

第 4 章

固体废弃物的生物处理

作者

Riitta Pipatti（芬兰）

Joao Wagner Silva Alves（巴西）、Qingxian Gao（中国）、Carlos López Cabrera（古巴）、Katarina Mareckova（斯洛伐克）、Hans Oonk（荷兰）、Elizabeth Scheehle（美国）、Chhemendra Sharma（印度）、Alison Smith（英国）、Per Svardal（挪威）和 Masato Yamada（日本）

目录

4	固体废弃物的生物处理	
4.1	方法学问题	4.3
4.1.1	方法的选择	4.4
4.1.2	活动数据的选择	4.5
4.1.3	排放因子的选择	4.6
4.2	完整性	4.6
4.3	建立一致的时间序列	4.6
4.4	不确定性评估	4.7
4.5	QA/QC	4.7
4.6	报告与归档	4.7
	参考文献	4.7

公式

公式 4.1	源自生物处理的CH ₄ 排放	4.5
公式 4.2	源自生物处理的N ₂ O排放	4.5

表

表 4.1	源自废弃物生物处理的CH ₄ 和N ₂ O排放的缺省排放因子	4.6
-------	------------------------------------------------------------	-----

固体废弃物的生物处理

4.1 方法学问题

有机废弃物（如，食品垃圾、花园（庭院）和公园废弃物以及废水淤渣）的堆肥处理和厌氧分解在发达国家和发展中国家皆很常见。生物处理的优点包括：减少废弃材料的体积、稳定废弃物、灭除废弃材料中的病原体以及生产作为能源的沼气。根据其性质，生物处理的最终产物可以回收用作肥料和土地改良，或处置到 SWDS。

厌氧处理通常关系到甲烷（ CH_4 ）回收和作为能源的燃烧，因此源自此过程的温室气体排放应当报告在能源部门中。第 6 章“废水处理和排放”论述了废水处理设施中的厌氧废水淤渣处理，其排放应当报告在废水类别中。然而，如果废水处理产生的废水淤渣转入一个厌氧设施，与固体城市废弃物或其他废弃物一起分解，则任何相关的 CH_4 和氧化亚氮（ N_2O ）排放均应报告在“固体废弃物的生物处理”这一类别中。若这些气体作为能源使用，则相关联的排放应当报告在能源部门中。

堆肥处理是一个有氧过程，废弃材料中大部分可降解有机碳（DOC）转化为二氧化碳（ CO_2 ）。 CH_4 产生于堆肥处理的厌氧部分，但其氧化很大程度上发生在堆肥处理的有氧部分。释放到大气的 CH_4 估值由低于 1% 至材料中初始碳含量的几个百分点（Beck-Friis, 2001; Detzel 等, 2003; Arnold, 2005）。

堆肥处理还会产生 N_2O 排放。估算的排放量范围从低于 0.5% 至材料中初始碳含量的 5% 不等（Petersen 等, 1998; Hellebrand, 1998; Vesterinen, 1996; Beck-Friis, 2001; Detzel 等, 2003）。效果不佳的堆肥处理可能产生更多的 CH_4 和 N_2O （如，Vesterinen, 1996）。

有机废弃物的厌氧分解加速了无氧气时有机材料的自然分解，方法是维持温度、含水量和 pH 值接近于其最优值。产生的 CH_4 可用于产生热能和/或电能，为此，此过程的排放通常报告在能源部门中。 CO_2 排放是生物成因的，应当只报告为能源部门的一个信息项。此类设施由于过程干扰期间的无意泄漏或其他未预料到的事件引起的 CH_4 排放量，通常在 CH_4 生成量的 0-10% 之间。若缺少更多的信息，就使用 5% 作为 CH_4 排放的缺省值。如果沼气厂的技术标准能确保无意的 CH_4 排放均被喷焰燃烧，则 CH_4 排放就可能近似为 0。假设此过程的排放可忽略不计，然而有关这些排放的数据非常缺乏。

废弃物的机械-生物（MB）处理在欧洲日益盛行。MB 处理中，废弃物材料经过一系列机械和生物的处理，旨在减少废弃物量并使其稳固，以减少最终处置产生的排放。处理因应用而异。通常情况下，机械处理把废弃物材料分为要作进一步处理的各个比例（堆肥处理、厌氧分解、燃烧、回收再利用）。这些可能包括材料的分离、粉碎和碾碎。生物处理包括堆肥处理和厌氧分解。堆肥处理发生在垃圾堆积或堆肥处理设施中，同时优化过程的环境，过滤已产生的气体。减少要在垃圾场处置有机材料量的可能性很大，为 40-60%（Kaartinen, 2004）。由于材料中减少的量、有机含量和生物活性，废弃物经 MB 处理产生的 CH_4 ，要比未处理废弃物处置到 SWDS 中产生的 CH_4 低至 95%。实际减少量较小，取决于讨论的 MB 处理的类型和持续时间（参见如，Binner, 2002）。MB 处理不同阶段期间的 CH_4 和 N_2O 排放，取决于具体操作和生物处理的持续时间。

总之，废弃物生物处理影响了将沉积于 SWDS 中废弃物的数量和构成。评价生物处理对源自 SWDS 的排放的作用，推荐方法是废弃物流分析（参见框 3.1 示例）。

估算源自固体废弃物生物处理的 CH_4 和 N_2O 排放，包括如下步骤：

- 步骤 1:** 收集有关生物处理的固体废弃物数量和类型的数据。如果可能的话，有关堆肥处理和厌氧处理的数据应当分别予以收集。第 2 章表 2.1 提供了有关堆肥处理的区域缺省数据，而一些国家的特定国家数据可参考本卷附录 2A.1。如果没有数据可以获取，则固体废弃物的厌氧分解可假设为 0。仅当特定国家数据不可获取时，才可使用缺省数据（另见第 4.1.2 节）。
- 步骤 2:** 采用公式 4.1 和 4.2，估算源自固体废弃物生物处理的 CH_4 和 N_2O 排放。使用缺省或特定国家排放因子，要按照第 4.1.1、4.1.2 和 4.1.3 节提供的指南。
- 步骤 3:** 如果源自厌氧分解的 CH_4 排放被回收，就要从生成的 CH_4 量中减去回收量，以估算年度 CH_4 净排放量。

应当核查以下二者之间的一致性：废水淤渣堆肥处理或厌氧处理产生的 CH_4 和 N_2O 排放，废水处理和排放类别中报告的源自废水淤渣处理的排放。另外，如果源自厌氧分解的排放报告在了固体废弃物生物处理中，则清单编制者应当检查这些排放也未被纳入能源部门中。

有关活动数据收集的相关信息、估算排放所使用的排放因子和方法选择，应当根据第 4.6 节的指南予以成文归档。

4.1.1 方法的选择

生物处理的 CH₄ 和 N₂O 排放，可采用公式 4.1 和 4.2 给出的缺省方法来估算，如下所示：

公式 4.1
源自生物处理的 CH₄ 排放

$$CH_4 \text{ 排放量} = \sum_i (M_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-3} - R$$

其中：

- CH₄ 排放量 = 清单年份的 CH₄ 排放总量，单位为 Gg CH₄
- M_i = 生物处理类型 *i* 处理的有机废弃物质量，单位为 Gg
- EF = 处理 *i* 的排放因子，单位为 g CH₄/kg 处理的废弃物
- i* = 堆肥处理或厌氧分解
- R = 清单年份回收的 CH₄ 总量，单位为 Gg CH₄

如果报告了源自厌氧分解的 CH₄ 排放，则回收的气体量应当从生成的 CH₄ 量中减去。回收的气体可在喷焰燃烧设备或能源设备中燃烧。公式 4.1 中，回收的 CH₄ 量用 R 表示。如果回收的气体作为能源来使用，那么因气体燃烧导致的温室气体排放应当报告在能源部门中。但是回收的气体燃烧产生的排放量不大，因为 CO₂ 排放是生物成因，CH₄ 和 N₂O 排放非常少，因此，*优良作法*是废弃物部门不需要其估算值。然而，若想要估算这些排放，源自喷焰燃烧的排放就应当报告在废弃物部门中。源自喷焰燃烧的排放的讨论以及更详细信息，参见第 2 卷“能源”第 4.2 章。源自喷焰燃烧的排放不采用方法 1 估算。

公式 4.2
源自生物处理的 N₂O 排放

$$N_2O \text{ 排放量} = \sum_i (M_i \cdot EF_i) \cdot 10^{-3}$$

其中：

- N₂O 排放量 = 清单年份的 N₂O 排放总量，单位为 Gg N₂O
- M_i = 生物处理类型 *i* 处理的有机废弃物质量，单位为 Gg
- EF = 处理 *i* 的排放因子，单位为 g N₂O/kg 处理的废弃物
- i* = 堆肥处理或厌氧分解

此类别的三种方法概述如下。

方法 1： 方法 1 使用 IPCC 缺省排放因子。

方法 2： 方法 2 使用基于代表性测量的特定国家排放因子。

方法 3： 方法 3 基于特定设施或特定场所的测量（即时或定期的）。

4.1.2 活动数据的选择

有关生物处理的活动数据可能基于国家统计资料。有关生物处理的数据可收集自负责废弃物管理的城市或地区当局，或收集自废弃物管理公司。第 2 章“废弃物产生、构成和管理数据”表 2.1 提供了有关生物处理的地区缺省值。某些国家的特定国家缺省值可参见本卷附录 2A.1。这些数据可用作起点。*优良作法*是，各国使用国家年度或周期性收集的数据（如果可以获取）。

4.1.3 排放因子的选择

4.1.3.1 方法 1

沼气设施中堆肥处理和厌氧分解产生的排放将取决于如下各因素：堆肥处理的废弃物类型、所用辅助材料（如，木片和泥炭）的数量和类型、温度、含水量和过程期间的换气。

表 4.1 给出了方法 1 源自生物处理的 CH₄ 和 N₂O 排放的缺省因子。

生物处理的类型	CH ₄ 排放因子 (g CH ₄ /kg 处理的废弃物)		N ₂ O 排放因子 (g N ₂ O/kg 处理的废弃物)		备注
	干重	湿重	干重	湿重	
堆肥处理	10 (0.08 - 20)	4 (0.03 - 8)	0.6 (0.2 - 1.6)	0.3 (0.06 - 0.6)	关于处理的废弃物的假设： 25-50%干物质中的 DOC， 2%干物质中的 N， 含水量 60%。 假设湿废弃物的含水量为 60%，可根据湿废弃物的排放因子来估算干废弃物的排放因子。
沼气设施的厌氧分解	2 (0 - 20)	1 (0 - 8)	假设可忽略不计	假设可忽略不计	

文献来源：Arnold, M. (2005) Personal communication; Beck-Friis (2002); Detzel 等, (2003 年); Petersen 等, 1998; Hellebrand 1998; Hogg, D. (2002); Vesterinen (1996)。

源自 MB 处理的排放可使用表 4.1 中生物处理的缺省值来估算。假设机械处理期间的排放可忽略不计。

4.1.3.2 方法 2 和方法 3

方法 2 中，排放因子应当基于代表性测量，即涵盖国家所用相关生物处理方法的测量。方法 3 中，排放因子基于特定设施/特定场所的测量（即时或定期的）。

4.2 完整性

有关源自生物处理的 CH₄ 和 N₂O 排放报告（如果列出），将补充源自 SWDS 和废弃物燃烧的排放报告，并有助于将所有来源完全纳入废弃物部门中。这对于生物处理已经或日益变多的国家尤为重要。

4.3 建立一致的时间序列

由于先前的《指南》未论述估算和报告源自生物处理排放的方法学指南，所以建议采用同一方法来估算整个时间序列。前些年的活动数据可能不能所有国家获得。有关生物处理的当前数据也可能没有每年都收集。第 1 卷第 5 章“时间序列一致性”论述了获取缺失数据的方法。

缺省排放因子基于有限量的研究。数据的可获性预期在以后几年中会有所提高。*优良作法*是使用已更新的科学信息，来改进排放因子（若其可获）。因而，整个时间序列的估算应当相应地重新计算。

4.4 不确定性评估

活动数据的不确定性取决于数据的收集方式。对于废弃物产生和生物处理的废弃物比例，二者的不确定性估算可采用与 SWDS 中处置 MSW 相同的方法来估算（参见表 3.5）。各不确定性取决于国家数据收集的质量。

缺省排放因子中的不确定性，可根据表 4.1 给出的范围来估算。特定国家排放因子的不确定性，取决于用以确定排放因子的抽样设计和测量技术。

4.5 QA/QC

第 3 章第 3.8 节“固体废弃物处置”论述的 QA/QC 要求，同样适用于废弃物的生物处理。

4.6 报告和归档

*优良作法*是，按照本指南第 1 卷第 6 章第 6.11 节“QA/QC 与验证”所述，记录和归档生成国家温室气体清单所需的所有信息。以下段落概述了与此类别有关的特定记录和报告的若干示例。

- 应当描述并引述活动数据的来源。应当给出有关收集频率和覆盖范围（如，是否包括家庭堆肥处理）的信息。
- 如果可获，应当提供有关废弃物堆肥处理或厌氧处理废弃物类型（如，食品垃圾、花园和公园废弃物）的信息。
- 应当证明并引述特定国家的排放因子。
- 如果生物处理报告拆分在若干部门和/或类别，这样的情况下，应当在报告的所有相关部门/类别中予以阐明，以避免重复计算或漏算。

本卷末给出了为估算源自生物处理的温室气体排放而制定的工作表。这些工作表包括了有关用于计算这些估值的活动数据和排放因子的信息。

参考文献

- Arnold, M. (2005). Espoo: VTT Processes: Unpublished material from measurements from biowaste composts. (Personal communication).
- Beck-Friis, B.G. (2001). *Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during composting of organic household waste*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 331 p. (Doctoral Thesis).
- Binner, E. (2002). *The impact of Mechanical-Biological Pretreatment on the Landfill Behaviour of Solid Wastes*. Workshop Biowaste. Brussels, 8-10.04.2002. 16 p.
- Detzel, A., Vogt, R., Fehrenbach, H., Knappe, F. and Gromke, U. (2003). *Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung und internationale Richtlinien: Teilbericht Abfall/Abwasser*. IFEU Institut - Öko-Institut e.V. 77 p.
- Hellebrand, H.J. (1998). 'Emissions of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste', *J. agric, Engng Res.*, 69:365-375.
- Hogg, D., Favoino, E., Nielsen, N., Thompson, J., Wood, K., Penschke, A., Economides, D. and Papageorgiou, S., (2002). *Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste*, Final Report to the European Commission, Eunomia Research & Consulting, Bristol, UK.
- Kaartinen, T. (2004). *Sustainable disposal of residual fractions of MSW to future landfills*. Espoo: Technical University of Helsinki. (Master of Science Thesis). In Finnish.
- Petersen, S.O., Lind, A.M. and Sommer, S.G. (1998). 'Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure', *J. Agric. Sci.*, 130: 69-79.
- Vesterinen, R. (1996): *Impact of waste management alternatives on greenhouse gas emissions: Greenhouse gas emissions from composting*. Jyväskylä: VTT Energy. Research report ENE38/T0018/96. (In Finnish). 30p.