、設置数は東京都データをもとに世帯数密度に対する家庭用小型焼却炉の保有割合(2,290世帯/km²で0.129%)の関係式から求めた数(予測対象範囲内に2,614基)とした。

表2-4 予測条件

発 生 源		条 件		平成9年度	平成11年度
大規模焼却施設	—	ダイオキシン類濃度 (ngTEQ/Nm ³)		実測値	同左
小型焼却炉	A市条例対象施設	ダイオキシン類濃度 (ngTEQ/Nm ³)		32	同左
	業務用	ダイオキシン類濃度 (ngTEQ/Nm ³)		210	同左
		設置数(基)		927	285
	家庭用	ダイオキシン類濃度 (ngTEQ/Nm ³)		32	同左
設置数(基)		2,614	同左		
自動車	—	ダイオキシン類濃度 (ngTEQ/km/台)	大型車	0.00104	同左
			小型車	0.00048	同左

(7) 今後の課題

本年度の調査では、NO_xによる現況再現を行い予測モデル(パフモデル)の妥当性を示した。しかし、ダイオキシン類の予測においては、ある程度実測値を再現することはできたものの、影響が大きいと思われる業務用小型焼却炉の予測条件が不確かなものであるため、断定的なことはいえない状況であった。今後の課題としては以下の事項が考えられる。

A. 確かな小型焼却炉諸データ(以下の①～⑤)の把握

- ①設置状況(設置数および設置位置)
- ②稼働状況(稼働時間)
- ③排ガス量
- ④煙突高さ
- ⑤ダイオキシン類濃度

また、他の要因として、本年度は対象発生源をA市清掃工場を中心とした20km×20kmの範囲内と限定したが、実測値が大きい原因として以下の事項が考えられる。

B. 範囲外からの移流

さらに、ダイオキシン類は窒素酸化物(NO_x)や硫黄酸化物(SO_x)のように消滅せずに存在する物質であるため、すでに存在しているダイオキシン類が実測値を上昇させている可能性がある。このことより以下の事項も考えられる。

C. 風や自動車走行による巻き上げ

これらのことを踏まえて、ダイオキシン類の予測モデルを開発することが今後の大きな課題である。

3) 廃棄物焼却施設からのダイオキシン類環境影響把握調査

(1) 序

前年度調査では、廃棄物焼却施設から排出されるダイオキシン類の環境への影響寄与割合についての情報を得ることを目的として、2カ所の清掃工場のダイオキシン類排出実態調査結果の大気拡散モデルによる検討を行い、大気中濃度については、概ね予測値が実測値よりも1～2オーダー低かったが、降下量については、予測値が実測値とオーダー的によい整合を示した地点が見られた。

今年度はモデルの更なる改良を目指して、対象施設以外の発生源を考慮した試算と、有効煙突高さ算出モデルの改良および建屋影響によるダウンウォッシュを考慮したモデルの検討を行った。前者についてはK市A工場を対象とし、後者については東北地方のY県下C組合の廃棄物焼却施設を対象とした。

(2) K市A工場周辺調査（周辺発生源を取り込んだ拡散計算）

K市A工場を対象とした前年度の試算では、予測結果は実測濃度との比較からはかなり過小評価となった。その大きな要因としてA工場以外の発生源の影響があった可能性が挙げられる。今回、A工場以外にいくつかの発生源を取り込み、予測計算を実施した。なお他の発生源の排出濃度がTEQ換算値でしか得られなかったため、A工場を含めTEQ換算濃度で試算を行った。

①対象施設の概要

対象とした発生源はK市内外のいわゆる清掃工場とその他一般事業所の廃棄物焼却炉（法対象規模）及び法対象規模以下の小型焼却炉である。環境中濃度測定地点より、清掃工場については約20km圏内、その他施設については約10km圏内に存在する施設を対象とした。各発生源からのダイオキシン類排出量を表3-1に示す。A工場の排出量は全体の約9%であった。

表3-1 対象施設からのダイオキシン類排出量 (g-TEQ/日)

	A工場	K市内	K市外
清掃工場	0.0199	0.0407	0.1060
廃掃法対象 業務用焼却施設	—	0.0465	
業務に関わる焼却 (小型焼却炉等)	—	0.00762	—
合計	0.221		

②試算結果

試算結果を表3-2に示す。今回はTEQ換算での試算であるが、A工場以外の発生源を取り込んだ結果、重合寄与濃度の実測値に対する割合は、A工場近傍（2km以内）の測定地点で20～45%程度、やや遠方の測定点で12～18%程度と、A工場単独の寄与に比較し、特に遠方でかなりの改善がみられた。また、今回用いた清掃工場以外の焼却炉の排ガス中ダイオキシン類濃度は平成9～10年の測定値であり、本調査対象時の平成8年時点ではこれらの施設の排ガス中ダイオキシン類濃度は、今回用いた濃度より高かった可能性が考えられる。さらに、規制対象以下の小規模焼却施設については、廃棄物焼却量や排ガス中のダイオキシン類濃度等についての情報が乏しいため、予測寄与濃度の精度は低いと言わざるを得ず、寄与がもっと大きい可能性も充分ある。

また焼却炉以外の産業系施設（製鋼用電気炉他）や自動車排ガスといったその他の発生源も含まれていない。今後、これらも含めた予測計算が必要と考えられる。

表3-2 大気中ダイオキシン類濃度日平均値試算結果

	測定地点名	実測濃度	発生源分類別予測濃度						実測再現率
			A工場	市内工場	市外工場	事業系	小型焼却炉等	重合	
8月 20日	境界グラウンド	0.131	0.042 (31.7)	0.002 (1.4)	0.014 (10.6)	0.001 (0.4)	0.001 (1.1)	0.059 (45.2)	45.2
	1km地点	0.161	0.047 (29.2)	0.002 (1.0)	0.014 (8.7)	0.001 (0.3)	0.004 (2.3)	0.067 (41.5)	41.5
	2km地点	0.159	0.041 (25.5)	0.001 (0.7)	0.014 (8.6)	0.001 (0.4)	0.005 (3.2)	0.061 (38.4)	38.4
	5km地点	0.196	0.015 (7.4)	0.001 (0.3)	0.006 (3.0)	0.001 (0.6)	0.010 (5.3)	0.033 (16.7)	16.7
	10km地点	0.135	0.002 (1.7)	0.001 (0.5)	0.013 (9.5)	0.000 (0.0)	0.001 (0.5)	0.017 (12.3)	12.3
8月 21日	境界グラウンド	0.339	0.065 (19.1)	0.001 (0.4)	0.023 (6.7)	0.005 (1.4)	0.001 (0.3)	0.095 (27.9)	27.9
	1km地点	0.396	0.052 (13.0)	0.002 (0.4)	0.027 (6.9)	0.003 (0.7)	0.003 (0.9)	0.086 (21.8)	21.8
	2km地点	—	0.038 (-)	0.002 (-)	0.029 (-)	0.002 (-)	0.004 (-)	0.075 (-)	—
	5km地点	0.485	0.012 (2.4)	0.005 (1.0)	0.019 (4.0)	0.006 (1.3)	0.017 (3.5)	0.060 (12.3)	12.3
	10km地点	—	0.004 (-)	0.002 (-)	0.031 (-)	0.004 (-)	0.001 (-)	0.042 (-)	—
8月 22日	境界グラウンド	0.209	0.051 (24.6)	0.002 (1.1)	0.008 (3.8)	0.001 (0.6)	0.002 (1.0)	0.065 (31.0)	31.0
	1km地点	0.222	0.060 (26.8)	0.003 (1.4)	0.010 (4.3)	0.002 (0.9)	0.004 (1.6)	0.078 (35.0)	35.0
	2km地点	—	0.058 (-)	0.004 (-)	0.008 (-)	0.004 (-)	0.006 (0.0)	0.079 (-)	—
	5km地点	0.313	0.018 (5.8)	0.010 (3.2)	0.006 (1.9)	0.010 (3.1)	0.011 (3.6)	0.055 (17.6)	17.6
	10km地点	—	0.004 (-)	0.004 (-)	0.019 (-)	0.004 (-)	0.004 (-)	0.036 (-)	—

単位はpg-TEQ/m³、カッコ内の数字は重合濃度に対する割合

(3) Y県C組合清掃工場周辺調査(モデルの検討)

①対象施設の概要

表3-3に対象とした清掃工場の新旧施設の概要を示す。

表3-3 対象施設の概要

	旧施設	新施設
竣工 停止	1976年9月 1998年9月17日	1999年3月(予定) (1998年10月より試運転)
処理能力	30t/8h × 4炉 = 120t/日	85t/24h × 3炉 = 255t/日
炉形式	ストーカ炉+水噴射(2炉1系)	ストーカ炉+ボイラ(発電)
排ガス処理 排ガス処理	マルチサイクロン(2炉1系) +EP(4炉1系)	減温塔+BF(活性炭) +白防空気 (1炉1系)
煙突 実高さ 口径(等価)	1本 55 m 2.4 m	1本(集合) 59 m 0.8×3(1.4) m
排ガス温度	242 °C	162 °C
D X N排出量	立上時 : 112 mg/h 定常時 : 227 mg/h 立下時 : 178 mg/h	1号 : 0.078 2号 : 0.041 合計 : 0.183 3号 : 0.066 mg/h

②大気拡散モデルによる試算

A. モデルの改良点

発生源モデル、気象モデルは前年度調査の場合と同じである。今年度は、有効煙突高さモデルと建物影響によるダウンウォッシュの考慮の点について改良した。

(a) 有効煙突高さモデルの改良

煙突から排出された煙が有効煙突高さに達するにはある程度の時間を要するものと思われ、煙源近傍の地点では煙の上昇過程で煙流の影響を受けているものと推測されるので、有風時に煙源近傍については排煙の上昇過程を考慮した有効煙突高さ算出式を用いるような改良を試みた。

(b) ダウンウォッシュの考慮

旧施設における実態調査実施時、すでに傍には新施設の建屋が存在していた。このため特定の風向のとき、旧施設煙突から排出された煙流の拡散は新施設建屋の影響を受けていた可能性がある。今回の試算では旧施設期間中の建屋影響(新施設建屋)を考慮した場合の試算を行った。

B. 試算結果

初年度と同様に表3-4に示す発生源想定ケースについて試算を行った。大気中濃度の試算結果を表3-5に、降下量の試算結果を表3-6に示す。新施設は排出量が激減しているため、その予測結果についてはここでは割愛した。

表3-4 想定ケース一覧

ケース	概要
1	標準ケース（粒子体の粒径分布はA清掃工場データ使用）
2	全量をガス体と想定したケース
3	粒子体の粒径を全量 $5\mu\text{m}$ としたケース
4	粒子体の粒径を全量 $20\mu\text{m}$ としたケース
5	粒子体の粒径を全量 $50\mu\text{m}$ としたケース

有効煙突高さの算出に排煙の上昇過程を考慮することで、有風時に寄与がみられない煙源直近点を除いて、煙源から近い地点における濃度再現に改善が見られた。

大気中濃度測定実施期間中はダウンウォッシュが適用される気象条件がなかったため、ダウンウォッシュについては降下量についてのみの評価となる。

もともと降下量についてはダウンウォッシュを考慮する以前から実測値と計算値はオーダー的には合致していたが、さらに改善が見られたといえる。

表3-5 大気中ダイオキシン類日平均濃度の試算結果

(1) 排煙の上昇過程を考慮しない場合

期間	測定地点	実測濃度	ケース				
			1	2	3	4	5
9月 10日 11日	50m 地点	29	3.5	3.5	3.5	3.5	3.7
	東 1 km 地点	22	8.9	8.9	9.0	11.	22.
	東 2 km 地点	12	6.9	6.9	6.9	7.7	11.
	東 5 km 地点	6	4.3	4.4	4.3	4.2	1.9
	西 1 km 地点	12	2.8	2.8	2.8	3.1	6.1
	西 2 km 地点	12	2.1	2.1	2.2	2.4	4.2
	西 5 km 地点	9.4	0.57	0.57	0.57	0.58	0.65
	西 10km 地点	3.5	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18

(2) 排煙の上昇過程を考慮した場合

期間	測定地点	実測濃度	ケース				
			1	2	3	4	5
9月 10日 11日	50m 地点	29	3.5	3.5	3.5	3.5	3.7
	東 1 km 地点	22	27.	27.	27.	30.	28.
	東 2 km 地点	12	12.	12.	12.	13.	7.5
	東 5 km 地点	6	4.7	4.9	4.7	4.3	1.4
	西 1 km 地点	12	2.8	2.8	2.8	3.1	6.0
	西 2 km 地点	12	2.1	2.1	2.1	2.4	4.2
	西 5 km 地点	9.4	0.57	0.57	0.57	0.58	0.64
	西 10km 地点	3.5	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18

注：濃度は TEQ ではなく、ダイオキシン類総量。単位は pg/m³。

表3-6 ダイオキシン類降下量の試算結果

(1) ダウンウォッシュを考慮しない場合

期間	測定地点	実測値	ケース				
			1	2	3	4	5
8月 25日 9月 17日	50m 地点	110	103.	20.1	103.	107.	130.
	東 1 km 地点	5.3	7.33	1.33	7.40	10.7	51.8
	東 2 km 地点	29	6.21	0.993	6.28	9.62	43.1
	東 5 km 地点	2.3	3.73	0.539	3.77	5.75	10.3
	西 1 km 地点	12	9.76	1.87	9.82	12.6	43.8
	西 2 km 地点	11	9.02	1.63	9.07	11.8	45.4
	西 5 km 地点	2.9	3.83	0.678	3.85	4.99	8.83
	西 10km 地点	1.4	1.99	0.363	2.00	2.54	1.99

(2) ダウンウォッシュを考慮した場合

期間	測定地点	実測値	ケース				
			1	2	3	4	5
8月 25日 9月 17日	50m 地点	110	105	20.4	105	109	132
	東 1 km 地点	5.3	7.40	1.33	7.47	10.9	53.
	東 2 km 地点	29	6.32	0.994	6.39	9.83	44.4
	東 5 km 地点	2.3	3.78	0.539	3.82	5.86	10.2
	西 1 km 地点	12	9.76	1.87	9.82	12.6	43.8
	西 2 km 地点	11	9.02	1.63	9.07	11.8	45.4
	西 5 km 地点	2.9	3.83	0.678	3.85	4.99	8.83
	西 10km 地点	1.4	1.99	0.363	2.00	2.54	1.99

注：濃度は TEQ ではなく、ダイオキシン類総量。単位は ng/m²/day。

第2章 ごみ処理施設から排出されるダイオキシン類の挙動に関する研究

1. ダイオキシン類の大気沈降沈着解析

1. 1 研究目的

ダイオキシン類の大気から地表面への移行に関する知見を得るため、環境大気中濃度および沈着量、雨水中濃度の測定を行った。

平成9年度および10年度からの継続研究として行うほか、今年度は次のような視点についても検討を行った。

1.) 雨水中濃度を決定する因子の検討

雨水中のダイオキシン類は大気に由来すると考えられる。大気中濃度と雨水中濃度の関連について検討する。

雨水中へのダイオキシン類の移行に関しては、大気中気相物質のガス吸収と、大気中粒子相物質のエアロゾルごとの取り込みの2種類が考えられる。昨年度にも雨水中濃度の測定は行ったが、雨水中の溶解相と粒子吸着相の区別を行わなかったため、ガス吸収およびエアロゾル粒子取り込みのそれぞれの寄与を明確にすることができなかった。よって今回は、採取した雨水をろ過し別々に分析し、雨水中のダイオキシン類の存在形態についても知見を得る。

降雨による大気汚染物質の除去（＝地表面への移行）に関して、雨水中濃度と大気中濃度との関係が研究されている。ここでは、scavenging ratio が使用される。

overall scavenging ratio (W) は次式で定義される。

$$W = \text{雨水中濃度 (溶解相 + 粒子相)} \div \text{大気中濃度 (気相 + 粒子相)}$$

ここで、Wは無次元。雨水および大気中濃度は体積ベース。

このWはさらに、気相と粒子相の寄与を分けて考えるため、次のように細分される。

$$W = W_v (1 - \phi) + W_p \phi$$

W_v : vapor scavenging ratio = 雨水中濃度 (溶解相) \div 大気中濃度 (気相)

W_p : particle scavenging ratio = 雨水中濃度 (粒子相) \div 大気中濃度 (粒子相)

ϕ : 大気中における粒子相での存在比[-]

なお W_v は大気中気相の化学物質の雨水への溶け込みを表すものであり、実測されるほか気液分配平衡 ($W_v = RT/H$) を用いて検討される例もある。

2) 測定時期

昨年度の測定時期は秋季 (10 月) および春季 (3 月) であった。よって今年度は、夏季および冬季に測定を行う。

3) 沈着量における、試料採取方法の違いによる測定値の違いの検討

降下ばいじん採取装置として、ダストジャーとデポジットゲージが一般的である。ダイオキシン類の沈着量として、水を入れたダストジャーとデポジットゲージを採取装置として降下ばいじん中ダイオキシン類濃度を測定した結果では、デポジットゲージの方がやや高い値が出たことが松村ら¹⁾により報告されている。試料採取方法の違いにより値が異なるのでは、他の報告値との比較としての意味がなくなってしまう。よって試料採取方法と測定値の関係の詳細な知見は重要である。

また昨年度の測定において、PCBs の「雨水による降下量」 > 「降下ばいじん+雨水による降下量」という、一見矛盾した結果となった。これについては測定数が少ないため確固としたことは言えないが、PCBs がダストジャーに降下した後再揮発したことも考えられなくはない。再揮発を考えると、上部が完全に開いているダストジャーと、上部が漏斗であるために開口部が比較的小さいデポジットゲージでは、再揮発の起こりやすさは異なると考えられる。この違いが、降下ばいじんによる化学物質沈着量の測定値にどれだけ影響を与えるかは不明である。

PCDD/Fs と Co-PCBs ではその物性が異なる。よって、降下ばいじん採取方法の違いによる測定値の違いの大きさが、PCDD/Fs と Co-PCBs で異なる可能性がある。

よって、沈着量の測定に際し、ダストジャーとデポジットゲージの両方を設置し、両者を分析し、比較検討する。

1. 2 実験

1) 試料採取日

夏季 (1999 年 7 月下旬～8 月上旬) および冬季 (2000 年 1 月下旬～2 月上旬) に試料採取を行った。詳細は以下の通りである。

◎ 夏季 降下ばいじん、雨水： 7月30日～8月17日

大気： 8月9日～12日

◎ 冬季 降下ばいじん、雨水：1月7日～21日

大気：1月12日～15日

2) 試料採取場所

京都大学構内で試料を採取した。

3) 分析対象の化学物質

- ・ PCDD/Fs (2,3,7,8-置換異性体(17種)、各同族体)
- ・ PCBs (coplanar 異性体(TEF 12種+ジオルト体2種)、各同族体、主要異性体)
- ・ PAHs (USEPA 定義 16成分)

4) 試料採取の詳細

・大気：

環境庁「環境大気中のダイオキシン類測定分析技術指針」に従い、ポリウレタンフォーム (PUF) 2個およびガラス繊維ろ紙 (GFF) 1枚を装着したハイボリュームエアサンプラーを用いて、流速 700 L/分で 72時間連続採取した。また同時に、PUF 3個および GFF 1枚を装着したローボリュームエアサンプラーを用いて、50 L/分で 72時間連続採取した。

採取試料については、気相、粒子相ごとの値を得るため、PUF、GFF ごとに分析を行った。

・降下ばいじん：

降下ばいじん試料については、ダストジャー (ステンレス製、内径 45cm×高さ 45cm) およびデポジットゲージ (漏斗部の内径 30cm、へりの高さ 14cm) を測定期間中静置し、測定期間終了後にジャー内、およびデポジットゲージ下部のガラスびんにたまっていた水を試料とした。なお、ジャー内の沈着表面が常に液面となるように、設置前にあらかじめジャー内にジエチレングリコール 500mL を入れた。デポジットゲージについても同様に、漏斗下部のびん内にあらかじめジエチレングリコール 500mL を入れた。なおデポジットゲージ下部の (降下物蓄積用) ガラスびんは、アルミ箔で外壁を覆い遮光した状態で設置した。

・雨水：

雨水試料については、デポジットゲージ(柴田科学器械工業 大気降下物採取器 MODEL W-102、開口部面積 0.10 m²) および褐色ガラスびんを用いて採取した。なおデポジットゲージについては、降雨のみを採取するために自動雨水採取装置(柴田科学器械工業 AUTOMATIC RAIN SAMPLER MODEL W-2B)を用いた。自動雨水採取装置の模式図を図 3-1-1 に示す。これは、降雨の有無をセンサーにより検知し、降雨時にはデポジットゲージのふたを開け非降雨時にはふたを閉じる装置である。

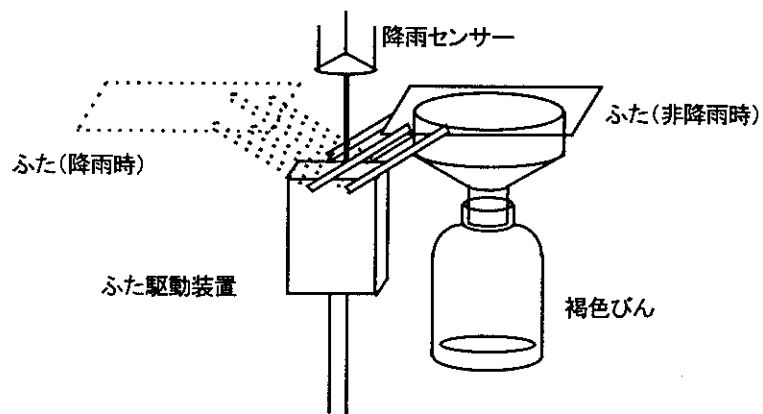


図 3-1-1 自動雨水採取装置の模式図

雨水については、雨水中の化学物質の存在形態(溶解状態か固体吸着状態か)ごとに分析するため、雨水試料採取後、雨水を吸引ろ過し、ろ液(溶解相として)と残さ(粒子吸着相として)とに分離しそれぞれについて分析を行った。ろ過はガラスフィルター(Whatman 製 GF-F、平均孔径 0.7 μm、内径 90mm)1枚とメンブランフィルター(ADVANTEC 製、平均孔径 0.45 μm、内径 90mm)1枚を重ねて用いた。

1. 3 結果および考察

測定値の詳細は資料に示す。

大気中濃度の測定結果について、以下、ハイボリュームエアサンプラーによる値を“HV”、ローボリュームエアサンプラーによる値を“LV”と略記する。

1) PCDD/Fs

(1) 大気

夏季はHVで3.8 pg/m³、LVで4.5 pg/m³、TEQ換算濃度ではHVで0.042 pgTEQ/m³、LVで0.028 pgTEQ/m³であった（WHO-TEFによる）。

冬季はHVで7.8 pg/m³、LVで7.9 pg/m³であった。またTEQ換算濃度ではHVで0.12 pgTEQ/m³、LVで0.090 pgTEQ/m³であった（WHO-TEFによる）。

値は日本における低めの値に近いオーダーであった。

HVとLVの測定値の比較を行う。同族体について、LVとHVの測定値のグラフを図3-1-2、3-1-3に示す。

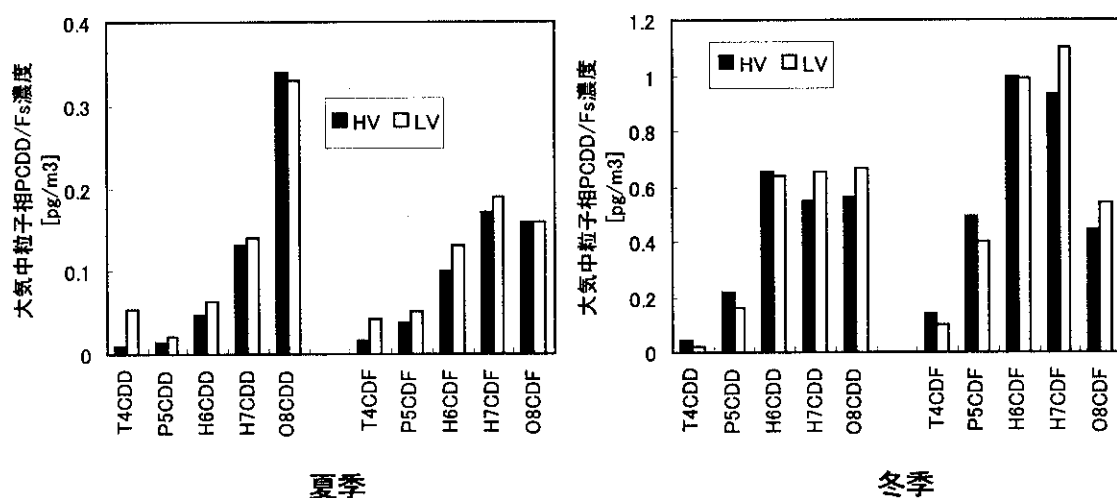


図3-1-2 大気中粒子相PCDD/Fs濃度:HVおよびLV

図3-1-2は、GFF（＝粒子相）の値である。

HVによる値とLVによる値はおおむねよく一致している。

ただし夏季の試料について、ダイオキシン、フランとも4塩素化物でLVの値がHVよりも高い。冬季の試料ではそのような傾向は見られない。これについては、固体への吸着性が相対的に低いと考えられる低塩素化物では、エアロゾルのろ紙への捕集後に分子の離脱が起こっており、より多くの空気がろ紙を通過するHVでその度合いが大きい、という説明が考えられるだろう。なお昨年度の春季の測定においても、1試料についてLV、HVの両方で測定が行われている（LVの測定値は未報告）が、こちらではこのような傾向が見られなかった。捕集後の離脱は気温に影響を受ける（気温の高い時期のみ起こる）ことが推定される。

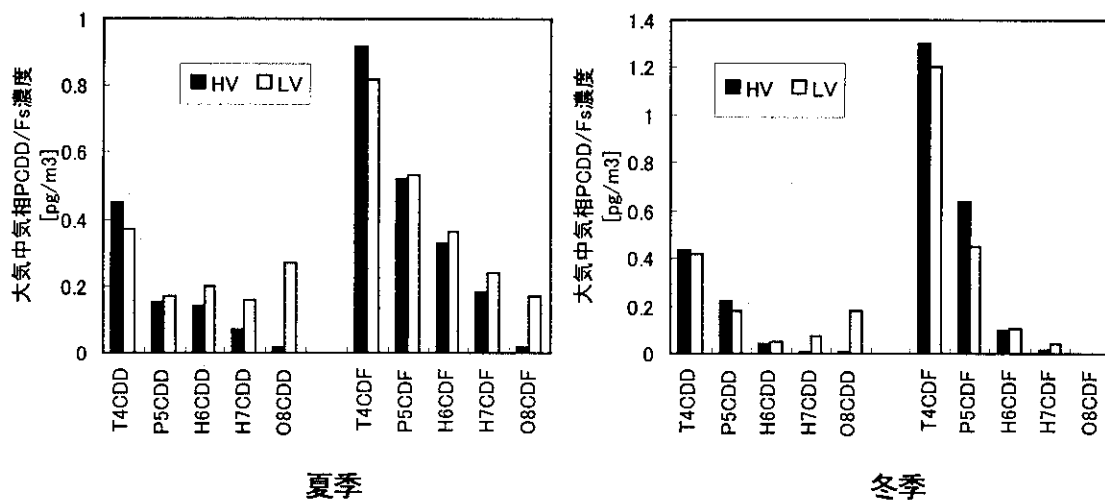


図 3-1-3 大気中気相 PCDD/Fs 濃度:HV および LV

図 3-1-3 は、PUF (=気相) の値である。こちらでは、ダイオキシン、フランとも低塩素化物で HV > LV、高塩素化物で HV < LV という傾向が見られ、特に 7,8 塩素化の PCDDs で差が著しいが、これについては理由は不明である。なお PUF 相については、昨年度春季の LV の測定値についても同様な傾向 (8 塩素化物が LV で高い) が見られた (LV の測定値は未報告)。

(2) 降下ばいじん

夏季は、デポジットゲージで 1700 pg/m²/d、ダストジャーで 1300 pg/m²/d であった。TEQ 換算濃度ではデポジットゲージで 23 pgTEQ/m²/d、ダストジャーで 20 pgTEQ/m²/d であった (WHO-TEF による)。

冬季は、デポジットゲージで 2300 pg/m²/d、ダストジャーで 1200 pg/m²/d であった。TEQ 換算濃度ではデポジットゲージで 32 pgTEQ/m²/d、ダストジャーで 19 pgTEQ/m²/d であった (WHO-TEF による)。

値は日本の中都市程度の値であった。デポジットゲージの方がやや高いという本結果は、松村らの報告¹⁾と同じ傾向であった。

両者の同族体分布を比較する (図 3-1-4)。ダストジャーとデポジットゲージの同族体分布を比較すると、PCDDs、PCDFs とともに、高塩素化物側でデポジットゲージの値が大きい。