

# 5

---

## 废弃物

## 联合主席、编者和专家

### 废弃物排放专家会议联合主席

Taka Hiraiishi(日本)和 Buruhani Nyenzi(坦桑尼亚)

### 评审编辑

José Domingos Miguez(巴西)

### 专家组：固体废弃物处理中的甲烷排放

#### 联合主席

A.D. Bhide(印度)和 Riitta Pipatti(芬兰)

#### 背景报告作者

Jens E. Frøiland Jensen(挪威)和 Riitta Pipatti(芬兰)

#### 参加人员

Joao W. de Silva Alves(巴西), Pascal Boeckx(比利时), Keith Brown(英国), Robert Hoppaus(IPCC/OECD), Charles Jubb(澳大利亚), Thomas Kerr(美国), Tore Kleffhelgaard(挪威), Oswaldo Lucon(巴西), Gerd Mauschitz(奥地利), Carmen Midaglia(巴西), Martin Milton(英国), Michael Mondshine(美国), Hans Oonk(荷兰), Bostjan Paradiz(斯洛文尼亚), Katarzyna Steczko(波兰), Egle Novaes Teixeira(巴西), Sirintornthep Towprayoon(泰国)和 Irina Yesserkepova(哈萨克斯坦)

### 专家组：废水处理系统中的 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的排放

#### 联合主席

Michiel Doorn(荷兰)和 Faouzi Senhaji(摩洛哥)

#### 背景报告作者

John Hobson(英国)

#### 参加人员

Juliana Adamkova(斯洛伐克共和国), William Irving(美国), Scarlett Lara(智利), Kenneth Olsen(加拿大), Karin Reuck(智利), Ingvar Svensson(瑞典)和 Sonia Manso Viera(巴西)

### 专家组：废弃物焚烧中的温室气体排放

#### 联合主席

Martin Bigg(英国)和 Newton Paciornik(巴西)

#### 背景报告作者

Bernt Johnke(德国)

#### 参加人员

Jose Baldasano(西班牙), Anke Herold(德国), Andrej Kranjc(斯洛文尼亚), Jozef Kutas(匈牙利), Katarina Mareckova(IPCC/OECD)和 Kiyoto Tanabe(日本)

## 目 录

### 5 废弃物

5.1 废弃物处理场所的甲烷排放 .....	5.5
5.1.1 方法学问题 .....	5.5
5.1.2 报告和归档 .....	5.12
5.1.3 清单质量保证和质量控制 .....	5.13
5.2 废水处理中的排放 .....	5.14
5.2.1 方法学问题 .....	5.14
5.2.2 报告和归档 .....	5.23
5.2.3 清单质量保证和质量控制 .....	5.23
5.3 废弃物焚烧中的排放 .....	5.25
5.3.1 方法学问题 .....	5.25
5.3.2 报告和归档 .....	5.31
5.3.3 清单质量保证和质量控制 .....	5.31
参考文献 .....	5.32

**图**

图 5.1	固体废弃物处理场所中的甲烷排放决策树.....	5.6
图 5.2	居民生活废水处理中的甲烷排放决策树.....	5.15
图 5.3	废水流、处理系统和潜在的甲烷排放.....	5.17
图 5.4	工业废水处理系统的甲烷排放决策树.....	5.20
图 5.5	废弃物焚烧中的 CO <sub>2</sub> 排放决策树.....	5.26
图 5.6	废弃物焚烧中的 N <sub>2</sub> O 排放决策树.....	5.27

**表**

表 5.1	固体废弃物处理场分类和甲烷修正因子.....	5.9
表 5.2	用 IPCC 缺省方法和一阶衰减方法中缺省参数计算固体废弃物处理场甲烷排放的不确定性.....	5.12
表 5.3	生活废水缺省的不确定性范围.....	5.19
表 5.4	工业废水数据.....	5.22
表 5.5	工业废水缺省的不确定性范围.....	5.23
表 5.6	估算废弃物焚烧中的 CO <sub>2</sub> 排放量的缺省数据.....	5.29
表 5.7	废弃物焚烧中的 N <sub>2</sub> O 排放因子.....	5.30

## 5 废弃物

### 5.1 固体废弃物处理场所的甲烷排放

#### 5.1.1 方法学问题

固体废弃物处理场所(SWDS)内的有机废弃物在厌氧条件下进行分解释放出甲烷气体( $\text{CH}_4$ )。有机废弃物分解速度很慢,需要几年时间才可以完全分解。

##### 5.1.1.1 方法选择

《1996年IPCC国家温室气体清单指南修订本》(《IPCC指南》)概述了两种估算固体废弃物处理场所中甲烷排放的方法:缺省的估算方法(方法1)和一阶衰减方法(方法2)。两种方法的主要区别是,一阶衰减方法提出随时间变化的甲烷排放估算,该估算很好地反映了废弃物随时间的降解过程,而缺省的估算方法是基于一个假设,即所有潜在的甲烷均在处理当年就全部排放完。缺省估算方法在废弃物的处理量和成份在最近几十年中不变或变化缓慢的情况下可以得出比较合理的甲烷年排放估算值。如果固体废弃物处理场所的废弃物处理量和成分随时间变化明显,IPCC的缺省估算方法将不能给出正确的变化趋势。例如,如果在固体废弃物处理场所中处理的废弃物碳含量明显减少,那么缺省的估算方法将过低估计排放量和过高估计减少量。

*优良作法*的选择取决于各个国家的实际情况。图5.1“固体废弃物处理场所中的甲烷排放决策树”描述了选择计算方法的步骤。如果可能的话,选择一阶衰减方法是*优良作法*,因为该方法比较准确地反应了实际的排放趋势。采用一阶衰减方法需要最近的数据以及近几十年的废弃物产量、成分及处置情况等历史数据。如果这些数据不可获得,当该排放源是*关键源类别*(参见第7章,方法学选择与重新计算)或者在废弃物处置手段上有明显的改变时,估算这些历史资料是一种*优良作法*。

《IPCC指南》没有提供采用一阶衰减估算方法需用到的一些主要参数的缺省值或缺省方法。这些资料主要与各个国家的实际情况有关,目前还没有足够的资料给出可靠的缺省值或缺省方法。鼓励清单机构获取各自本国特定研究或区域性研究所得的有关资料,因为如果清单机构无法使用*优良作法*描述的一阶衰减方法,这将减小各个国家之间清单的可比性。清单机构选择《IPCC指南》中描述的估算方法之外的方法,则需要通过可比较的或增加计算精确性和排放估算的全部等手段来判断其是否合理。

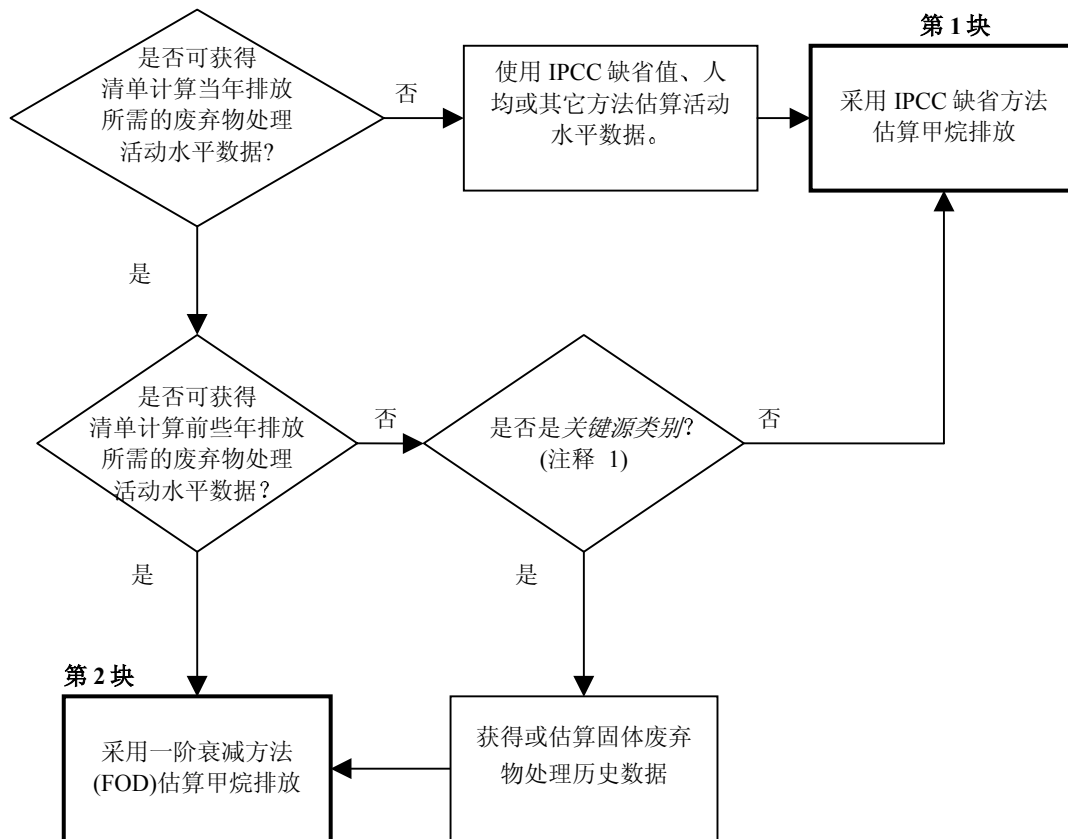
##### 5.1.1.2 选择排放因子和活动水平数据

考虑到排放估算方法的独特特点,本节将活动数据和排放因子选择的*优良作法*放在一起讨论。

#### 一阶衰减模型(FOD) – 方法2

《IPCC指南》(《参考手册》页6.10–6.11)给出了一阶衰减方法的3个计算公式。第一个公式用于单独的垃圾填埋场或一组特殊的垃圾填埋场,第二个公式适合于国家和区域温室气体的估算,计算一年中在固体废弃物处理场所处理的固体废弃物的年排放量,第三个公式是估算当年和近年所处理的废弃物在当年的年排放量。

图 5.1 固体废弃物处理场中的甲烷排放决策树



**注释 1:** 关键源类别是指在国家温室气体排放清单中作为优先的排放源，因为就绝对排放水平、排放趋势或绝对排放水平与趋势两者来讲，它对估算全国总的直接温室气体排放清单有重大影响。（参见第 7 章“方法学选择及重新计算”的第 7.2 节“确定国家关键源类别”。）

一阶衰减方法同样可用下面的公式 5.1 和 5.2 表示。公式 5.1 是从一般的一阶衰减方程通过将 t 替换为 t-x 演化过来的（见《IPCC 指南》的《参考手册》第 6.10 页），它表现为归一化因子，该因子纠正了估算时存在的问题，即估算某一年的排放是不连续的时间估算而非连续的时间估算。

**公式 5.1**

$$CH_4 \text{ 在某年}(t)\text{的产生量(Gg/yr)} = \sum_x [(A \cdot k \cdot MSW_T(x) \cdot MSW_F(x) \cdot L_0(x)) \cdot e^{-k(t-x)}]$$

其中 x 为起始年至计算当年(t)

式中：

t = 清单计算当年

x = 应加上投入数据的年份

A = (1 - e<sup>-k</sup>) / k 为修正总量的归一化因子

k = 甲烷产生率常数 (1/年)

MSW<sub>T</sub>(x) = 某年(x)的城市固体废弃物(MSW)总量 (Gg/yr)

MSW<sub>F</sub>(x) = 某年(x)在固体废弃物处理场处理的废弃物的比例

$$L_0(x) = \text{甲烷产生潜力}[\text{MCF}(x) \cdot \text{DOC}(x) \cdot \text{DOC}_F \cdot F \cdot 16 / 12 (\text{Gg CH}_4/\text{Gg 废弃物})]$$

其中：MCF(x) = 某年(x)的甲烷修正因子（比例）

DOC(x) = 某年(x)的可降解有机碳含量（比例）(Gg C/Gg 废弃物)

DOC<sub>F</sub> = 经过异化的可降解有机碳所占的比例

F = 甲烷在垃圾填埋气体中所占的体积比

16 / 12 = 碳转化为甲烷的系数

对所有年的计算结果求和。

#### 公式 5.2

$$\text{CH}_4 \text{ 在某年(t) 的排放量(Gg/yr)} = [\text{CH}_4 \text{ 在某年(t) 的产生量} - \text{R(t)}] \cdot (1 - \text{OX})$$

其中：

R(t) = 清单计算当年的甲烷回收利用量(Gg/yr)

OX = 氧化因子（比例）

需要注意的是，在应用氧化因子之前，甲烷的回收利用量(R(t))必须从总的甲烷产生量中减掉。因为只有泄漏的填埋气体在垃圾填埋场的上层被氧化。此外，甲烷产生潜力的单位应当用重量表示(Gg 甲烷/Gg 废弃物)，而不是目前《IPCC 指南》中所用的体积单位 (m<sup>3</sup>/Mg 废弃物)，以便使缺省方法和一阶衰减方法的计算结果一致。

一阶衰减方法中的甲烷产生率常数 k 与废弃物中可降解有机碳降解到其初始填埋量的一半时的时间有关，即半生命期或用 t<sub>1/2</sub>表示，如下：

$$k = \ln 2 / t_{1/2}$$

一阶衰减方法需要废弃物产生量和管理方法的历史数据。在国家清单中，一般需要包括 3 到 5 个半生命期的数据以便得到可以接受的正确结果。在汇编历史数据时，垃圾管理方式的变化也应当考虑，比如填埋场覆盖物、沥滤液排出系统的改善、压实过程、禁止危险废弃物与城市固体废物一同处理。

应用到任何一个单独固体废物处理场的 k 值是由与废弃物成分和填埋场状况有关的大量因素决定的。从美国、英国和荷兰收集的固体废物处理场所实际测量数据显示 k 值的范围每年在 0.03 到 0.2 (Oonk 和 Boom, 1995)。最高的衰减速率值 (k = 0.2, 或半生命期约为 3 年) 与高湿度条件和极易降解的废弃物如食品废弃物有关。较慢的衰减速率值 (k = 0.03, 或半生命期约为 23 年) 与干燥的填埋场环境和不易降解的废弃物如木屑和纸张有关。鼓励清单机构确定 k 值，或如果可以获得或有文献记录的话，使用自己的 k 值。为了估计 k 值，清单机构应当确定在固体废物处理场处理的废弃物成分随时间的变化情况并研究处理场的环境情况。如果没有有关废弃物类型的数据，建议使用缺省的 k 值，即 k=0.05（半生命期约为 14 年）。

清单机构可以估算废弃物处理量和废弃物的成分，并假定其与人口数量或城市人口数量成一定比例。考虑城市人口主要是基于在农村没有有组织的废弃物收集和处理活动。清单机构也可以使用其它关系，但是需要很好地评估并且对作出这一选择的理由进行报告。

### 缺省方法 -方法 1

缺省的方法基于下面的公式：

#### 公式 5.3

$$\text{CH}_4 \text{ 排放 (Gg/年)} = [(\text{MSW}_T \cdot \text{MSW}_F \cdot L_0) - \text{R}] \cdot (1 - \text{OX})$$

其中：

$MSW_T$  = 城市固体废物总量 (Gg/年)

$MSW_F$  = 在固体废物处理场处理的城市固体废弃物的比例

$L_0$  = 甲烷产生潜力 [ $MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot 16 / 12$  (Gg  $CH_4$ /Gg 废弃物)]

MCF = 甲烷修正因子 (比例)

DOC = 可降解有机碳含量 [比例 (Gg C/Gg 城市固体废物)]

$DOC_F$  = 经过异化的可降解有机碳的比例

F = 甲烷在垃圾填埋气体中的比例

R = 甲烷回收量(Gg/yr)

OX = 氧化因子 (比例)

需要注意的是，所有的模型参数随时间变化，取决于废弃物处理趋势和废弃物管理实践。优良作法将描述上述的每一个模型参数。

### 城市固体废物总量( $MSW_T$ )和在固体废物处理场(SWDS)处理的城市固体废物( $MSW_F$ )的比例( $MSW_F$ )

使用“城市固体废物”这一术语并不能精确地描述在固体废物处理场处理的废弃物类型。清单机构应当估算在固体废物处理场处理的所有固体废物类型的排放，包括工业废弃物、矿泥、建筑工地废弃物和市政建设废弃物。在某些国家，工业废弃物的数据很难获取，但是鼓励努力去获得。（处理时可产生甲烷的工业废弃物包括农业食品工业废弃物<sup>1</sup>、纸浆造纸废弃物和污泥、木材加工业废弃物）在许多国家中，全国废弃物处理总量的估计是可以获取的。假若清单机构能够描述数据的收集方法，包括调查的处理场数量和进行调查的类型，国家的数据是最可取的，如果国家的数据无法获得，清单机构可以采用《IPCC 指南》的《参考手册》表 6-1 提供的缺省假设估计数据。该表提供了许多国家和区域城市固体废物率和处理率的缺省值。如果没有缺省值，清单机构可以请有关专家判断并估算出国家在类似情况下的有关参数（清单机构能够考虑到的可比要素是地理位置、人口密度、国民收入和产业类型和生产规模）。

### 甲烷修正因子(MCF)<sup>2</sup>

甲烷修正因子(MCF)说明非管理的固体废物处理场产生的甲烷比同样数量垃圾在管理的固体废物处理场产生的要少，因为有相当一部分的废弃物在未加管理的固体废物处理场的上层发生耗氧分解。涉及固体废物管理的甲烷修正因子对所研究的区域来说是明确的，应当解释为“废弃物管理修正因子”，该因子反应涉及到管理方面的要素。本文所提的甲烷修正因子不应当和《IPCC 指南》中废水和牲畜粪肥管理排放中的甲烷转换因子(MCF)混淆。

《IPCC 指南》提供的甲烷修正因子缺省值列于表 5.1 中。

1 注意避免与农业部门重复计算。

2 非管理的固体废物处理场可能导致一系列当地环境和健康问题，比如火灾和爆炸事件、周边空气和水污染、传染病和有害物的爆发。但是，《IPCC 指南》和本报告《国家温室气体清单优良作法指南和不确定性管理》（优良作法报告）只强调温室气体方面。



**表 5.1**  
**固体废弃物处理场分类和甲烷修正因子**

场所类型	甲烷修正因子(MCF)的缺省值
管理的 <sup>a</sup>	1.0
非管理的 - 深(≥5 m 废弃物)	0.8
非管理的 - 浅(<5 m 废弃物)	0.4
没有分类的固体废弃物处理场 <sup>b</sup>	0.6

<sup>a</sup> 有控固体废弃物处理场必须有废弃物的控制装置(如废弃物直接填埋到特定的填埋场所、有清洁和火源控制装置)并且包括下列覆盖材料、机械压实或废弃物分层处理等。  
<sup>b</sup> 没有分类的固体废弃物处理场缺省值为 0.6 可能对发展中国家不适用, 因为发展中国家有大量非管理的浅的处理场, 这可能导致对排放量的过高估计。因此, 鼓励发展中国家的清单机构采用 0.4 为其甲烷修正因子, 除非有证明资料显示其有管理的垃圾填埋场具体措施。  
资料来源: 《IPCC 指南》的《参考手册》。

### 可降解有机碳(DOC)

可降解有机碳是指废弃物中容易被生物化学分解的有机碳, 表示为每 Gg 废弃物中的 Gg 碳。它以废弃物的成分为基础, 可以通过废弃物流中各类成分的加权平均计算。下面的公式是《IPCC 指南》提供的利用缺省的碳含量值计算可降解有机碳:

**公式 5.4**

$$\text{DOC} = (0.4 \cdot A) + (0.17 \cdot B) + (0.15 \cdot C) + (0.3 \cdot D)$$

式中:

- A = 城市固体废弃物中纸张和纺织品所占的比例
- B = 城市固体废弃物中花园废弃物、公园废弃物或其它非食品有机物易腐烂物质所占的比例
- C = 城市固体废弃物中食品废弃物所占的比例
- D = 城市固体废弃物中木材或秸秆所占的比例

以上这些比例的缺省碳含量值可以在《IPCC 指南》中找到(《参考手册》表 6-3)<sup>3</sup>。如果数据可以获得的话, 鼓励使用各个国家的废弃物碳含量值。通过对废弃物产生的研究和在国内不同固体废弃物处理场采样分析可以获得国家的废弃物碳含量值。如果使用国家的废弃物碳含量值, 需要报告调查数据和采样结果。此外, 清单机构如果用了缺省的可降解有机碳比例值(0.77), 从可降解有机碳计算中排除木质素这一点很重要, 具体将在下面讨论。

### 经过异化的可降解有机碳的比例(DOC<sub>F</sub>)

经过异化的可降解有机碳的比例(DOC<sub>F</sub>)是一个最终从固体废弃物处理场分解和释放出来的碳的比例估计值, 它表明某些有机碳在固体废弃物处理场中并不一定分解或分解很慢。《IPCC 指南》提供经过异化的可降解有机碳比例的缺省值为 0.77。通过对最新文献的审评, 该值似乎过高地估计了。该值只能在计算可降解有机碳时不考虑木质素碳的情况下才可以使用, 比如, 荷兰利用实验数据 0.5-0.6(包括木质素碳)计算(Oonk 和 Boom, 1995), 证明计算可以算出可靠的填埋气体和回收利用的数据。利用 0.5-0.6(包括木质素碳)作为缺省值也是一种优良作法。可以用国家的经过异化的可降解有机碳比例或类似国家的经过异化的可降解有机碳比例进行计算, 但是必须有比较全面的记录和研究。

<sup>3</sup> 资料来源于 Bingemer 和 Crutzen (1987)。

## 甲烷在垃圾填埋气体中的比例(F)

垃圾填埋气体主要是甲烷(CH<sub>4</sub>)和二氧化碳(CO<sub>2</sub>)。甲烷在垃圾填埋气体中的比例(F)一般取值范围为 0.4-0.6 之间,平均取值为 0.5,取决于多个因素,包括废弃物成分(如碳水化合物和纤维素)。回收的填埋气体中的甲烷浓度可能由于潜在空气稀释作用而低于实际值,因此,这里估计的甲烷在垃圾填埋气体中的比例并不具有代表性。

## 甲烷回收量(R)

甲烷回收量是指在固体废弃物处理场中产生并收集和燃烧于发电装置部分的甲烷量。回收的甲烷及随后又排放出的甲烷量不应当从总的排放量中减掉。缺省的甲烷回收量为零。这一缺省值只有在有参考文献记录并可以获得甲烷回收利用量时才会发生变化。回收利用的气体量应当是甲烷气体而不是填埋气体,因为填埋气体中只含有一部分甲烷气体<sup>4</sup>。基于所有回收用于能源和燃烧气体的测量的报告与*优良作法*相一致。没有详细记录的填埋气体潜在回收的估计是不合适的,因为这样会过高地估计甲烷的回收利用量。

## 氧化因子(OX)

氧化因子(OX)是指固体废弃物处理场排放的甲烷在土壤或其它覆盖废弃物的材料中发生氧化的那部分甲烷量。如果氧化因子为零,则没有氧化过程发生;如果氧化因子取值为 1,则 100%的甲烷气体被氧化。研究表明卫生垃圾填埋比非管理的垃圾堆放场所具有较高的氧化率。比如,在有厚覆盖物和较好通风设备的废弃物处理场的氧化因子明显地不同于那些没有覆盖物或大量甲烷可以从覆盖物裂缝泄漏出来的填埋场所的氧化因子。

《IPCC 指南》中缺省的氧化因子设为零。现场观测和实验室试验的数据结果表明氧化因子的取值范围大,但是大于 0.1 的氧化因子对于计算国家清单来说可能太大了。实地测量和实验室试验的甲烷和二氧化碳排放浓度和通量的实测值不能直接利用。一般来说,这些现场观测和实验室数据确定甲烷在同一均匀的土壤层氧化。实际上只有一小部分产生的甲烷通过这一均匀土壤层扩散,其它部分会通过空隙或径向扩散逃逸出去而未被氧化。因此,现场观测和实验室研究可能导致过高估计土壤覆盖垃圾填埋法的氧化速率。

目前,大多数工业化国家拥有管理比较完善的固体废弃物处理场,基于可获得的信息假定 0.1 为其氧化因子是合理的。在发展中国家,由于没有比较细化的管理方式,氧化因子或许接近零。对于管理比较完善的垃圾填埋场,氧化因子取值为 0.1 经证明是合适的。在其它情况下,如果使用非零的氧化因子则需要给出明确的文件记录和相应的参考文献。

特别需要记住的是在应用氧化因子之前任何回收利用的甲烷都必须从总的甲烷产生量中减掉。

### 5.1.1.3 完整性

清单机构应当尽最大努力获得包括非城市固体废弃物在固体废弃物处理场的排放,包括工业废弃物处理场和污泥处理场以及建筑工地废弃物处理场。与城市固体废弃物一样,必须估计可降解有机碳以便评估子排放源类别潜在的重要意义。工业废弃物的产生或处理数据可能比较难获得,应为这些数据可能是机密或没有报告。通常,非城市固体废弃物在固体废弃物处理场的排放对国家甲烷排放的影响明显小于城市固体废弃物在固体废弃物处理场的甲烷排放。

关闭了的固体废弃物处理场不应该忽略,因为一阶衰减方法和缺省的方法都是利用废弃物年处理量,因此关闭了的垃圾填埋场的废弃物也应当考虑。

### 5.1.1.4 建立一致的时间序列

鉴于一阶衰减方法和缺省方法间方法和预期结果有差异,需要采用同样的方法建立完整的时间序列(这就是说几种方法不应当混合使用)。因此,如果清单机构决定不用缺省方法而改为一阶衰减方法的话,则需要使用新的方法对基准年和整个时间序列进行重新计算。在这种情况下,清单机构就需要得到一个时间序列的历史处理数据以支

<sup>4</sup> 填埋气体回收燃烧中的二氧化碳排放是生物成因,因此不应当包括在国家总的排放中。

持一阶衰减方法。历史资料的获得方法和受影响的年数必须有比较明确的描述。为了保证时间序列的一致性，*优良作法*是使用新的和过去的方法对排放进行重新计算以保证所有排放趋势符合实际，方法的改变并没有导致排放的改变。应按照第 7 章“方法学选择和重新计算”中 7.3.2.2 “重新计算的替代方法”进行重新计算。

鉴于在许多国家清单中该源类别非常重要，而缺省方法又有局限性，因此清单机构应收集和保存尽可能多的历史数据以保证进一步的重新计算更加准确。清单机构也应当考虑与废弃物组成和处理场设计有关的参数随时间的变化。

### 5.1.1.5 不确定性评估

城市固体废物总量( $MSW_T$ )和处理比例( $MSW_F$ )的不确定性估计以及缺省模式参数在表 5.2 中给出。这种估计是基于专家的判断。如果清单机构使用这些因子的国家数据，则应当根据第 6 章“不确定性的量化”中提供的方法估算这些因子的不确定性。

甲烷产生潜势( $L_0$ )的某些不确定信息是可以获得的，该值等于  $MCF \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot F \cdot 16 / 12$ ，在缺省方法和一阶衰减方法公式中作为一个因子出现。在荷兰，可获得高质量的资料，每吨废弃物的甲烷产生量的不确定性估计大约为 $\pm 15\%$  (Oonk 和 Boom, 1995)。在那些数据质量相似的国家，希望每吨废弃物的甲烷产生量的不确定性是同一量级的。对于那些数据质量较差的国家而言，每吨废弃物的甲烷产生量的不确定性可以达到 $\pm 50\%$ 。有关不确定性的评估需要进行详细的文档记录。

表 5.2 “IPCC 缺省方法和一阶衰减方法缺省参数计算固体废物处理场所甲烷排放相关的不确定性的估计”显示了与固体废物处理场所的甲烷排放有关的不确定性可能比较高，可能为两倍，甚至有比较好的国家资料时。如有可能的话，应使用国家数据。第 6 章“不确定性的量化”为量化不确定性提出了建议，在估算不确定性时应当包括引进和利用专家根据经验资料给出的判断。

**表 5.2**  
**用 IPCC 缺省方法和一阶衰减方法中缺省参数计算固体废弃物处理场甲烷排放的不确定性<sup>a</sup>**

参数	不确定性范围 <sup>b</sup>
城市固体废弃物总量 (MSW <sub>T</sub> ) 和城市固体废弃物在固体废弃物处理场处理的比例(MSW <sub>F</sub> )	本国特定值: >±10% (<-10%, >+10%。不确定性的绝对值范围大于10%。) 对于数据质量较高的国家 (比如, 对所有固体废弃物处理场的废弃物都进行称重)。 对于数据质量较差的国家: 可能超过 2 倍。
可降解有机碳 (DOC) = 0.21 (《IPCC 指南》中最大的缺省值)	-50%, +20%
经过异化的可降解有机碳的比例(DOC <sub>p</sub> ) = 0.77	-30%, +0%
甲烷修正因子(MCF)	
= 1	-10%, +0%
= 0.4	-30%, +30%
= 0.6	-50%, +60%
甲烷在垃圾填埋气体中的比例(F) = 0.5	-0%, +20%
甲烷回收利用量(R)	不确定性范围将取决于有多少甲烷得到回收、利用和燃烧。但是如果使用测量仪器的话, 不确定性与其它不确定性比较相对较小。
甲烷氧化因子(OX)	如果使用了非零的氧化因子, 则需要在不确定性分析中包括氧化因子。在这种情况下, 使用非零氧化因子值的理由应当包括在不确定性分析中, 如 5.1.1.2 节“选择排放因子和活动水平数据”所述。
甲烷产生速度常数(k) = 0.05	-40%, +300%
<sup>a</sup> 估算只对《IPCC 指南》中给出的缺省值、表中数据和专家判断才有效。	
<sup>b</sup> 如果可以提供缺省值修订附加估计值, 则不确定值的范围需要修改。如果使用了本国特定值, 则需要给出适当的不确定性值。	
资料来源: 专家组判断 (见联合主席、编者和专家: 固体废弃物处理中的甲烷排放)。	

## 5.1.2 报告和归档

如第 8 章“质量保证和质量控制”第 8.10.1 节“内部文件和存档”所示, 优良作法是将编制国家排放清单所需的所有信息成文并存档。下面给出与该源类别有关的具体存档和报告的例子。

- 如果使用了一阶衰减方法, 历史资料和 k 值需要有文件记录。
- 为计算甲烷转换因子 (MCF) 所使用的送往管理和非管理的废弃物处理场的垃圾需要有详细的文件记载。
- 如果甲烷的回收利用量有记录, 已知的回收设备的清单是需要提供的。燃烧和能源回收利用应当分别给出文件记录。
- 有关参数有逐年的变化要给出清晰的解释, 并列参考文献。

要在国家清单报告所有文件是不现实的, 但是清单中应包括所用方法的概述、数据来源参考文献, 以便所报告的排放量估算具有透明性, 并且计算中的每一步骤具有可追踪。

### 5.1.3 清单质量保证和质量控制

优良作法是指按照第 8 章“质量保证和质量控制”表 8.1“方法 1：一般清单水平的质量控制程序”和排放估算的专家评审意见进行质量控制核查。也可以采用第 8 章的方法 2 程序和质量保证程序进行附加质量控制核查，尤其是运用较高级方法估算这种排放源的排放量更是如此。鼓励清单机构对第 7 章“方法学选择与重新计算”确定的关键源类别采用较高级别的质量保证和质量控制方法。此外，通过提供清晰的文件描述和对下面所列几个方面的解释可增加清单的透明度。

#### 采用不同方法估算排放

- 如果是采用一阶衰减方法估算温室气体排放，清单机构也应当用 IPCC 缺省的方法进行同样的估算。其结果可以用来与其它国家的排放进行交叉比较。清单机构应当记录这样的比较结果作为内部文件，并对任何差异进行调查。

#### 排放因子审核

- 清单机构对估算的本国特定值与可获得的 IPCC 缺省值进行交叉审核。其目的是看所用的国家参数相对于 IPCC 缺省值是否合理，指出国家源类别和缺省的排放源的异同。

#### 活动水平数据审核

- 清单机构应当将下列本国特定活动水平数据与 IPCC 缺省值进行比较，如城市固体废弃物总量、城市固体废弃物在固体废弃物处理场处理的比例和可降解有机碳。他们应确定国家参数是合理的并且保证在计算过程中没有出现误差。如果这些值差别非常大，则清单机构应当将工业固体废弃物从城市固体废弃物中分离出来。
- 用于汇编固体废弃物活动水平数据国家值的调查和采样数据的质量控制程序应当包括：
  - (1) 审评调查数据的收集方法，审核数据以确保收集和汇编的这些数据准确无误。清单机构应与前几年的数据进行交叉检查以确保数据是合理的。
  - (2) 评估二手数据源和涉及有关二手数据准备的质量保证和质量控制活动。这对于固体废弃物数据特别重要，因为其中大部分的数据并不是为温室气体清单准备的。

#### 包括行业和政府专家的审评

- 清单机构应当向专家提供机会评估输入参数。例如，具有国家固体废弃物管理实践经验的专家应当对固体废弃物流的特征及其处理情况进行审评。其他专家应对甲烷修正因子进行审评。

#### 排放的确认

- 清单机构应当将国家排放速率与在人口统计和经济特征方面具有可比性的类似国家的排放速率进行比较。应当与清单机构使用相同甲烷排放估算方法的国家进行这一比较。清单机构应对明显的差别进行研究以便确定它们是计算误差还是实际差异。

## 5.2 废水处理中的排放

生活和工业废水处理系统在无氧环境下可产生甲烷<sup>5</sup>。本节讨论中有关计算生活和工业废水处理系统中甲烷排放的方法学问题是分开考虑的，因为不同来源废水的活动水平数据和排放因子不同。有关废水处理系统的内容将在 5.2.2 节“报告和归档”和 5.2.3 节“清单质量保证和质量评估”中有详细讨论。

### 5.2.1 方法学问题

#### 5.2.1.1 居民生活废水

在发达国家，许多生活废水是在化粪池或废水处理设备中进行好氧处理。在发展中国家，一小部分生活废水被排放到下水道，余下的部分被倒在坑里或厕所里。

也有一些工业废水可能与生活废水混合被排在城市下水道。

#### 方法选择

《IPCC 指南》介绍了一种计算生活废水处理中的甲烷排放的方法。甲烷的排放量是废水产生量与产生甲烷的排放特征因子的函数，任何被回收和放空燃烧或用作能源的甲烷都应该从总排放中被减去。计算甲烷排放的简化公式如下。

#### 公式 5.5

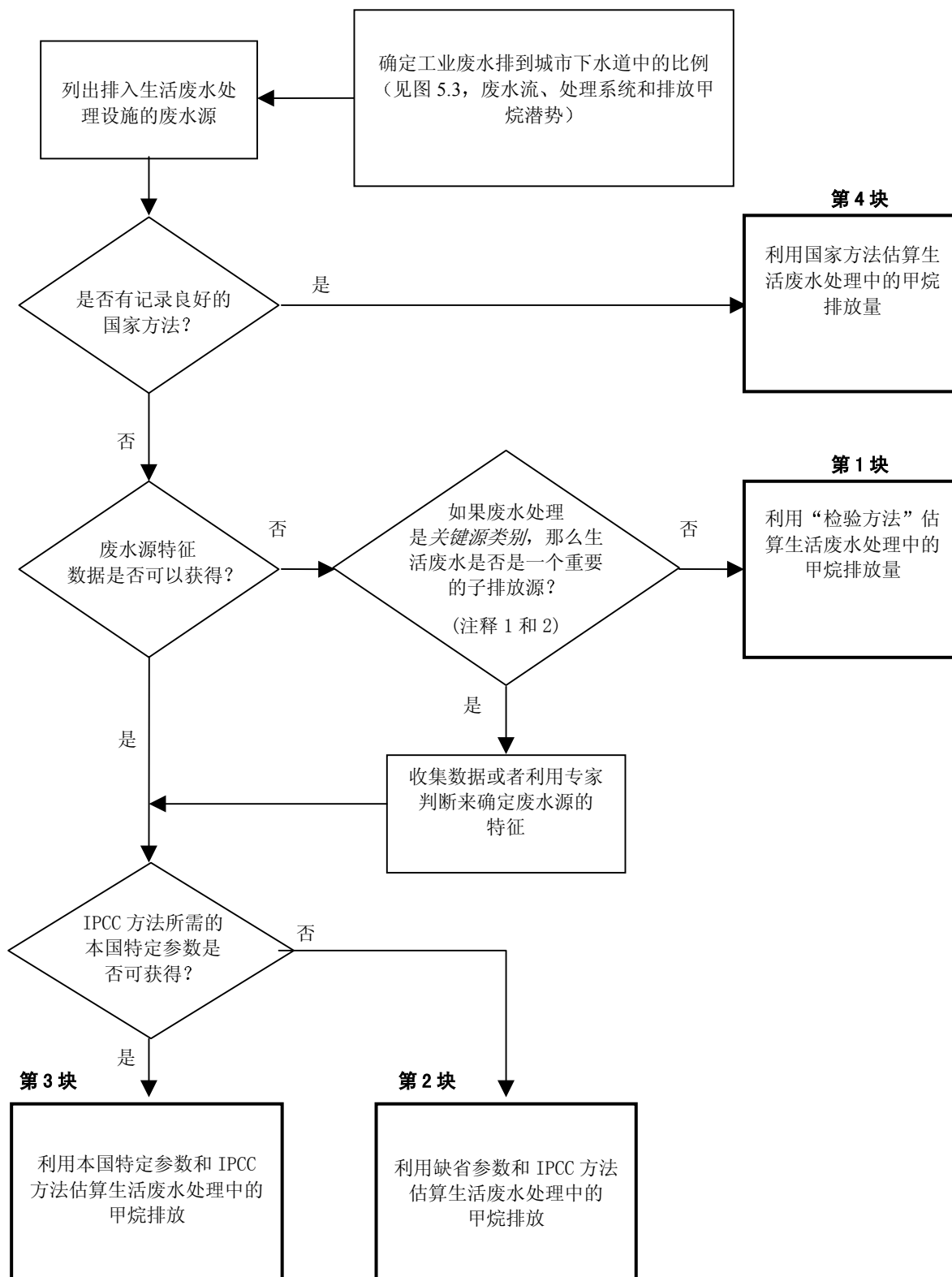
$$\text{排放} = (\text{有机废水总量} \cdot \text{排放因子}) - \text{甲烷回收量}$$

这个方程的应用取决于有效数据和排放因子，适合于计算分散程度不同的废水甲烷的排放量。生活废水处理中的甲烷排放决策树（图 5.2）介绍了如何应用 IPCC 方法确定适合的废水处理分解水平。不管什么样的分解水平，编制废水中甲烷排放清单的优良作法步骤如下：

- (1) 给出国家废水处理系统的特征；
- (2) 选择最适合的参数；
- (3) 应用 IPCC 方法。

<sup>5</sup> 在第 4 章“农业”部分的 4.8 节“农业氮肥施用中的 N<sub>2</sub>O 间接排放”介绍了如何估算废水处理中 N<sub>2</sub>O 排放的优良作法根据现有数据，在《IPCC 指南》中介绍的废水处理中的 N<sub>2</sub>O 排放的估算方法极其简化，如其所说，这种方法代表了优良作法。根据今后工作的需要，该领域在有关农业的章节中将尽可能作更详细的阐述。

图 5.2 居民生活废水处理中的甲烷排放决策树



**注释 1:** 关键源类别是指在国家温室气体排放清单中作为优先的排放源, 因为就绝对排放水平、排放趋势或绝对排放水平与趋势两者来讲, 它对估算全国总的直接温室气体排放清单有重大影响。(参见第 7 章“方法学选择及重新计算”的第 7.2 节“确定国家关键源类别”。)

**注释 2:** 根据经验, 如果子源类别的排放占到该源类别排放量的 25%-30%, 则该子排放源非常重要。

### 框 5.1 检验方法

公式 5.6 描述了一种快速检验国家排放估算的方法，使用缺省参数能够进行一个样本计算。

#### 公式 5.6

$$WM = P \cdot D \cdot SBF \cdot EF \cdot FTA \cdot 365 \cdot 10^{-12}$$

其中：

WM = 每个国家生活废水中的甲烷年排放量(Tg)

P = 一些发展中国家的城市和农村人口 (人)

D = 人均生化需氧量中的有机负荷量(g BOD/人/天)，总缺省值= 60 gBOD/人/天

SBF = 易于沉积的 BOD 比例，缺省值为= 0.5

EF = 排放因子(g CH<sub>4</sub>/g BOD)，缺省值 = 0.6

FTA = 在废水中无氧降解的 BOD 比例，缺省值为= 0.8

在生活废水中，50%的 BOD 与难溶解的固体有关，而且绝大部分在大多情况下能够很快沉淀。比如，传统的沉淀池一般能够沉淀 33%的悬浮固体，而在长期处理中（如污水池、化粪池、厕所和下水道），能够沉淀 50%的悬浮固体，这是上述公式中取 0.5 的根据。另外，在许多国家，通常认为这些沉积的 BOD 很大一部分将在缺氧环境下降解，产生较高的 FTA 值（0.8）。《IPCC 指南》提供了其余的参数。

对于那些排污量大、专门采用了有氧处理法、通过无甲烷产生过程或燃烧甲烷的厌氧消化方法处理污泥的国家，FTA 值将相当低或者为 0。在这些情况下，应用《IPCC 指南》方法将更加准确。对那些没有有效数据来确定与人口相关的不同处理类型比例或者有相当多的人口没有使用下水道的国家，在执行《IPCC 指南》方法中，可能会漏掉重要的排放，需用检查方法的结果对此结果进行审评。

这个方法可用来粗略估计全球从生活废水中排放的甲烷量。例如，假设全球的人口(P)是 60 亿，排放因子是 0.6，将得到 WM 是 32 Tg/年。这同 Doorn 和 Liles (1999)估计的全球甲烷排放量 29 Tg/yr 相当。

## 排放因子选择

每种废水类型的排放因子是每种废水甲烷最大产生潜势(B<sub>0</sub>)和本国使用的不同废水处理系统中的甲烷转换因子的加权平均的函数，如公式 5.7 所示。MCF 表示每种处理方法中的甲烷产生潜势(B<sub>0</sub>)。

#### 公式 5.7

其中：

B<sub>0</sub> = 最大的甲烷产生能力(kg CH<sub>4</sub>/kg BOD 或 kg CH<sub>4</sub>/kg COD)

MCF = 甲烷转换因子（比例）

下面对这些术语进行介绍：



### 最大甲烷产生能力 ( $B_0$ )

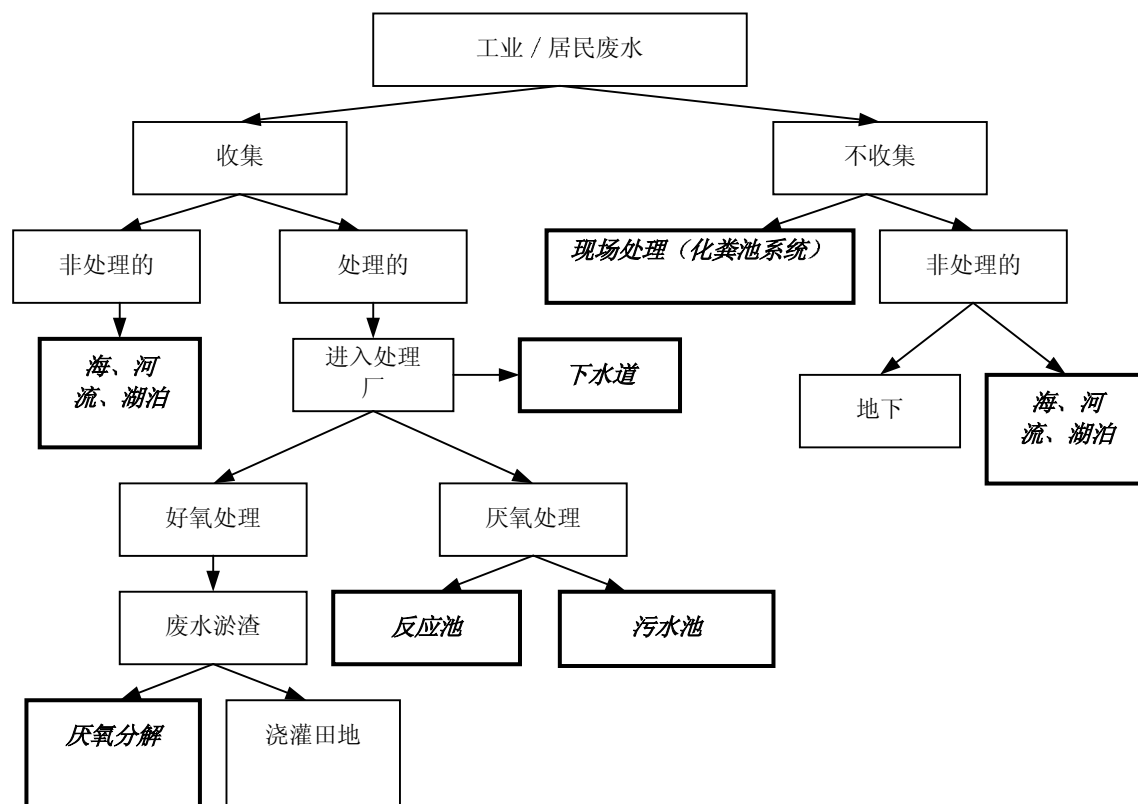
优良作法是应用本国特定的  $B_0$ ，表示为  $\text{kgCH}_4/\text{kg BOD}$ ，此值调整到与活动水平数据一致。如果没有本国特定数据，可以利用缺省值。根据理论计算，《IPCC 指南》建议的缺省值是  $0.25\text{kgCH}_4/\text{kg COD}$ （化学需氧量），该值与全面的实地测试数据(Doorn et al., 1997)<sup>6</sup>非常一致。

需要注意的是，有机废物中的可降解碳可用 BOD 或 COD 来测量。对典型的未经处理的家庭污物来说，COD(mg/l)是 BOD(mg/l)的 2-2.5 倍。因此，使用与测量可降解碳使用的相一致的排放因子非常重要。《IPCC 指南》仅提供了  $B_0$  的一种缺省值，必须在 COD 和 BOD 中都运用。这与观测到的未经处理污物里的 BOD 和 COD 水平间差异不一致。如果废水中的 BOD 和 COD 量存在差异，这将导致相同数量废水中的甲烷排放估算不同，这些差异大小取决于使用哪种方法。不管采用哪种方法测量有机碳，为了保证给定数量废水中的排放估算结果一致，应使用缺省排放因子 2.5 将基于 COD 的  $B_0$  值转换成基于 BOD 的  $B_0$  值。因此，利用缺省的  $0.25 \text{ kg CH}_4/\text{kg COD}$  或者  $0.6 \text{ kg CH}_4/\text{kg BOD}$  是一种优良作法。

### MCF 加权平均:

MCF 是 BOD 或 COD 最终在无氧环境下降解的比例估计值。确定加权 MCF 的第一步是列出一系列  $\text{CH}_4$  排放源，确定国家废水处理系统的特征。图 5.3 给出了一个综合不同处理方法的工业和生活废水的流程图。这些处理选择清楚地说明了甲烷潜在的排放源。

图 5.3 废水流、处理系统和潜在的甲烷排放



注:粗线框中的斜体字表示可能有潜在的甲烷排放。

在《IPCC 指南》中，加权 MFC 值是根据公式 5.8 确定的。

<sup>6</sup> 该文献给出的代表值为  $0.21 \text{ kg CH}_4/\text{kg COD}$ 。

## 公式 5.8

$$\text{加权 MCF}_i = \sum_x (\text{WS}_{ix} \cdot \text{MCF}_x)$$

其中：

$\text{WS}_{ix}$  = 应用废水处理系统(x)处理 i 类废水的比例

$\text{MCF}_x$  = 每种废水处理系统(x)的甲烷转换因子

《IPCC 指南》中提出分开计算废水中的甲烷排放和废水淤渣的甲烷排放。然而对许多国家来说，这是不合适的，因为很少单独收集废水淤渣。如果废水淤渣是分开收集的，而且有相应的统计，那么这些子源类别的甲烷排放量就应该分开计算。除了有国家特有的关于废水淤渣和废水的  $B_0$  测量值，这种计算将不会影响总甲烷排放量估算。一般来说，理论上的废水淤渣和废水的  $B_0$  值是一样的。如果使用缺省因子，那么从废水和废水淤渣中排放的甲烷量就能够一起估算。在这种情况下，对所有废水类型(i)进行加总显然没有必要。如果没有对废水淤渣中的甲烷排放进行分开估算，那么初级处理和可能需要的好氧二级处理的加权 MFC 比 0 大，反应了该国家典型的废水淤渣处理程序。不管废水淤渣是怎么处理的，从被送到填埋场或者在农业中利用的废水淤渣中排放的甲烷量都不能包括在本节内容中。

如上所述，废水特征将确定特定处理系统处理各种废水类型的比例。为了确定每种处理系统的用法，参考国家统计数据（如有关管理机构的数据）是优良作法。如果没有获得这些数据，废水协会或国际组织（如世界卫生组织）也许有相关系统使用的数据可供参考。另外，咨询卫生专家也很有帮助，也可利用专家判断（见第 6 章“不确定性的量化”，利用专家判断的一般指南）。在许多国家，如果农村人口很少进行废水处理，统计城市人口也许是优良作法（比如城市大小和收入分配）。

如果没有获得国家数据，结合卫生专家和其它专家的判断，公式 5.8 能被修改为下面的形式。

## 公式 5.9

$$\text{加权 MCF} = \text{最终厌氧分解的 BOD 的比例}$$

通过专家判断确定加权 MCF 应详细记载归档，而《IPCC 指南》中提供的缺省数据能够作为专家判断的基础。

## 活动水平数据选择

对一个国家来说，本源类别的活动水平数据是有机废物量。有机废物总量(TOW)是人口和人均废物产生量的函数，可以表示为生化需氧量（kg BOD/年）。

## 公式 5.10

$$\text{TOW} = P \cdot D_{\text{dom}}$$

其中：

TOW = 有机废物总量(kg BOD/年)

P = 人口(1000 人)

$D_{\text{dom}}$  = 可降解的有机物成分(kg BOD/1000 人/年)

如前所述，有机废物中可降解碳能够通过测量 BOD 或 COD 来确定，通过乘以缺省因子 2.5，可以将基于 COD 的  $B_0$  值转化为基于 BOD 的  $B_0$  值。对于生活废水，BOD 值可能更加有效。《IPCC 指南》提供了世界上不同区域的 BOD 缺省值（参见《IPCC 指南》的《参考手册》表 6-5）。

从国家统计局或者联合国得到的人口统计数据应该是相对有效的。如果在农村地区，大量废水是在有氧条件下降解的话（比如一些发展中国家），那么仅利用城市人口来进行估算是优良作法。

## 完整性

《IPCC 指南》提供了发展中和发达国家的主要废水处理方法（见《IPCC 指南》的《参考手册》表 6-4）。该表列举了一些排放源，如厕所、河流排污、下水道和化粪池，但是当前的一些方法没有收集在这个表中（见 Doorn 和 Liles,19999，关于这些排放源的排放信息）。图 5.3（废水流、处理系统和潜在甲烷排放）比《IPCC 指南》的《参考手册》表 6-4 有用。

## 建立一致的时间序列

计算时间序列中每年从生活废水处理中排放的甲烷量时，应该使用相同的方法和数据集。在时间序列中，如果每年采用相同方法而很难得到一致的数据，应参考第 7 章“方法学选择与重新计算”第 7.3.2.2 节“重新计算的替代方法”提供的指南进行重新计算。

## 不确定性评估

表 5.3 列出了上面讨论的有关参数的不确定性范围。

参数	不确定性范围
人口	-5%, +5%
BOD/人	-30%, +30%
甲烷最大产生能力( $B_0$ )	-30%, +30%
无氧处理比例	不确定性范围应该由专家来确定，记住这是一个分数，不确定性范围不能超过 0 和 1 之外。
资料来源：专家组判断（参见联合主席、编者和专家；废水处理中的 $CH_4$ 和 $N_2O$ 排放）	

第 6 章提供了关于不确定性量化的建议。包括引出和应用专家判断并结合经验数据对整个不确定性提出估计。

### 5.2.1.2 工业废水

工业废水也许单独在现场处理或者排放到生活污水的下水道。如果它们被排放到排放生活污水的下水道，其排放也应该包括在该排放源下。因此，下面将对现场工业处理废水中的甲烷排放估算进行讨论。

## 方法选择

在《IPCC 指南》中，计算工业废水中的甲烷排放的方法与计算生活污水中的甲烷排放所用方法一样。因为有许多废水和工业类型，单独确定排放因子和活动水平数据则比较复杂。

对该排放源类别的排放最精确的估算是基于点源的数据测量。由于测量的成本高和潜在的大量点源，收集综合性测量数据非常困难。因此，建议清单机构采用自上而下的方法对《IPCC 指南》方法进行修改。图 5.4 的决策树给出了使《IPCC 指南》中的方法适应各国具体情况的优良作法。

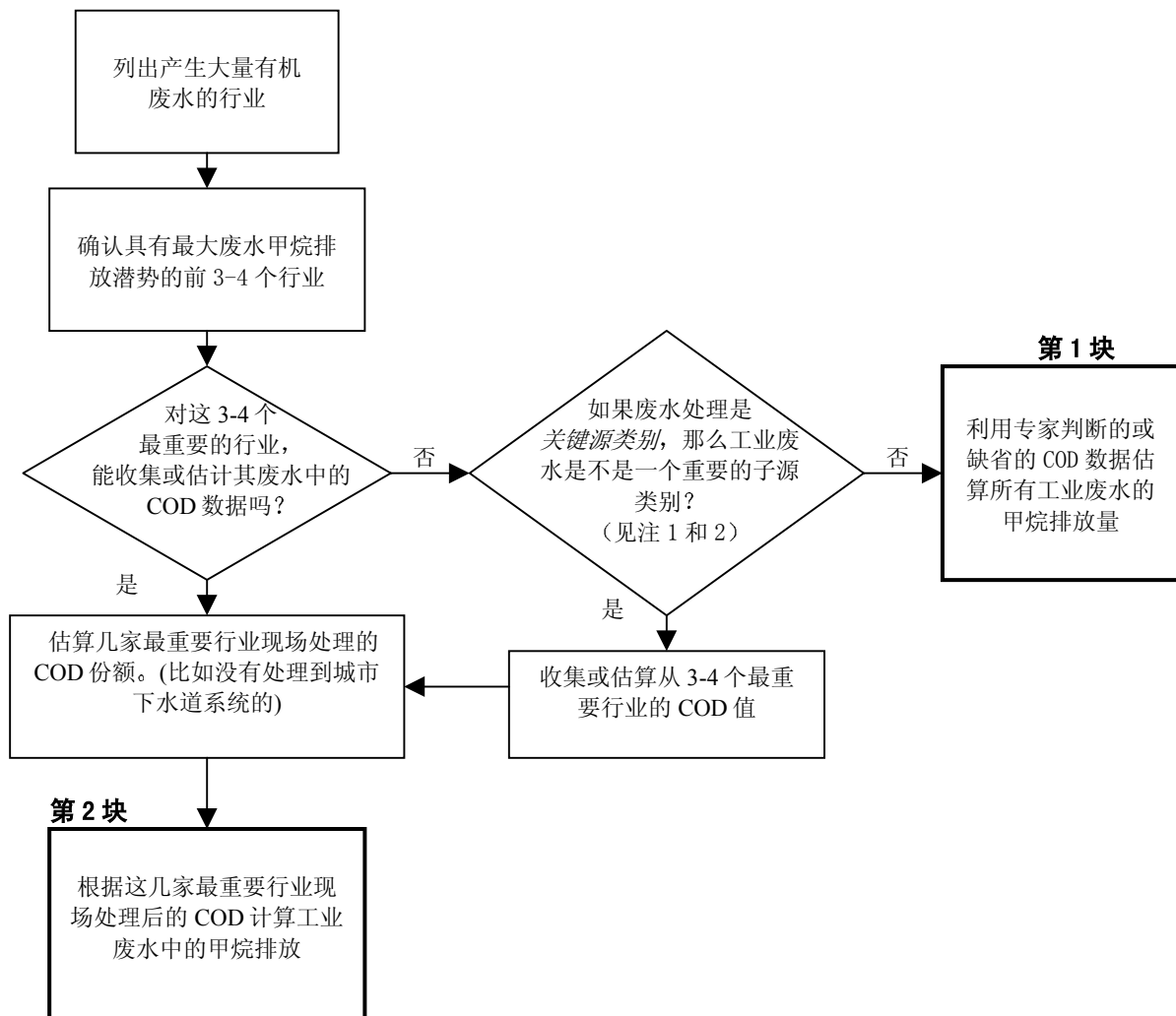
## 排放因子选择

不同类型工业废水的甲烷排放潜力差异很大，因此，应尽可能收集数据以确定最大的甲烷排放能力( $B_0$ )和无氧处理的废水比例。优良作法是采用从政府权威部门、工业组织或者工业专家那里获得的本国和本行业特定数据。

但是目前，许多清单机构发现详尽的行业部门特定数据还没有或者不完整。如果没有国家数据，*优良作法*是采用 B<sub>0</sub> 的 IPCC COD 缺省因子 (0.25 kg CH<sub>4</sub>/kg COD)。

在确定无氧处理比例时，也可以利用基于工程师和其它专家建议的专业判断。为估算这些数据，利用同行评议的调查来确定工业废水处理过程是一种有效的方法。调查应该有足够的频率，以说明工业废水处理实践的主要趋势（如 3-5 年）。第 6 章“不确定性的量化” 6.2.5 节“专家判断”阐述了如何利用专家判断说明不确定的范围。如果没有公开的数据和统计资料时，利用同行专家的评议能够为其它类型数据提供必要的信息。

图 5.4 工业废水处理系统的甲烷排放决策树



**注释 1:** *关键源类别*是指在国家温室气体排放清单中作为优先的排放源，因为就绝对排放水平、排放趋势或绝对排放水平与趋势两者来讲，它对估算全国总的直接温室气体排放清单有重大影响。（参见第 7 章“方法学选择及重新计算”的第 7.2 节“确定国家关键源类别”。）

**注释 2:** 根据经验，如果子源类别的排放占到总排放的 25%-30%的话，则该子源类别非常重要。

## 活动水平数据选择

估算工业有机废水总量的第一步是确定国家产生有机废水最多的几个工业部门的特征。因为，少数的工业部门就可能产生大量工业废水（比如，食品加工和纸浆造纸等），因此，集中对这些工业部门废水中的甲烷排放进行计算是*优良做法*。国家统计局部门、管理机构、废水处理协会或工业协会能提供这些信息。

第二步，应对确定的 3-4 个主要工业部门的 COD 输入进行量化，这可能需要一些专家的判断。在一些国家，COD 和每个工业部门的总废水量可以直接从管理机构得到。另外，一种可替代的方法是从参考文献资料中得到有关工业产量和单位产量（吨）产生的 COD 量等数据。《IPCC 指南》提供了一些工业部门的 COD 典型值，但是这些值在下面（表 5.4）已被更新了。这两种来源的数据都与*优良作法*一致，这取决于国家的实际情况。对其它工业部门，应有一个综合的 COD 产量值，产量数据能够从国家统计局部门得到。

很大一部分工业废水也许被排进了城市下水道中处理，或者与生活废水一起处理中。这些部分可能必须通过专家的判断进行估计或者应该添加在生活废水量中。

**表 5.4**  
**工业废水数据**

工业类型	废水产生量 (m <sup>3</sup> /Mg)	废水产生范围 (m <sup>3</sup> /Mg)	BOD (g/l)	BOD 范围 (g/l)	COD (g/l)	COD 范围 (g/l)
动物食品	NA		NA		NA	
乙醇提纯	24	16-32	NA	3-11	11	5-22
啤酒和麦芽	6.3	5.0-9.0	1.5	1-4	2.9	2-7
咖啡	NA		5.4	2-9	9	3-15
焦炭	1.5	1.3-1.7	NA	0.1	0.1	
乳制品	7	3-10	2.4	1-4	2.7	1.5-5.2
药品	NA		0.9		5.1	1-10
炸药	NA		NA		NA	
鱼类产品	NA	8-18	1.5		2.5	
禽肉类	13	8-18	2.5	2-3	4.1	2-7
有机化工	67	0-400	1.1	1-2	3	0.8-5
涂料	NA	1-10	NA		NA	1-10
提炼石油	0.6	0.3-1.2	0.4	1-8	1.0	0.4-1.6
塑料和树脂	0.6	0.3-1.2	1.4	1-2	3.7	0.8-5
纸浆造纸	162	85-240	0.4	0.3-8	9	1-15
肥皂和清洁剂	NA	1.0-5.0	NA	0.3-0.8	NA	0.5-1.2
饮料	NA	2.0	NA	1.0	NA	2.0
淀粉生产	9	4-18	2.0	1-25	10	1.5-42
糖的提炼	NA	4-18	NA	2-8	3.2	1-6
天然纤维	172	100-185	0.4	0.3-0.8	0.9	0.8-1.6
植物油	3.1	1.0-5.0	0.5	0.3-0.8	NA	0.5-1.2
植物、水果和果汁	20	7-35	1.0	0.5-2	5.0	2-10
酒和醋	23	11-46	0.7	0.2-1.4	1.5	0.7-3.0

注：NA = 暂缺  
当只有少数有效数据时，范围设在 -50 至+100%。  
资料来源：Doom *et al.* (1997)。

## 完整性

工业也编制包括现场废水处理中的排放估算清单。如果这些估算具有透明性并与第 8 章“质量保证和质量控制”提出的质量保证和质量控制原则相一致的话，那么利用这些估算是优良作法。国家估算方法应该尽可能分开进行计算，以分清这些不同排放部分，避免重复计算。

## 建立一致的时间序列

时间序列里每年工业废水处理中的排放应利用相同的方法和数据集进行计算。如果序时间列里的某一年，在相同方法下没有相一致的数据，空缺的这些应根据第 7 章“方法学选择与重新计算”第 7.3.2.2 节“重新计算的替代方法”提供的指南来重新计算。

## 不确定性评估

上面讨论的一些参数的不确定性范围列在表 5.5 中。

参数	不确定性范围
工业产量	-25 %, +25%。利用专家关于数据源质量的判断以提出更加准确的不确定性范围。
废水/单位产量 COD/单位废水	这些数据更加不确定, 因为在不同的国家, 相同的工业部门可能使用不同的废水处理过程。参数的乘积结果应当具有较小的不确定性。不确定值直接表示为 kg COD/每吨产品。建议这个范围是: -50 %, +100%。(即相差 2 倍)
甲烷最大的产生能力( $B_0$ )	-30%, +30%
无氧化处理的比例	不确定性范围应通过专家判断确定, 注意这是一个分数, 不确定性范围不能超过 0- 1。
资料来源: 专家组判断 (见联合主席、编者和专家; 废水处理中的 $CH_4$ 和 $N_2O$ 排放)。	

### 5.2.2 报告和归档

如第 8 章“质量保证和质量控制”第 8.10.1 节“内部文件和存档”所示, 优良作法是将编制国家排放清单所需的所有信息成文并存档。下面给出了一些与该排放源类别相关的具体存档和报告的例子。

现有的附在详细清单报告后的分部门报表为该源类别提供了清晰的数据。这些报表适当地将工业污水处理与家庭污水处理分开。清单报告应像文本文件那样, 能够提供关于活动水平数据的其它信息(如处理数据所作假设和参考都应该交待)。对确定参数过程中的缺省数据使用情况做好记录非常重要。在工作表中, 增加的两栏, 一栏是备注, 一行是参考资料(如通过数字), 这些应该由清单机构提供。

要在国家清单报告中包括所有文件是不现实的。但是清单中应包括所用方法的概述和数据来源参考资料, 以便所报告的排放估算具有透明性, 并且计算步骤也能够被追溯(比如  $MFC_s$  缺省值的变化)。

### 5.2.3 清单质量保证和质量控制

优良作法是指按照第 8 章“质量保证和质量控制”表 8.1“方法 1: 一般清单水平的质量控制程序”和排放估算的专家评审意见进行质量控制核查。也可以采用第 8 章的方法 2 程序和质量保证程序进行附加质量控制核查, 尤其是运用较高级方法估算这种排放源的排放量更是如此。鼓励清单机构对第 7 章“方法学选择与重新计算”中确定的关键源类别采用较高质量保证和质量控制方法。

此外, 通过提供清晰的文件描述和对下面所列几项工作的解释可以增加清单的透明度。

#### 对采用不同方法估算的排放量进行比较

- 对于生活废水, 清单机构应将国家估算与采用 IPCC 缺省的或检查方法估算的排放进行交叉检查。只要估算方法使用的是非缺省参数, 应当将该交叉检查要求作为一种标准的质量控制方法。清单机构应记录比较结果以作为内部文件, 并对任何无法解释的差异进行调查。

#### 排放因子审核

- 对生活废水, 清单机构应将本国特定的  $B_0$  值与 IPCC 缺省的  $B_0$  值(0.25 kg  $CH_4$ /kg COD 或 0.6 kg  $CH_4$ /kg BOD) 进行比较。尽管 IPCC 没有无氧处理废水的缺省值, 清单机构可以参照具有类似废水处理方式的国家的参数来检查自己国家采用的 MCF。

- 清单机构应该在  $B_0$  的单位和可降解有机碳所用单位之间一致。为了计算排放量，两种参数都应基于相同的计量单位（BOD 或 COD）。在将本国排放与检验方法或与其他国排放进行比较时，也应同样考虑这一点。
- 对于工业废水，清单机构应参照有类似工业废水特征的其他国家清单来核对本国的 MCF 值。

#### 活动水平数据审核

- 对于工业废水，清单机构应对用于估算工业 COD 废物排量并进行分类的次级数据库（如从国家统计局、管理机构、废水处理协会和工业协会获得）进行审核。一些国家也许已经对工业排放进行了调控，这样，这些国家可能针对某个行业的废水处理特点，已经实施了一系列的质量保证和质量控制措施。
- 清单机构应该将本国特定数据（生活废水中的 BOD 或工业 COD 排放）和 IPCC 缺省值进行比较。如果清单机构使用本国特定值，他们应作好记录，解释为何本国特定值或行业特定值与缺省值之间会出现差异。

#### 有关工业专家审评

- 在一些国家，生活废水处理能很好地得到检查和控制（特别是城市地区），这样，就有机会组织专家对排放计算的方法进行审议。审议人员中应该有了解特定参数的本行业专家。当 IPCC 缺省值无法进行交叉检查时，专家意见对确认 MCF 值和其它参数就特别重要。
- 对工业废水，清单机构应该包括对排放参数非常了解的本行业专家。比如，行业专家应用本行业的专门知识来审核工业废水和废水处理。当 IPCC 缺省值无法进行交叉检查时，专家意见对确认 MCF 值和其它参数就特别重要。



## 5.3 废弃物焚烧中的排放

### 5.3.1 方法学问题

废弃物焚烧产生 CO<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放。因为焚烧炉内燃烧条件（例如，高温和长停留时间）的关系，CH<sub>4</sub> 排放量可能不会很大。通常，废弃物焚烧中的 CO<sub>2</sub> 排放量比 N<sub>2</sub>O 大得多。现在，虽然发达国家和发展中国家普遍都焚烧医疗废弃物，但在发达国家里，废弃物焚烧更为普遍。

这里介绍的方法，适用于有能源回收和无能源回收的焚烧。无能源回收的废弃物焚烧中的排放，应该在废弃物部分报告，而有能源回收的废弃物焚烧中的排放，应该在能源部分报告。

同《IPCC 指南》一样，估计的排放量，只包括由矿物材料构成的废弃物（例如，塑料、某些织物、橡胶、液体溶剂、废油）中的碳燃烧产生的 CO<sub>2</sub>，而来自生物质（例如，纸张、食品废物和木料）的碳，则不包括在内。

#### 5.3.1.1 方法选择

一种 *优良作法* 的选择，将取决于国家的实际条件。图 5.5 “废弃物焚烧中的 CO<sub>2</sub> 排放决策树” 以及图 5.6 “废弃物焚烧中的 N<sub>2</sub>O 排放决策树” 界定了 *优良做法*，以便使《IPCC 指南》中的方法适用于这些国家的具体情况。图 5.5 和图 5.6 对估算 CO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量的方法选择作了分别介绍。

最准确的排放量估算，可以通过计算每一种类型废弃物（例如，城市固体废弃物、污水污泥、医疗废弃物和有害废物）的排放量来实现。

估算废弃物焚烧产生的 CO<sub>2</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的方法不一样，因为影响排放量的因子不同。因此，下面将分别讨论。

### 估算 CO<sub>2</sub> 排放

《IPCC 指南》介绍了一种估算废弃物焚烧产生的 CO<sub>2</sub> 排放量的方法。如公式 5.11 式所示，活动水平数据是被送入焚烧炉的废弃物的量，排放因子则仅仅取决于矿物材料构成的废弃物中的碳含量。最准确的 CO<sub>2</sub> 排放量估算，来自不同类型废弃物（例如，城市固体废弃物、污水污泥、医院垃圾和有害废物）的详细活动水平数据。在计算中，还应包括完全燃烧效率。

公式 5.11

$$\text{CO}_2 \text{ 排放 (Gg/yr)} = \sum_i (IW_i \cdot CCW_i \cdot FCF_i \cdot EF_i \cdot 44 / 12)$$

其中：

i = MSW：城市固体废弃物

HW：危险废弃物

CW：医院废弃物

SS：污水污泥

$IW_i$  = 第 i 种类型废弃物的焚烧量(Gg/yr)

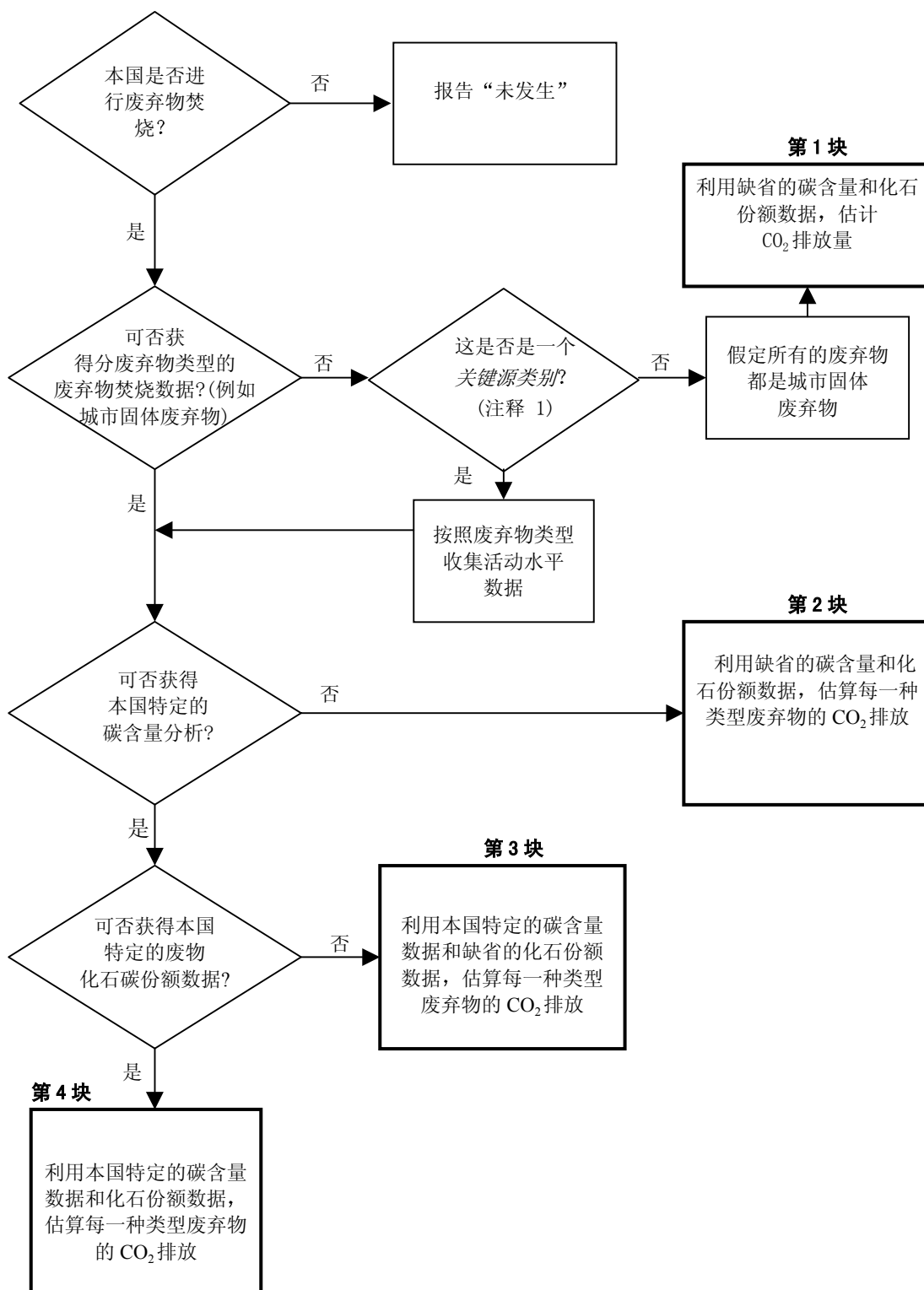
$CCW_i$  = 第 i 种类型废弃物中的碳含量比例

$FCF_i$  = 第 i 种类型废弃物中的矿物碳比例

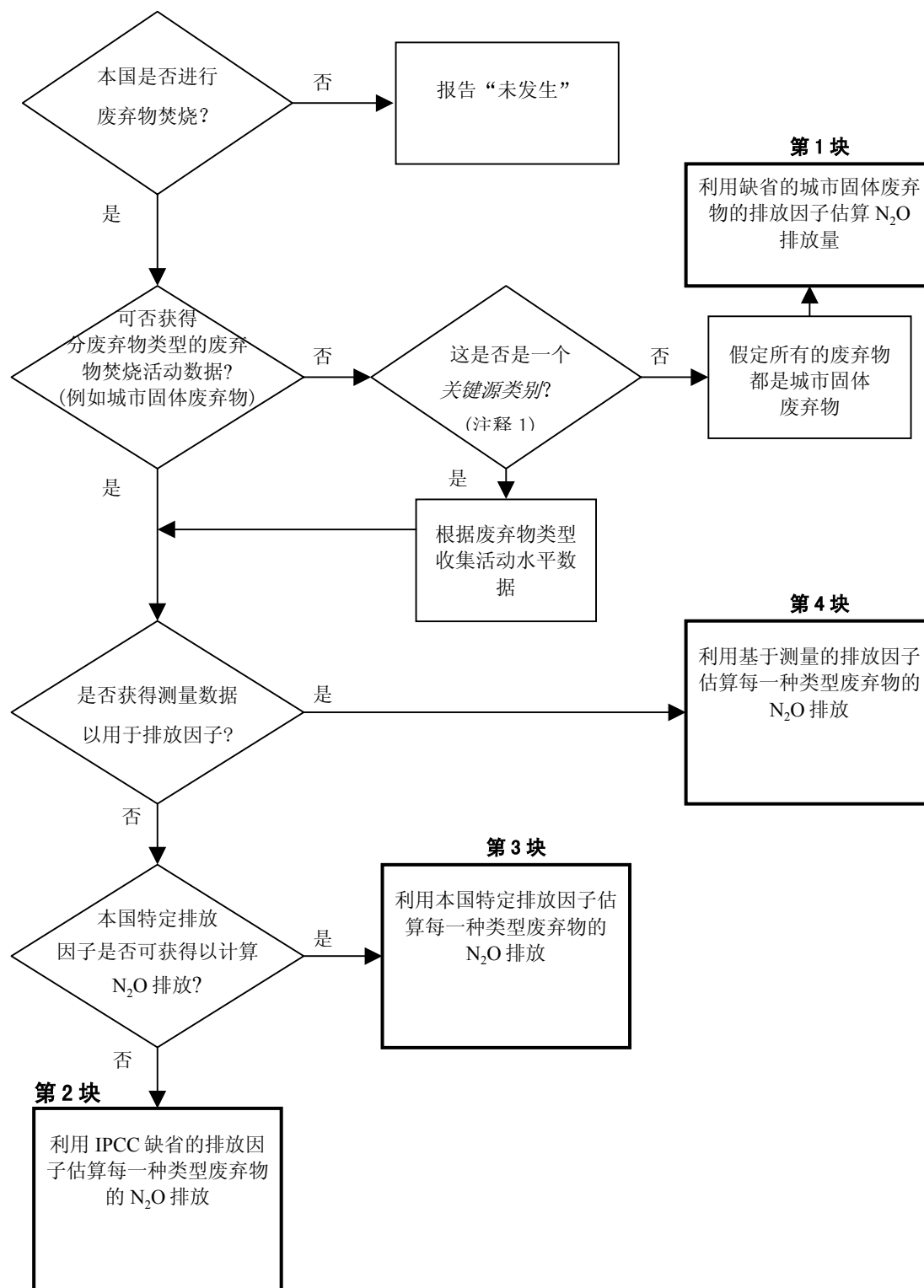
$EF_i$  = 第 i 种类型废弃物焚烧炉的完全燃烧效率

44 / 12 = 碳转换成 CO<sub>2</sub> 的转换比例

图 5.5 废弃物焚烧中的 CO<sub>2</sub> 排放决策树



**注释 1:** 关键源类别是指在国家温室气体排放清单中作为优先的排放源，因为就绝对排放水平、排放趋势或绝对排放水平与趋势两者来讲，它对估算全国总的直接温室气体排放清单有重大影响。（参见第 7 章“方法学选择及重新计算”的第 7.2 节“确定国家关键源类别”。）

图 5.6 废弃物焚烧中的 N<sub>2</sub>O 排放决策树

**注释 1:** 关键源类别是指在国家温室气体排放清单中作为优先的排放源，因为就绝对排放水平、排放趋势或绝对排放水平与趋势两者来讲，它对估算全国总的直接温室气体排放清单有重大影响。（参见第 7 章“方法学选择及重新计算”的第 7.2 节“确定国家关键源类别”。）

图 5.5 的决策树可以用来估算每一个焚烧厂的 CO<sub>2</sub> 排放量以及所有焚烧厂的排放量。最好的结果是如果得到每一个燃烧厂的排放量，然后加总。

### 估算 N<sub>2</sub>O 排放

根据向焚烧炉送入的废弃物量和排放因子，计算 N<sub>2</sub>O 排放量：

**公式 5.12**

$$\text{N}_2\text{O 排放量 (Gg/yr)} = \sum_i (IW_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-6}$$

其中：

$IW_i$  = 第 i 类废弃物的焚烧量(Gg/yr)

$EF_i$  = 第 i 类废弃物的 N<sub>2</sub>O 累积排放因子(kg N<sub>2</sub>O/Gg)

或者

**公式 5.13**

$$\text{N}_2\text{O 排放量 (Gg/yr)} = \sum_i (IW_i \cdot EC_i \cdot FGV_i) \cdot 10^{-9}$$

其中：

$IW_i$  = 第 i 类废弃物的焚烧量(Gg/yr)

$EC_i$  = 第 i 类废弃物烟道气体中的 N<sub>2</sub>O 排放浓度(mg N<sub>2</sub>O/m<sup>3</sup>)

$FGV_i$  = 根据第 i 类废弃物焚烧量得到的烟道气体量(m<sup>3</sup>/Mg)

图 5.6 为估算废弃物焚烧中的 N<sub>2</sub>O 排放量提供了一个综合决策树，这个决策树也可用于估算其它气体（如，NO<sub>x</sub>）的排放。如果根据每一个厂专门的监测数据计算其排放量，然后加总所有工厂的排放量就可以得到最佳结果。

### 5.3.1.2 选择排放因子和活动水平数据

#### CO<sub>2</sub> 排放

通常，不在废气中直接监测 CO<sub>2</sub>，而通过废弃物中的总碳含量计算出来。在许多国家，一般都采用这种方法。也可以利用碳含量的缺省数据来估算 CO<sub>2</sub> 排放量（见表 5.6，估算废弃物焚烧中的 CO<sub>2</sub> 排放量缺省数据）。但是，在不知道废弃物碳含量，而清单机构已经提供了废弃物焚烧的 CO<sub>2</sub> 排放测量数据的情况下，可以使用这些数据计算出该国废弃物的碳含量。

被焚烧的废弃物中的生物碳和矿物碳很难区分。确定这种比例的数据，可以从很多国家采用的废弃物分析资料中得到。但是，通常废弃物来源方面的实际数据比较缺乏，即使有，还可能不是最新的。

在未来，生物碳和矿物碳的比例可能会有很大的变化，因为最近许多国家（例如，日本、挪威和美国）都通过了废弃物处理法规，该立法将对被焚烧的废弃物总量以及焚烧的废弃物中的矿物碳含量产生影响。目前尚不清楚新的法规怎样影响矿物碳的含量；尽管现有的信息有限，但新的情况还在不断出现。

矿物碳比例将会因废弃物种类不同而有很大的差别。城市固体废弃物和医院废弃物中的碳，主要来源于生物碳和矿物碳（表 5.6 中提供了缺省数据）；污水污泥中的矿物碳，通常可以忽略（只有微量的清洁剂和其它化学物质）。危险废弃物中的碳通常来自矿物材料（表 5.6 中提供了缺省数据）。

优良作法是假定焚烧的城市固体废弃物的成分与这个国家产生的城市固体废弃物成分相同。但是，如果只有一定比例的城市固体废弃物单独焚烧，那么这一部分的碳含量必须专门确定。

**表 5.6**  
**估算废弃物焚烧中的 CO<sub>2</sub> 排放量的缺省数据**

	城市固体废弃物	污水污泥	医院废弃物	危险废弃物
废弃物碳含量	废弃物（湿）的 33-35%； 缺省：40%	污泥（干物质）的 10-40%； 缺省：30%	废弃物（干物质）的 50-70% <sup>a</sup> ； 缺省：60%	废弃物（湿）的 1-95%； 缺省：50%
矿物碳在碳总量中的百分比(%)	30-50% 缺省：40%	0%	30-50% 缺省：40% 需要更多资料	90-100% <sup>b</sup> 缺省：90%
燃烧效率 <sup>c</sup>	95-99% 缺省：95%	95%	50-99.5% 缺省：95%	95-99.5% 缺省：99.5%
<sup>a</sup> 医院废弃物主要包括纸张和塑料。碳含量可以利用下列因子估算：纸张的碳含量为 50%和 塑料的碳含量为 75%-85%。 <sup>b</sup> 如果它们包括包装材料及类似材料的碳，则矿物碳可能减少。 <sup>c</sup> 取决于工厂设计、维修状况和年限。 <sup>d</sup> 资料来源：专家组判断（见联合主席、编者和专家；废弃物焚烧中的排放）				

## N<sub>2</sub>O 排放

在适当的时候，N<sub>2</sub>O 排放因子应当根据排放测量计算出来。对排放进行连续监测，虽然在技术上是可行的，但是对于优良作法来说没有必要。考虑到 N<sub>2</sub>O 产生量会变化（例如，由于废弃物成分的改变），以及焚烧炉运行条件的不同（如燃烧温度），还是应当定期地、经常地进行测量。第 8 章（质量保证和质量控制）第 8.7.1.3 节（排放的直接测量），根据典型实例提供了更多的建议。如果没有测量数据可以采用，可以用其它可靠的方法确定排放因子（见图 5.6，废弃物焚烧中的 N<sub>2</sub>O 排放决策树）。

因设备类型和废弃物种类不同，N<sub>2</sub>O 排放因子也不一样。装有流化床的工厂的排放因子大于采用层燃系统的工厂的排放因子。城市固体废弃物的排放因子小于污水污泥的排放因子。N<sub>2</sub>O 排放因子的大小反映了减排技术的水平（在已经采用的某些 NO<sub>x</sub> 减排技术中，加入氨和尿素可以提高 N<sub>2</sub>O 排放量）、温度和废弃物在焚烧炉内的停留时间。

如果没有针对特定地点的 N<sub>2</sub>O 排放因子可以利用，可使用缺省排放因子（见表 5.7，废弃物焚烧中的 N<sub>2</sub>O 排放因子）。

对废弃物进行焚烧的许多国家，应当有各焚烧厂的废弃物焚烧量数据。

要想获得危险废弃物和医院废弃物的活动水平数据可能比较困难，因为在废物统计中，可能没有统计某些工厂里（例如制药和化学工业的厂区内焚烧炉）焚烧的这类废弃物。对这些废弃物，焚烧工厂的数据是不能采用的，但是可以采用来自废弃物管理部门的废弃物总焚烧数据。

不同国家废弃物的分类也不一样（例如在日本，工业废弃物里包括污水污泥），一个国家里也是如此（例如，在城市一级或者地区一级）。因此，比较废弃物类型可能很困难。如果可能，应当按照上面的方法对废弃物进行分类，以便保持一致并具有可比性。

### 5.3.1.3 完整性

完整性取决于对废弃物种类和燃烧量的报告，若用的是焚烧厂层面统计方法，只需要将所有厂的数据加总即可。优良作法是保证所有废弃物焚烧厂的燃烧量都包括了。清单机构应尽力列出本国所有的废弃物类型。

应注意到由于能源循环而重复计算 CO<sub>2</sub> 排放的可能性。同样，废弃物在某些工厂里也可以作为燃料（如水泥场或砖瓦窑或高炉）。为了避免重复计算，应当在“能源”一章的“其它燃料”中报告这类废弃物，而不应该在废弃物处理源类别中报告。

焚烧厂类型	城市固体废弃物 Kg N <sub>2</sub> O/Gg 废弃物 (干)	污水污泥 Kg N <sub>2</sub> O/Gg 污水污泥(干 物质)	医院废弃物 Kg N <sub>2</sub> O/Gg 废弃物 (干)	危险废弃物(工厂排放) Kg N <sub>2</sub> O/Gg 废弃物(干)
炉烧	5.5-66 (德国) 平均 5.5-11 最高值 30 (英国) 40-150 (日本: 湿)	400 (日本, 湿的)	暂缺	暂缺
旋转式燃烧	暂缺	暂缺	暂缺	210-240 (德国)
液化床	240-260 (日本, 湿)	800 (德国) 100-1500 (英国) 300-1530 (日本, 湿)	暂缺	暂缺
资料来源: 德国: johnke (1999) 英国: 环境部 (1999) 日本: Yasuda (1993)				

### 5.3.1.4 建立一致的时间序列

计算时间序列里每年废弃物焚烧所排放的温室气体时，应使用相同的方法和数据集。若时间序列里的某一年无法获得相同方法下的相一致的数据，空缺的这些应按照第 7 章“方法学选择与重新计算”第 7.3.2.2 节“重新计算的替代方法”中提供的指南重新计算。

### 5.3.1.5 不确定性评估

表 5.6 和表 5.7 为 CO<sub>2</sub> 和 NO<sub>2</sub> 排放估算提供了缺省范围，但是清单机构应指出各个国家排放因子的不确定性，尤其是使用测量数据的国家。

更多的新信息不确定性会更低，因为处理方式、技术或者所焚烧废弃物的组分（生物和矿物成分）都可能发生了改变。在许多发达国家，焚烧的废弃物总量的不确定性在 5% 左右，但是对诸如医院废弃物这类垃圾而言，不确定性可能会更高一些。

CO<sub>2</sub> 的主要不确定性在于对矿物碳含量的估算。更高的不确定性与生物碳和矿物碳的划分有关。

直接对 NO<sub>2</sub> 排放进行测量和监测会有较低的不确定性，若对 NO<sub>2</sub> 排放进行连续的定期监测，那不确定性与观测仪器的精度有关。对定期监测而言，不确定性还与其频率有关。

如果采用 NO<sub>2</sub> 排放因子的缺省值，那么不确定性估计高达 100%。

在实践中如何对不确定性进行量化，在第 6 章中提供了一些建议。将专家的判定与经验数据结合起来，可以大体得出这种不确定性。

## 5.3.2 报告和归档

如第 8 章“质量保证和质量控制”第 8.10.1 节“内部文件和存档”所示，*优良作法*是将编制国家排放清单所需的所有信息成文并存档。以下给出了与该源类别有关的具体存档和报告的例子。

要在国家清单报告中包括所有文件是不现实的，但是清单中应包括所用方法的概述以及数据来源参考资料，以便所报告的排放量估算具有透明性且计算步骤可以追溯。

一些国家根据当地和区域水平应用不同的废弃物分类方案。在这种情况下，清单机构应审核其与 IPCC 废弃物分类方案的一致性，并提供将其转化为适合 IPCC 分类的数据的原理。清单机构还应明确指出，废弃物估算包括废弃物类型。

清单机构还应包含如何获得碳含量、矿物碳比例和 N<sub>2</sub>O 排放因子等信息。

许多废弃物焚烧厂会发电和生热。以能源为目的而焚烧的废弃物应该在《IPCC 指南》的“能源”部分中报告（静止源燃烧中的 CO<sub>2</sub> 排放）。在“能源”部分中将此类废弃物当作“其它燃料”来报告。为了避免重复计算，这些排放在“废弃物”部分就不用再计算了。

有时，焚烧开始时点火或者为维持一定的温度要将燃气、燃油或其它燃料作为辅助燃料。出于此目的而燃烧的辅助燃料，也不应该在废弃物焚烧部分中提及，而应该将它纳入能源部分中。在总输入热量中辅助燃料一般占不到 3% 的比例，但是对于危险废弃物的焚烧，它们所起的作用非常大。

## 5.3.3 清单质量保证和质量控制

*优良作法*是指按照第 8 章“质量保证和质量控制”表 8.1 “方法 1：一般清单水平的质量控制程序”和排放估算的专家评审意见进行质量控制核查。也可以采用第 8 章的方法 2 程序和质量保证程序进行附加质量控制核查，尤其是运用较高级方法估算这种排放源的排放量更是如此。鼓励清单机构对第 7 章“方法学选择与重新计算”中确定的*关键源类别*采用较高质量保证和质量控制方法。

此外，通过提供清晰的文件描述和对下列几个方面的解释可以增加清单的透明度。

### 直接排放测量审评

- 当直接测量数据能够获得时，清单机构应确认测量是否采用国际认可的标准方法，若测量不符合标准，那么应对这些这些排放数据进行仔细的评估。
- 当排放能够直接测量时，清单机构应将工厂级别因子与 IPCC 的缺省值进行比较，而且还要对二者因子之间的明显差异进行审评。

### 排放因子审评

- 清单机构应将具体国家或焚烧厂的废弃物碳量、总碳量中的矿物碳比例以及焚烧炉的燃烧效率同表 5.6 中的缺省值作比较。
- 清单机构应对与废弃物焚烧量和所用分析方法有关的质量控制程序进行审评，以便确定特定地点的排放因子。若质量控制不充分，则应对全国估算的不确定性进行评估，同时也需对所使用的数据进行评估。

### 专家参与审评

- 这种专家审评最重要的任务就是，对未采用缺省数据的废弃物以及处理情况进行归纳总结。对于危险废弃物和医院废弃物的数据尤其如此，因为这些废弃物一般没有焚烧厂量化统计，况且各个焚烧厂之间的差别很大。

## 参考文献：

### 固体废弃物处理场的甲烷排放

- Bingemer, H.G. and P.J. Crutzen (1987). 'The production of methane from solid wastes.' *Journal of Geophysical Research*, 92 (D2), pp. 2181-2187.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 3 Reference Manual*. J.T. Houghton et al., IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Oonk, H. and T. Boom (1995). *Landfill gas formation, recovery and emissions*, TNO-report R95-203, TNO, Apeldoorn, The Netherlands.

### 废水处理中的排放

- Doorn, M.R.J., R. Strait, W. Barnard, and B. Eklund (1997). *Estimate of Global Greenhouse Gas Emissions from Industrial and Domestic Wastewater Treatment*, Final Report, EPA-600/R-97-091, Prepared for United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, USA.
- Doorn, M.R.J. and D. Liles (1999). *Global Methane, Quantification of Methane Emissions and Discussion of Nitrous Oxide, and Ammonia Emissions from Septic Tanks, Latrines, and Stagnant Open Sewers in the World*. EPA-600/R-99-089, Prepared for U.S. EPA, Research Triangle Park, NC, USA.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 3 Reference Manual*. J.T. Houghton et al., IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Lexmond, M.J. and G. Zeeman (1995). *Potential of controlled anaerobic wastewater treatment in order to reduce the global emissions of the greenhouse gases methane and carbon dioxide*. Report No. 95-1, Department of Environmental Technology, Agricultural University of Wageningen, P.O. Box 8129, 6700 EV Wageningen, The Netherlands.

### 废弃物焚烧中的排放

- Environment Agency of the United Kingdom (1999). Environment Agency's Technical Guidance Notes, *Environment Agency's Pollution Inventory* (1998 Data), UK.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (1997). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 3 Reference Manual*. J.T. Houghton et al., IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Johnke, B. (1999). 'Emissions from waste incineration'. Background paper for *Expert meeting on good practice in inventory preparation : emissions from waste*. IPCC/OECD/IEA National Greenhouse Gas Inventories Programme, (Unpublished – TSU, Japan)
- Yasuda, K. (1993). *Emissions of Greenhouse Gases from Waste Incineration*. Report of Kanagawa Environmental Research Center, vol. 16, pp. 49-53, Kanagawa Environmental Research Center, Kanagawa, Japan.