

二恶英及其类似物 I 环境与食品污染*

吴永宁 王绪卿 中国预防医学科学院营养与食品卫生研究所(100050)

二恶英(dioxin)是非人为生产、没有任何用途伴随存在于各种环境介质的一类环境持续存在的污染物。因其毒性极高,世界卫生组织规定人体暂定每日允许摄入量为1~4 pg/kg BW,由于公众对环境污染问题的广泛关注,对其研究已成为当今环境研究领域的前沿课题。

1 结构与术语 二恶英从化学术语上是不准确的,实际上它指一类氯代含氧三环芳烃类化合物。属于含氧三环芳烃类化合物二苯并-对-二恶英(dibenzo- p- dioxin)和二苯并呋喃(dibenzofuran),这类化合物环上的氢可以被氯取代,如2,3,7,8-四氯代二苯并-对-二恶英(2,3,7,8- TCDD 或 TCDD)。因此,确切的术语应为多氯代二苯并-对-二恶英(PCDD)和氯代二苯并呋喃(PCDFs)。氯取代的数量和位置决定了其同系物异构体的数量,如PCDDs有75个异构体,而PCDFs有135个异构体,后者异构体的数量更多是由于呋喃这一不对称结构所致。^[1~4]具有代表性的PCDD/Fs的名称、缩写、分子式及理化特性见表1。

有时,文献中将具有二恶英活性的更广泛的卤代芳烃化合物统称为二恶英及其类似物(Dioxin-like compounds),这还包括多氯联苯(PCBs)、氯代二苯醚和氯代萘等。除了氯代化合物外溴代(PBDD/Fs和PBBs)及其他混合卤代化合物也包括在内。^[1~5]

2 环境化学特性 这类氯代化合物的化学特性相似,均为固体、沸点与熔点较高、具有亲脂性而不溶于水。PCDD/Fs在环境中具有以下4个共同特征:^[1~4]

(1)热稳定性:PCDD/Fs极其稳定,加热到800℃才降解,然而要大量破坏时温度需要超过1000℃。

(2)低挥发性:这些化合物的蒸汽压极低,因而除了气溶胶颗粒吸附外在大气中分布较少,而在地面可以持续存在。

(3)脂溶性:极具亲脂性,辛烷/水的分配系数的对数值极高(log Kow在6左右)。因而在食物链中,PCDD/Fs可以通过脂质发生转移和生物富积。

(4)环境中稳定性高:尽管紫外线可以很快破坏PCDD/Fs,但在大气中由于主要吸附于气溶胶颗粒而可以抵抗紫外线。一旦进入土壤,对理化因素和生物降解都具有抵抗作用,平均半衰期约为9年,因而可在环境中持续存在。

3 毒性当量(Toxic equivalencies, TEOs) 环境中存在的二恶英以其混合物形式存在,评价接触这些混合物对健康产生的潜在效应并非含量简单相加。为评价这些混合物对健康影响的潜在效应,提出了毒性当量的概念,并通过毒性当量因子(Toxic equivalency factor, TEF)来折算。TEF是对某个化合物异构体的相对毒性,以毒性最强的2,3,7,8-TCDD的TEF为1,其他二恶英异构体的毒性折算成相应的相对毒性强度。不同的研究者根据不同的试验条件可以得出不同的TEF值。然而,由于动物毒性及其Ah受体的活性在不同研究者之间相差不大,TEF值也就相差0.1左右。为了国际间的比较,规定了所谓的国际毒性当量因子(I-TEF)。1997年世界卫生组织(WHO)修订了毒性当量因子,称为WHO-TEF;^[6]同时还规定了PCBs的WHO-

* 国家自然科学基金资助课题

TEF, 因此可以计算二恶英及其类似物的总 TEQs。

表 1 代表性 PCDD/ Fs 的名称、缩写、分子式、分子量及理化特性

缩写	名称	分子式	分子量	熔点 ℃	蒸汽压 Pa	Log K _{ow}	I- TEF	WHO- TEF
DD	二苯并[1, 4] 二恶英	C ₁₀ H ₈ O ₂	184. 2	122	5. 5 × 10 ^{- 2}	4. 30	0	0
2, 7- DCDD	2, 7- 二氯二苯并 [1, 4] 二恶英	C ₁₂ H ₆ Cl ₂ O ₂	253. 0	209	1. 2 × 10 ^{- 4}	5. 75	0	0
2, 3, 7, 8- TCDD	2, 3, 7, 8- 四氯二苯并 [1, 4] 二恶英	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O ₂	321. 98	305	2. 0 × 10 ^{- 7}	6. 80	1. 0	1. 0
1, 2, 3, 7, 8- PeCDD	1, 2, 3, 7, 8- 五氯二苯并 [1, 4] 二恶英	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O ₂	356. 42	240	5. 8 × 10 ^{- 8}	6. 64	0. 5	1. 0
1, 2, 3, 4, 7, 8- HxCDD	1, 2, 3, 4, 7, 8- 六氯二 苯并[1, 4] 二恶英	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	390. 87	273	5. 1 × 10 ^{- 9}	7. 80	0. 1	0. 1
1, 2, 3, 6, 7, 8- HxCDD	1, 2, 3, 6, 7, 8- 六氯二 苯并[1, 4] 二恶英	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	390. 87	285	4. 8 × 10 ^{- 9}		0. 1	0. 1
1, 2, 3, 7, 8, 9- HxCDD	1, 2, 3, 7, 8, 9- 六氯二 苯并[1, 4] 二恶英	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	390. 87	243	6. 5 × 10 ^{- 9}		0. 1	0. 1
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8- HpCDD	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8- 七氯 二苯并[1, 4] 二恶英	C ₁₂ HCl ₇ O ₂	425. 31	264	7. 5 × 10 ^{- 10}	8. 00	1 × 10 ^{- 2}	1 × 10 ^{- 2}
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9- OCDD	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9- 八氯 二苯并[1, 4] 二恶英	C ₁₂ Cl ₈ O ₂	460. 76	325	1. 1 × 10 ^{- 10}	8. 20	1 × 10 ^{- 3}	1 × 10 ^{- 4}
2, 3, 7, 8- TCDF	2, 3, 7, 8- 四氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₄ Cl ₄ O	305. 98	227	2. 0 × 10 ^{- 6}	6. 53	0. 1	0. 1
1, 2, 3, 7, 8- PeCDF	1, 2, 3, 7, 8- 五氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O	340. 42	225	2. 3 × 10 ^{- 7}	6. 79	5 × 10 ^{- 2}	5 × 10 ^{- 2}
2, 3, 4, 7, 8- PeCDF	2, 3, 4, 7, 8- 五氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₃ Cl ₅ O	340. 42	196	3. 5 × 10 ^{- 7}	6. 92	0. 5	0. 5
1, 2, 3, 4, 7, 8- HxCDF	1, 2, 3, 4, 7, 8- 六氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	374. 87	256	3. 2 × 10 ^{- 8}		0. 1	0. 1
1, 2, 3, 6, 7, 8- HxCDF	1, 2, 3, 6, 7, 8- 六氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	374. 87	232	2. 9 × 10 ^{- 8}		0. 1	0. 1
1, 2, 3, 7, 8, 9- HxCDF	1, 2, 3, 7, 8, 9- 六氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	374. 87	246	2. 4 × 10 ^{- 8}		0. 1	0. 1
2, 3, 4, 6, 7, 8- HxCDF	2, 3, 4, 6, 7, 8- 六氯二苯并 [1, 4] 呋喃	C ₁₂ H ₂ Cl ₄ O ₂	374. 87	239	2. 6 × 10 ^{- 8}		0. 1	0. 1
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8- HpCDF	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8- 七氯二 苯并[1, 4] 呋喃	C ₁₂ HCl ₇ O	409. 31	236	4. 7 × 10 ^{- 9}	7. 92	1 × 10 ^{- 2}	1 × 10 ^{- 2}
1, 2, 3, 4, 7, 8, 9- HpCDF	1, 2, 3, 4, 7, 8, 9- 七氯二 苯并[1, 4] 呋喃	C ₁₂ HCl ₇ O	409. 31	221	6. 2 × 10 ^{- 9}		1 × 10 ^{- 2}	1 × 10 ^{- 2}
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9- OCDF	1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9- 八氯 二苯并[1, 4] 呋喃	C ₁₂ Cl ₈ O	444. 76	258	5. 0 × 10 ^{- 10}	8. 78	1 × 10 ^{- 3}	1 × 10 ^{- 4}

4 环境中 PCDD/ Fs 污染来源 卤代芳烃衍生物可以与酚的金属盐通过消除反应去除卤盐形成相应的二芳烃醚, 称为 Ullmann 反应。这一反应十分普遍, 可在高温下于水或极性介质中发生, 并由金属(特别是铜)催化。形成的氯代醚类中间物为二恶英前体, 在 PCDD/ Fs 的形成中起重要作用。因为 O, O'- 取代二苯醚的简单环化不能形成二恶英, 2, 5- 二氯酚缩合形成 PCDD/ Fs 的过程可能是通过 Smiles 重排, 即分子内亲核取代使芳烃中的杂原子发生转移形成。^[4]

前体物如 2, 4, 5- 三氯酚(TCP) 和 PCBs 等出现在燃烧过程中, 或伴随 Ullmann 反应条件(碱性环境), 就可以形成 PCDD/ Fs。PCDD/ Fs 可以直接从五氯酚(PCP) 及其钠盐(PCP- Na) 中形成(而且产率相当高), 或通过醚桥键的水解从 2, 4, 5- 三氯酚氧乙酸(2, 4, 5- T) 中形成。

在工业化国家, PCDD/ Fs 主要来自城市固体垃圾焚烧、含氯化学品的杂质、纸浆漂白和汽车尾气的排放。

4.1 含氯化合物的使用

含氯化合物的合成与使用^[1, 3] 许多有机氯化学品在溶液中进行合成时均有可能形成二恶英。氯酚(特别是氯代酚氧乙酸)、PCBs、氯代苯醚类农药、六氯苯和菌螨酚等均伴随着痕量 PCDD/ Fs 的产生。这些含有机氯化学品在使用或意外事故进入环境时, PCDD/ Fs 作为杂质不可避免地伴随着污染环境。TCP 是 2, 4, 5

- T 合成中的一个重要中间体,由 1,2,4,5- 四氯苯通过酚解产生。这一过程可以产生 PCDD/Fs, 其中重要的是 2,3,7,8- TCDD。美国 70 年代在越南战争中使用的落叶剂[2,4,5- T 的丁酯与 2,4- 二氯酚(2,4- D) 按 1:1 混合]中 TCDD 含量为 0.02~ 47 mg/kg。

氯酚可由酚类化合物直接氯化或氯苯水解而来,其 PCDD/Fs 含量可达 130 mg/kg。自 1950 年代以来氯酚作为杀虫剂、防腐剂、消毒剂得到广泛应用,到 1978 年工业化国家年产 150 万吨。我国由于血吸虫预防的需要,年生产量 PCP- Na 近万吨用来消灭钉螺,在十多个省、市、自治区使用。我国生产 PCP- Na 主要采用六六六无效体热解成三氯苯,再氯化生成六氯苯,最后碱解形成。六六六热解生成多氯苯的残渣中含有大量 PCDD/Fs,可达 40%,其中主要为七氯和八氯取代产物,PCP 中 HxCDD 水平为 0.66~ 38.5 mg/kg、HpCDFs 和 OCDF 都可以分别高达 300 mg/kg。PCP- Na 中 HxCDD 水平为 1.55~ 16.3 mg/kg,其中 2,3,7,8- TCDD 为 0.21~ 0.56 $\mu\text{g/kg}$ 。这些残渣本身的排放也对环境造成污染。

自 1930 年以来,PCBs 混合物被广泛用于电器设备如电缆、变压器和电容的绝缘液体。也用于塑料等的添加剂和曾经作为无焰热交换液体来生产食用油。年产量可能超过 50 万吨。主要由于环境污染问题,在欧洲和其它许多国家已经禁止使用 PCBs。在欧洲 PCBs 样品中鉴定的二恶英主要为四氯和五氯取代的 PCDFs (分别为 0.1~ 1.4 mg/kg 和 0.2~ 10.0 mg/kg),此钹也含有少量 2,3,7,8- TCDF。这些 PCBs 的毒性效应与其存在的 PCDFs 水平相一致。

纸浆漂白^[1,3] 50 年代及其以前世界各国纸浆漂白时通入氯气。这一过程可以产生 2,3,7,8- TCDD,漂白纸浆中含量从未检出至 51 ng/kg,均值为 13 ng/kg。同时也检出 2,3,7,8- TCDF,含量从未检出至 330 ng/kg,均值为 93 ng/kg。随着生产技术的改进,在采用二氧化氯(不含元素氯)或无氯剂(完全无氯)后在纸浆中未再检出 2,3,7,8- TCDD,2,3,7,8- TCDF 低于 0.2 ng/kg。然而,遍布我国的小造纸厂不具备这些生成工艺仍在使氯气,排放的废液可能造成 2,3,7,8- TCDD 的污染。

氯碱工业^[7] 氯碱工业使用石墨电极主要形成 PCDFs。

4.2 不完全燃烧与热解

城市垃圾焚烧^[1~5] 随着城市用地的日益紧张,大量存积的城市垃圾急需处理。而固体垃圾焚烧的减容化不仅解决这一问题,而且可以使废物转变成能源,因而受到工业化国家的广泛欢迎。然而由于不完全燃烧,固体垃圾焚烧器中可以释放大量化合物。城市固体垃圾焚烧产生的飞灰中含有 PCDD/Fs,其中 2,3,7,8- TCDD 为 0.1~ 7.5 ng/m³,而 1,2,3,7,8- PeCCD 的含量可是其的 3~ 10 倍;而 2,3,7,8- TCCF 为 0.1~ 50 ng/m³。含有聚氯乙烯等垃圾的焚烧含量可能更高。为此,欧盟已经提出 PCDD/Fs 以 TEQs 计应低于 0.1 ng/m³。

医院废物中含有卤代化合物,焚烧时可以释放 PCDD/Fs,总 PCDDs 为 69 ng/m³,PCDFs 为 156 ng/m³,均高于城市固体垃圾焚烧。

木材及其废旧家具的焚烧也可以产生 PCDD/Fs,而森林大火为 PCDD/Fs 的天然来源。

汽车尾气^[1~5] 由于汽油的不完全燃烧,汽车尾气可以释放 PCDD/Fs,其中 2,3,7,8- TCDD 为 0.5~ 16.7 pg/m³,2,3,7,8- TCCF 为 0.55~ 201.4 pg/m³。

金属生产^[1~5] 钢铁厂可能是 PCDD/Fs 的环境污染源之一。以 TEQs 计,烟道气中含量为 0.9~ 2.7 ng/m³,烟道灰中含量为 4.8~ 6.0 ng/m³,而 PCDFs 含量较 PCDDs 要高。

含 PCBs 设备事故^[1~5] PCBs 的热裂解可以产生 PCDFs,构成了环境污染的可能性。如,美国纽约 Bringhamton 的州办公大楼大火,使地下室变压器发生爆炸,造成 PCBs 和 PCDFs 的污染。这类事故在美国、加拿大、瑞典、芬兰和法国多次发生。PCDFs 可以高达 2 168 mg/kg,其中以 2,3,6,7- /2,3,7,8- TCDFs、2,3,4,7,8- PeCDF 和 1,2,3,4,7,8- /1,2,3,6,7,8- HxCDFs 为主要污染成分。在日本发生的米糠油事件和台湾的食用油病事件是由于采用 PCBs 作为无火焰加热介质(加热时可以产生 PCDFs),管道渗漏使 PCBs 和 PCDFs 进入食用油中造成污染,发生大规模的食物中毒。

4.3 光化学反应^[1~5] 氯代 2- 苯氧酚(二恶英前体)可以通过光化学环化反应生成 PCDD/Fs,氯酚通过光化学二聚反应生成 OCDD 和 OCDF。OCDD 脱氯可以产生 2,3,7,8- TCDD,而 OCDF 脱氯产生 2,3,4,7,8-

PeCCF 不产生 2, 3, 7, 8- TCDF。

4.4 生化反应^[1~5] 氯酚类可以通过过氧化酶催化氧化产生 PCDD/Fs。如¹³C 标记的 PCP 加入废水底泥中可以产生 HpCDDs 和 OCDDs。

5 食品污染 一般人群对二恶英的接触具有不同的途径, 包括直接通过吸入空气与摄入空气中的颗粒、污染的土壤及皮肤的吸收接触、食物消费等。人体接触的二恶英 90% 以上是通过膳食接触的, 而动物性食品是其主要来源。^[8,9]PCDD/Fs 对食物的污染主要是由农田里各种沉积物引起的, 废弃的溢出物、淤泥的不恰当使用, 随意放牧, 奶牛、鸡和鱼食用污染饲料, 食品加工, 以及氯漂白包装材料的迁移。

5.1 PCDD/Fs 的食品来源

食物链的生物富集^[1~5] 由于 PCDD/Fs 的脂溶性及其在环境中的稳定性极高, 由含氯化学品生产与使用、固体垃圾的焚烧、造纸时的漂白过程等造成的环境污染, 大多在水体中通过水生植物、浮游动植物—食草鱼—食鱼鱼类及鹅、鸭等家禽这一食物链过程, 在鱼体和家禽及其蛋中富集。同时, 由于环境大气的流动, 在飘尘中的 PCDD/Fs 沉降于地面植物上, 污染蔬菜、粮食与饲料。动物食用污染的饲料也造成 PCDD/Fs 的蓄积, Furst 提示空气—草料—母牛途径较土壤—草料—母牛途径更加重要。^[10]不同 PCDD/Fs 在草料与牛奶中转移因子差别较大, 以 2, 3, 7, 8- TCDD/F 为高, 这与其在体内存储与排除有关。因此, 鱼、家禽及其蛋类、肉类等成为主要污染的食品。

纸包装材料的迁移 伴随着工业化进程, 食品包装材料发生改变。许多软饮料及奶制品采用纸包装。由于纸张在氯漂白过程中产生 PCDD/Fs, 作为包装材料可以发生迁移造成食品污染。^[11]

意镉事故^[1~5] 众所周知的米糠油事件就是使用 PCBs 作为加热介质生产米糠油, 由于意外事故引起食物污染。如: 相继发生在日本和台湾的米糠油事件就是 PCBs 及其杂质 PCDD/Fs 的污染造成的食物中毒。西班牙的食用油中毒事件也不能排除这一可能。

5.2 某些食物中的水平

植物食品 仅在已严重污染的区域田间蔬菜中可测出 PCDD/Fs。在 seveso 化学爆炸事故污染区, 从污染土壤中生长的水果皮中检出 2, 3, 7, 8- TCDD (含量为 100 ng/kg), 而果肉中未检出。最近对电线再生焚烧地进行调查, 显示叶菜的污染水平以 TEQ 计为 5~10 ng/kg, 较水果要低。植物油除检出低水平的七氯和八氯同系物外, 其它 PCDD/Fs 均在检测限以下。

动物食品^[1~5] 可以想象, 陆栖动物接触 PCDD/Fs 的主要途径是食用草料(由于大气沉降或自土壤转移而含有痕量的 PCDD/Fs)、吞食污染土壤以及接触五氯苯酚处理过的木材(这些木材用于农用设施)。由于摄取与消除的选择性, 动物组织通常仅含有或主要含有 2, 3, 7, 8 取代的同系物。

奶 综合欧洲 9 个研究结果, PCDD/Fs 的背景平均水平以脂肪计 TEQ 为 1.31 ng/kg, 相对标准偏差为 19%。人口稀少、没有进行城市垃圾工业焚烧的新西兰所报告的背景数据则低得多(TEQ 为 0.006 ng/kg)。可以预料奶制品中 PCDD/Fs 的浓度如以乳脂计则与奶的数据相当。

垃圾焚烧途径造成的严重污染仅局限于小范围。对荷兰焚化炉周围 2 km 地区的监测说明污染水平以脂肪计 TEQ 可达 13.5 ng/kg, 荷兰政府规定以乳脂计 TEQ 应 < 6 ng/kg。英国那些靠近城市和工业中心的农场中牛奶以全奶计 TEQ 均值为 0.12 ng/kg, 范围为 0.07~0.38 ng/kg(以乳脂计相应的均值为 3.0 ng/kg, 范围为 1.75~9.5 ng/kg)。另镉, 某一个地区的两家农场生产的牛奶污染水平 TEQ 达 1.9 ng/kg(以乳脂计为 47 ng/kg), 随后又发现第三个农场牛奶污染水平 TEQ 为 3.4 ng/kg(以乳脂计为 56 ng/kg)。按照规定最高容许限量以全奶计 TEQ 为 0.7 ng/kg(以乳脂计为 17.5 ng/kg), 因此那些被发现超标的农场生产的牛奶禁止上市。

表 2 一些国家的 PCDD/Fs 每日摄入量 (以 EQs 计, pg/d)

接触途径与来源	加拿大	德国	荷兰	英国	美国
肉及肉制品、蛋					
猪肉	3.6	7.0	4.2		12
牛肉	21.8	22.4	13		37
羊肉及马肉制品				9.8	
鸡、家禽及其蛋类	35.6	9.6	4.8	10.2	17.1
生肉				22	
内脏				0.92	
乳及乳制品					
牛奶	31.1 ⁽¹⁾	16.0	17	23	18
奶酪和黄油		25.7	26	12	24 ⁽⁶⁾
鱼及鱼油					
鱼	17	33.9	24	7.7	7.8
鱼油			7.2		
植物及植物油					
植物油		0.6	14	19 ⁽⁴⁾	
蔬菜和水果	24.3	5.7	1.8~ 7	15 ⁽⁵⁾	
其它食品					
谷物	6.3	5.5 ⁽²⁾		5.3	
其它		4.8 ⁽³⁾			
膳食摄入量	140	130	115	125	116
吸入空气	4	4	2		2.2
吸入颗粒			1		
皮肤接触土壤			0.15		
通过土壤摄入	1	0.5	0.1	0.8	
饮水摄入	0.1	5×10^{-3}			8×10^{-3}
环境来源	5.1	4.5	3.2		3.0
经纸转移	0.25	2	9.1		
吸烟与其它	0.05	3.0			
总计	145	140	127		120
资料来源	Birmingham et al. (1989a)	Beck et al. (1992)	Theelen (1991)	MAFF (1992)	Schaum et al. (1994)

注: (1) 乳及乳制品总量; (2) 面包和谷物总量; (3) 熟肉、熏肉和熏鱼;

(4) 油脂总量; (5) 绿色蔬菜及其它蔬菜、土豆和新鲜水果; (6) 乳制品。

对瑞士的产自靠近垃圾焚烧场、金属再生厂及其他工矿附近地区的牛奶进行监测,发现这些地区的奶中的污染水平是商品奶的 2~ 4 倍。

肉类 牛肉、羊肉和鸡肉以脂肪计 TEQ 为 1.8~ 2.4 ng/kg,但猪肉比这要低得多。小牛肉中的 TEQ 值以脂肪计相当高(平均为 7.4 ng/kg),可能是哺乳期摄入大量牛奶的结果。同类动物肝脏的污染更为严重,TEQ 以脂肪计比相应的动物脂肪高 2~ 10 倍。

蛋类 鸡蛋是蛋类的主要消费品种,2,3,7,8- 取代物是蛋类中占主要的异构体,但其他同系物污染水平显然高于其他动物性食品。

英国总膳食研究报道以全蛋计 TEQ 为 0.2 ng/kg,以脂肪计 TEQ 为 1.61 ng/kg。假定蛋中脂肪含量为 10%,则这些结果是十分吻合的。

鱼 尽管 PCDD/Fs 在水体中仅以极低水平存在,但 2,3,7,8- 取代物的生物富集作用可使鱼体中的水平显著提高,成为鱼中同系物污染轮廓的主要构成类型。荷兰低脂的海鱼体内的水平稍高,以脂肪计 TEQ 分别为 48 ng/kg(脂肪含量均为 0.9%),2,3,7,8- TCDD 的水平分别为 16 ng/kg)。然而发现高脂鱼体内污染水平较低,为 6.0 ng/kg(脂肪含量为 17.8%),2,3,7,8- TCDD 水平为 0.6 ng/kg。

美国污染最严重的地区大湖流域鱼的污染状况已有大量研究。25% 样品中检出 2,3,7,8- TCDD (0.5

~ 2.0 ng/kg), 10% 的样品超过 5.0 ng/kg, 最高水平可达 85 ng/kg。取自靠近制浆排放和造纸厂地区样品的污染频率高于其它地区。北美这一特定地区鱼的污染状况受到广泛关注。

5.3 人群摄入量 来自工业化国家的研究资料表明每天由食物摄入的 PCDD/Fs 以 I- TEQ 计为 50~ 200 pg, 相当于每日 1~ 3 pg/kgBW(按 60 kg 体重计算), 如果把 PCBs 也计算在内, 则每日摄入的 TEQ 可增加 2~ 3 倍。近来研究表明, 80 年代后期那些采取措施减少二恶英排放的国家, 其食物中的 PCDD/Fs 和 PCB 的水平明显降低。由于人们接触现有水平的二恶英就可产生明显的有害作用, WHO 建议应采取各种措施, 使人对二恶英的接触减少到最低程度。一些国家的 PCDD/Fs 每日摄入量见表 2, 3。

表 3 一些国家 PCDD/Fs 与 PCBs 的膳食摄入量 (以 TEQs 计)

国家	PCDD/Fs 摄入量		PCBs 摄入量 Pg/d	年龄性别	资料来源
	pg/d	每日 pg/kgBW			
加拿大	92~ 140	2.4		成年人均值	Birmingham et al. (1989a, 1989b)
丹 麦	290	4.8		均值	Buchert (1988)
德 国	130	2		均值	Beck et al. (1992)
	23~ 96	0.18~ 1.7		24~ 64 岁成年(n= 14)	Schrey et al. (1995)
	69.6	1		均值	Furst & Wilmers (1997)
意大利	260~ 480			均值	DI Dominico(1990)
日 本	175	2.9	660	均值	Miyata et al. (1991)
	31.4	0.63		成年人均值	Ministry of Health and Welfare of Japan(1998)
荷 兰	65	1.1	70	中位数 1~ 85 岁	Liem and Theelen (1997)
	159	3.1	183	95% 位数 1~ 85 岁	Liem and Theelen (1997)
	39.6		68.4	18~ 74 岁	Liem et al. (1997)
新西兰	14.5	0.18	12.2	成年男子	Ministry for the Environment
	30.6	0.44	22.7	青少年男子	of New Zealand (1998)
挪 威	90	1.5		均值	Faerden (1991)
	50~ 84	0.8~ 1.4	86~ 106		SNT (1997)
西班牙	128	2.1		均值	DSGV (1997)
	81~ 142	1.35~ 2.4		均值	Iimenez et al. (1996)
	210	3.5		成年人均值	Schuhmacher et al. (1997)
瑞 典	105~ 147		246~ 287		De wit & Strandell (1997)
英 国	60	1.0		成年人均值	MAFF (1997)
	88	1.5		成年人均值	MAFF (1997)
	156	2.6		95% 位数成年人	MAFF (1997)
		3.7		幼儿均值(1.5~ 2.5)	MAFF (1997)
美 国	116	2.0		均值	Schaum et al. (1994)
	30~ 737	0.4~ 11		男子(15~ 19 岁)	Schechter et al. (1994)
	19~ 553	0.3~ 8		男子(> 20 岁)	Schechter et al. (1994)
	18~ 192	0.3~ 3.0		成年人均值	Schechter et al. (1994)
	34~ 167	0.52~ 2.57		成年人均值	Schechter et al. (1996)

6 参考文献

1 International Agency for Research on Cnacer. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans. Polychlorinated Dibenzo- p- dioxins and Polychlorinated Dibenzo- p- dibenzofuranes Lyon: IARC. 1997, 69

2 Schechter A. Dioxins and Health. New York & London: Plenum Press. 1994

3 World Health Organization (WHO). Polychlorinated Dibenzo- p- dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans (Environmental Health Criteria No. 88) , Geneva, ICPS. 1989

4 Academie des Sciences CADAS. Dioxin and its analogues. Lavoisier: Technique & Documentation. 1995

5 World Health Organization (WHO). Polybrominated Dibenzo- p- dioxins and Polybrominated Dibenzofurans (Environmental

- Health Criteria No. 205) , Geneva, ICPS. 1998
- 6 Van den Berg M, Birnbaum L, Bosveld BTC, et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environ Health Perspect. 1998, 106: 775~ 792.
 - 7 Rappe C, Kjeller LO, Kulp SE, et al. Levels, profiles and patterns of PCDDs and PCDFs in the samples related to the production and use of chlorine. Chemosphere. 1991, 23: 1629~ 1636
 - 8 Gilman A, Newhood R, Birmingham B. An updated assessment of the exposure of Canadians to dioxins and furans. Chemosphere 1991, 23: 1661~ 1667
 - 9 Travis CC, Hattermer- Frey HA. Human exposure to dioxin. Sci Total Environ. 1991, 104: 97~ 127
 - 10 Furst P, Krause GHM, Hein D, et al. PCDD/PCDFs in cow's milk in relation to their levels in grass and soil. Chemosphere. 1993, 27: 1349~ 1357
 - 11 Rayn JJ, Panopio LG, Lewis DA, et al. Polychlorinated dibenzo- p- dioxins and polychlorinated dibenzo- p- furans in cow's milk packaged in plastic - coated bleached paperboard containers. J Agric Food Chem. 1991, 39: 218~ 223
 - 12 Schmid P, Schatter. Polychlorinated dibenzo- p- dioxins and polychlorinated dibenzo- p- furans in cow's milk from Switzerland. J Agric Food Chem. 1991, 39: 218~ 223
 - 13 Birmingham B, Thorpe B, Frank R, et al. Dietary intake of PCDD and PCDF from food in Ontario, China. Chemosphere. 1989, 19: 507~ 512.
 - 14 Beck H, Eckart K, Mather W, et al. PCDD and PCDF body burden from food intake in the Federal Republic of Germany. Chemosphere. 1989, 18: 417~ 424.
 - 15 Theelen RMC. Modeling of human exposure to TCDD and I- TEQ in the Netherlands: background and occupational. In: Gallo MA, Scheuplein RJ, van der Heijden KA eds. Banbury Report No 35: Biological basis for risk assessment of dioxins and related compounds. Cold Spring Harbor : Cold Spring Harbor Laboratory Press. 1991, 277~ 290.
 - 16 MAFF (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food). Dioxins in Foods. Food Surveillance Paper No 31, HMSO, London, 1992
 - 17 Schaum J, Cleverly D, Lorber M, et al. Updated analysis of US source of dioxin- like compounds and background exposure levels. Organohalogen Compounds. 1994, 20: 237~ 243

《中国食品卫生杂志》2000 年征订启事

《中国食品卫生杂志》系中华预防医学系列杂志, 公开发行, 双月刊, 80 页。所设栏目论文部分有: 论著、实验技术与方法、监督管理、调查报告、译文与综述、食物中毒、CAC 专栏、网络信息; 法规文件部分刊登有关食品卫生的国家法律、法规、标准、行政答复等。读者可以通过本刊及时掌握国家新颁布的食品卫生法律、法规, 了解最新食品卫生科研成果, 解决工作中遇到的问题, 提高论文水平。

2000 年《中国食品卫生杂志》全年售价 70 元(含邮费), 从邮局汇款时请注明订阅册数、详细收件人地址、收件人姓名, 以便准确邮寄。

汇款地址: 北京市朝阳区潘家园南里 7 号 卫生部食检所信息室

邮政编码: 100021 联系人: 刘瑕 电话: (010) 67791291

银行汇款: 北京农业银行开发区支行潘家园分理处

账号: 801- 62- 79

户名: 卫生部食品卫生监督检验所 请注明“《中国食品卫生杂志》订阅款”

《中国食品卫生杂志》编辑部

1999 年 9 月