

第 10 章

牲畜和粪便管理过程中的排放

作者

Hongmin Dong（中国）、Joe Mangino（美国）、和 Tim A. McAllister（加拿大）

Jerry L. Hatfield（美国）、Donald E. Johnson（美国）、Keith R. Lassey（新西兰）、Magda Aparecida de Lima（巴西）和 Anna Romanovskaya（俄罗斯联邦）

参加作者

Deborah Bartram（美国）、Darryl Gibb（加拿大）和 John H. Martin, Jr.（美国）

目 录

10 牲畜和粪便管理过程中的排放	
10.1 导言	10.7
10.2 牲畜种群和饲料特征	10.7
10.2.1 定义牲畜类别和亚类的步骤	10.7
10.2.2 方法的选择	10.8
10.2.3 不确定性评估	10.23
10.2.4 未分品种的牲畜特性：特定排放估算方法	10.23
10.3 肠道发酵的甲烷排放	10.24
10.3.1 方法的选择	10.24
10.3.2 排放因子的选择	10.26
10.3.3 活动数据的选择	10.33
10.3.4 不确定性评估	10.33
10.3.5 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告	10.33
10.4 粪便管理系统中的甲烷排放	10.34
10.4.1 方法的选择	10.34
10.4.2 排放因子的选择	10.37
10.4.3 活动数据的选择	10.48
10.4.4 不确定性评估	10.48
10.4.5 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告	10.50
10.5 粪便管理系统中的氧化亚氮排放	10.51
10.5.1 方法的选择	10.52
10.5.2 排放因子的选择	10.57
10.5.3 活动数据的选择	10.61
10.5.4 协调报告管理土壤中的N ₂ O排放	10.64
10.5.5 不确定性评估	10.66
10.5.6 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告	10.68
10.5.7 工作表的使用	10.69
附件 10A.1 肠道发酵甲烷缺省排放因子的基础数据	10.70
附件 10A.2 粪便管理产生的甲烷缺省排放因子的基础数据	10.75
参考文献	10.83

公式

公式 10.1	年均饲养量.....	10.8
公式 10.2	计算维持所需净热能的系数.....	10.13
公式 10.3	维持净能.....	10.15
公式 10.4	活动净能（关于家牛和水牛）.....	10.16
公式 10.5	活动净能（关于绵羊）.....	10.16
公式 10.6	生长净能（关于家牛和水牛）.....	10.17
公式 10.7	生长净能（关于绵羊）.....	10.17
公式 10.8	泌乳净能（关于肉牛、奶牛和水牛）.....	10.18
公式 10.9	绵羊的泌乳净能（产奶量已知）.....	10.18
公式 10.10	绵羊的泌乳净能（产奶量未知）.....	10.19
公式 10.11	劳役净能（关于家牛和水牛）.....	10.19
公式 10.12	产毛净能（关于绵羊）.....	10.19
公式 10.13	妊娠净能（关于家牛/水牛和绵羊）.....	10.19
公式 10.14	日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例.....	10.20
公式 10.15	日粮中的可供生长净能与消耗的可消化能的比例.....	10.21
公式 10.16	家牛/水牛和绵羊的总能.....	10.21
公式 10.17	估算生长和育肥家牛干物质摄入量.....	10.22
公式 10.18a	估算成年肉牛干物质摄入量.....	10.22
公式 10.18b	估算成年奶牛干物质摄入量.....	10.22
公式 10.19	源自某一牲畜类别的肠道发酵排放.....	10.28
公式 10.20	源自牲畜肠道发酵的总排放.....	10.28
公式 10.21	某牲畜类别肠道发酵的甲烷排放因子.....	10.31
公式 10.22	源自粪便管理中的甲烷排放.....	10.37
公式 10.23	粪便管理中的甲烷排放因子.....	10.41
公式 10.24	挥发性固体排泄率.....	10.42
公式 10.25	源自粪便管理的 N ₂ O直接排放.....	10.53
公式 10.26	粪便管理系统中挥发引起的N损失.....	10.53
公式 10.27	粪便管理系统中N挥发引起的N ₂ O间接排放.....	10.55
公式 10.28	粪便管理系统中淋溶引起的N损失.....	10.55
公式 10.29	粪便管理系统中淋溶引起的N ₂ O间接排放.....	10.56
公式 10.30	年氮排泄率.....	10.57
公式 10.31	年氮排泄率（方法2）.....	10.57

公式 10.32	家牛的氮摄取率.....	10.58
公式 10.33	家牛体内的氮保留率.....	10.60
公式 10.34	可施用于管理土壤、或用于饲料、燃料或建筑利用的管理粪肥氮.....	10.65

图

图 10.1	牲畜种群特征的决策树.....	10.9
图 10.2	肠道发酵中甲烷排放的决策树.....	10.25
图 10.3	粪便管理系统中甲烷排放的决策树.....	10.36
图 10.4	粪便管理系统中氧化亚氮排放的决策树（注 1）.....	10.54

表

表 10.1	代表性牲畜类别 ^{1,2}	10.11
表 10.2	各种牲畜类别的代表性饲料消化率.....	10.14
表 10.3	家牛、水牛和绵羊的日总能摄取量估算公式概表.....	10.15
表 10.4	计算维持净能的系数 (NE_m).....	10.16
表 10.5	对应于家畜饲养方式的活动系数.....	10.17
表 10.6	绵羊 NE_g 计算中所用的常数.....	10.18
表 10.7	公式 10.13 中计算 NE_p 所用的常数.....	10.20
表 10.8	用于公式 10.7 和 10.18 中干物质摄取量估算、家牛典型饲喂日粮中 NE_{ma} 含量的例子 ...	10.23
表 10.9	建议的肠道发酵排放清单方法.....	10.27
表 10.10	方法 1 肠道发酵排放因子 ¹ ($kg CH_4$ /头/年).....	10.28
表 10.11	家牛方法 1 肠道发酵排放因子 ¹	10.29
表 10.12	家牛/水牛的甲烷转化因子 (Y_m).....	10.30
表 10.13	绵羊甲烷转化因子 (Y_m).....	10.31
表 10.14	按温度所列的家牛、猪和水牛粪便管理甲烷排放因子 ^a ($kg CH_4$ /头/年).....	10.38
表 10.15	按温度所列的绵羊、山羊、骆驼、马、驴和骡以及家禽的粪便管理甲烷排放因子 ^a	10.40
表 10.16	鹿、驯鹿、兔子和毛皮家畜的粪便管理甲烷排放因子.....	10.41
表 10.17	按温度所列的粪便管理系统的MCF值.....	10.44
表 10.18	粪便管理系统的定义.....	10.49
表 10.19	氮排泄率 ^a 缺省值 [$kg N / (1000 kg$ 家畜质量) / 日].....	10.59

表 10.20	不同家畜种类/类别保留在体内的氮占饲料摄取量比例的缺省值	10.60
表 10.21	粪便管理产生的N ₂ O直接排放的缺省排放因子	10.62
表 10.22	粪便管理产生的NH ₃ 和 NO _x 挥发引起的氮损失缺省值	10.65
表 10.23	粪便管理产生的总氮损失的缺省值	10.67
表 10A.1	估算表 10.11 中奶牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据.....	10.71
表 10A.2	估算表 10.11 中其它牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据.....	10.72
表 10A.3	估算水牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据	10.74
表 10A-4	求出的奶牛粪便管理系统的甲烷排放因子	10.76
表 10A-5	求出的其它牛粪便管理系统的甲烷排放因子	10.77
表 10A-6	求出的水牛粪便管理系统的甲烷排放因子	10.78
表 10A-7	求出的销售猪粪便管理系统的甲烷排放因子	10.79
表 10A-8	求出的种猪粪便管理系统的甲烷排放因子	10.80
表 10A-9	求出的其它家畜粪便管理的甲烷排放因子	10.81

10 牲畜和粪便管理过程中的排放

10.1 导言

本章提供了方法指南，以估算源自牲畜肠道发酵的甲烷排放和粪便管理过程中的甲烷及氧化亚氮排放。不估算牲畜产生的 CO₂ 排放，因为假设年净 CO₂ 排放为零—植物光合作用吸收的 CO₂ 以呼吸作用释放 CO₂ 的形式返回到大气层中。部分碳以 CH₄ 的形式返回，为此需要单独考虑 CH₄ 排放。

牲畜生长可导致肠道发酵中产生的甲烷 (CH₄) 排放和牲畜粪便管理系统中的 CH₄ 及氧化亚氮 (N₂O) 排放。因为家牛数量很大以及反刍动物消化系统引起的 CH₄ 的高排放率，在许多国家家牛是 CH₄ 的一个重要排放源。粪便管理中的甲烷排放量往往小于肠道排放，当粪便在基于液体的系统中被处理时，绝大多数排放与被限制的动物管理活动相关。粪便管理中的氧化亚氮排放所用的两种管理系统间有着显著的差异，亦可导致系统中其它形式氮损失所引起的间接排放。在确定将粪便中最终可获的碳量施用于管理土壤或用作饲料、燃料或建筑目的时，计算粪便管理系统中的氮损失亦是重要的一步——排放计算见第 11 章 11.2 节（源自管理土壤的 N₂O 排放）。

估算牲畜产生的 CH₄ 和 N₂O 排放的方法，需要牲畜分类的定义、年饲养量，以及（对于较高级方法）采食量和特征的信息。10.2 节（牲畜种群和饲料特征）描述了用于定义牲畜分类、制定饲养量数据和归纳饲料特征的程序。已经提供了对于各种牲畜类别所建议的饲料消化率系数，以帮助估算用于肠道和粪便源排放计算的采食量。应采用 10.2 节中描述的一致性的牲畜特征，以确保下述各源类别中的特征一致性。

- 10.3 节 — 肠道发酵中的 CH₄ 排放；
- 10.4 节 — 动物粪便管理过程中的 CH₄ 排放；
- 10.5 节 — 粪便管理过程中的 N₂O 排放（直接和间接）；
- 第 11 章，11.2 节 — 管理土壤中的 N₂O 排放（直接和间接）。

10.2 牲畜种群和饲料特征

10.2.1 定义牲畜类别和亚类的步骤

*优良作法*是首先确定估算每种源类别排放量的适合的方法，然后根据为各牲畜种类确定的最详细需要进行特征描述。一国所用的牲畜特征很可能经过反复的推敲，因为在排放估算过程（见图 10.1，牲畜特征的决策树）中，评估了每种源类别的需要。步骤为：

- **确定适用各种排放源类别的牲畜种类：**首先应列出促成一种以上排放源类别的牲畜种类。主要种类有：家牛、水牛、绵羊、山羊、猪、马、骆驼、骡/驴和家禽。
- **对每种相关源类别的排放估算方法进行评审：**对于肠道发酵和粪便管理源类别，确定该源类别中各动物种类排放的估算方法。例如，家牛、水牛和绵羊的肠道发酵排放量都应逐一进行测定，以评估这排放量的趋势或水平是否用方法 2 或方法 3 估算。同样，家牛、水牛、猪和家禽粪便管理过程中的甲烷排放量也应进行测定，以确定方法 2 或方法 3 排放估算是否适用。可以用现有清单对进行此项评估。如果迄今没有编制任何清单，应计算方法 1 排放估值以提供进行此评估的初步估值。参见第 1 卷第 4 章（方法选择和关键类别确定）关于方法选择一般问题的指南。
- **确定每种牲畜种类所需的最详细特征值：**基于各排放源中每种动物种类的评估，确定支持每种类别各排放估算所需的最详细特征值。一般来说，如果肠道发酵和动物粪肥排放源均用方法 1 进行估算，“基本”特征值可用于各相关源类别。如果使用方法 2 估算肠道发酵或动物粪便中的排放，则应使用“强化”的特征值对所有相关排放源进行估算。

10.2.2 方法的选择

方法 1 牲畜种群的基本特征参数

对于多数国家的多数动物种类，方法 1 的基本特征参数可能已足于敷用。对于此方法，*优良作法*是要收集用于支持排放估算的下述牲畜特征数据：

牲畜种类和类别：必须编制具有缺省排放因子值的所有牲畜种群的完整目录（例如奶牛、其它家牛、水牛、绵羊、山羊、骆驼、美洲驼、羊驼、鹿、马、兔子、驴和骡、猪以及家禽），如果国家存在这些类别。如果数据可获，应采用更详细的分类。例如，因为这些不同种群间的废弃物特征值差异明显，如果家禽种群进行进一步的细分（例如蛋鸡、肉仔鸡、火鸡、鸭子和其它家禽）可产生更准确的排放估值。

年饲养量：清单编制者应尽可能使用官方的国家统计资料或企业记录中的饲养量数据。如果没有国家数据，也可以利用联合国粮农组织（FAO）的数据。季节性的出生或屠宰可能会引起牲畜数量在一年中不同时间的增加或减少，因此牲畜的数量也将做相应的调整。重要的是全面记录估算年饲养数量所用的方法，包括对原始饲养量数据（来自国家统计机构或其它来源）进行的任何调整。

按多种方法估算年均饲养量，这取决于可获的数据和动物种群的性质。在静态动物种群中（例如，奶牛、种猪、蛋鸡），估算年均饲养量可能较简单，仅需获得一次性动物清单相关数据。可是，估算增长种群（例如肉用家畜，如肉鸡、火鸡、肉牛和销售猪）的年均饲料量，需要更多的评估。这些增长种群中的多数家畜仅存活不到一年。无论这些家畜是屠宰供人食用还是自然死亡，都应包括在饲养量中。公式 10.1 估算了年均牲畜饲养量。

公式 10.1
年均饲养量

$$AAP = Days_alive \cdot \left(\frac{NAPA}{365} \right)$$

其中：

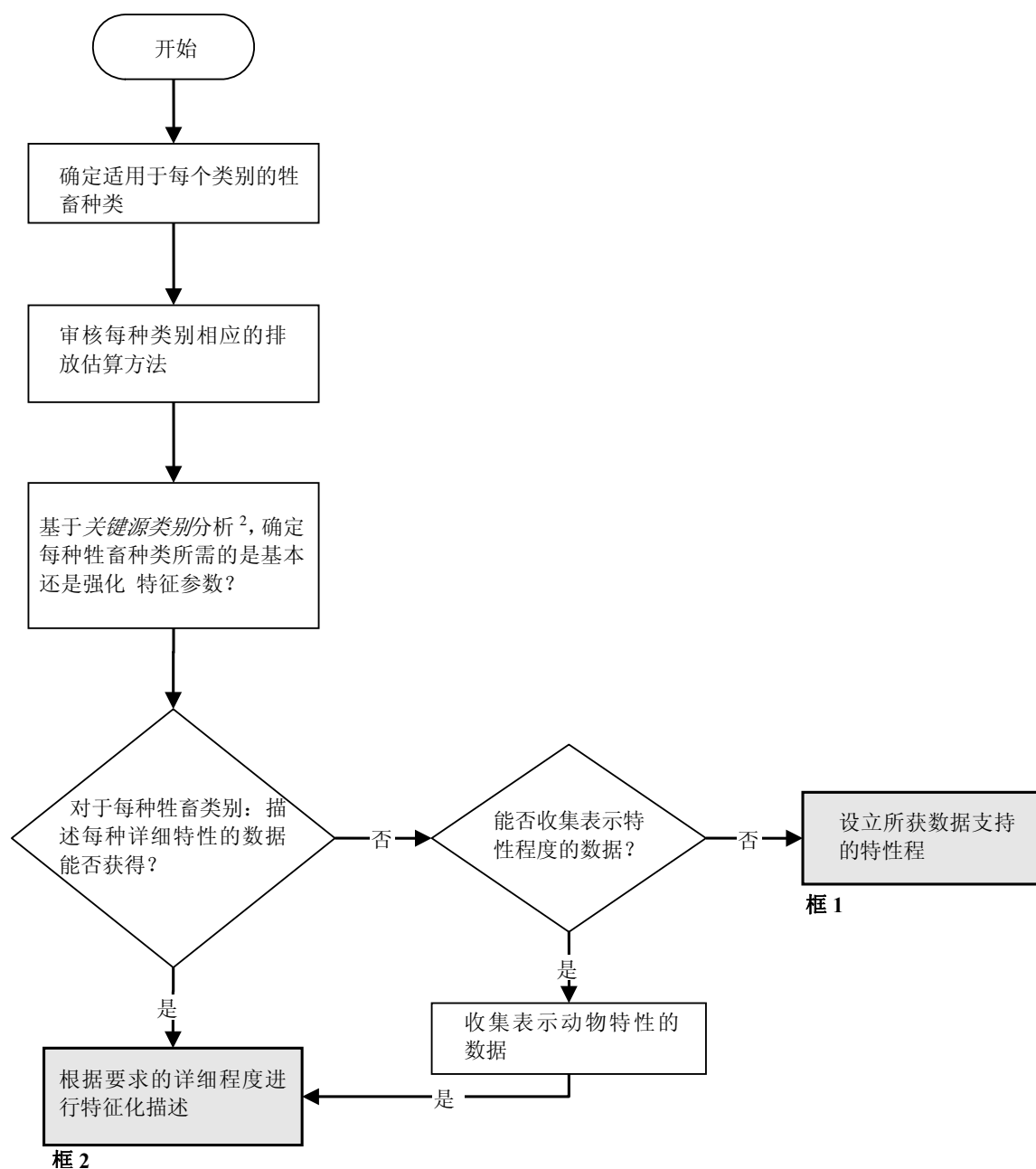
AAP = 年均饲养量

NAPA = 每年生产的家畜数量

肉仔鸡在屠宰前的生长天数通常约为 60 天。按一年间饲养和屠宰禽类数量的估算将会极大地高估年均饲养量，因为这将假设每只禽类都存活 365 天。相反，应将年均饲养量估算为：饲养家畜数除以每年生长周期数。例如，如果肉仔鸡一般成群生长 60 天，一年中鸡群约可周转 6 次。因此，如一年中生产 60 000 只鸡，则其年均饲养量将为 9 863 只鸡。本例的公式将为：

$$\text{年均饲养量} = 60 \text{ 天} \cdot 60\,000 / 365 \text{ 天} / \text{年} = 9\,863 \text{ 只鸡}$$

图 10.1 牲畜种群特征的决策树



注:

1: 这些源类别包括: 肠道发酵中的 CH₄ 排放, 粪便管理系统中的 CH₄ 排放, 粪便管理系统中的 N₂O 排放。

2: 参见卷 1 第 4 章, “方法选择和确认关键源类别” (注意 4.1.2 节的有限资源) 的关于关键源类别讨论和决策树的使用

奶牛和牛奶产量分别估算奶牛产量和其它牛产量（参见表 10.1）。在本方法中，奶牛定义为不断生产供人类食用的商业牛奶的成年母牛。该定义符合粮农组织生产年鉴中报告的奶牛产量。在部分国家，奶牛产量由定义明确的两部分组成：（1）商业经营的高产奶牛（亦称为增产）；及（2）传统方法下饲养的低产奶牛。可总和这两种类型，或可通过定义两种奶牛类别分别评价每个类型。可是，奶牛类别不包括主要用来生产肉用牛犊或提供劳役的母牛。产量低的多用途母牛应被视为其它牛。

奶水牛可按与奶牛相同的方式进行分类。

还需要奶牛平均产奶量的数据。产奶量数据用于按方法 2 估算肠道发酵排放因子。最好用国家特定数据，然而亦可使用联合国粮农组织的数据。这些数据按每头奶牛每年生产的全部新鲜牛奶的千克数表示。如果定义了两种或两种以上的奶牛的类别，需要每种类别每头奶牛平均产奶量数据。

方法 2：牲畜种群的强化特征参数

方法 2 牲畜特征需要下述详细信息：

- 牲畜亚类定义；
- 亚类的牲畜数量，需考虑方法 1 年饲养量估算；及
- 各亚类主要家畜的采食量估算。

定义牲畜种群亚类以使同一家畜亚类具有相对共性。这些种群亚类的划分可反映出整个牲畜种群的年龄结构和家畜产能的国家特定差异。

关于特性的方法 2 寻求定义家畜、家畜产能、食用品质和管理情况，以支持更准确估算用于估算肠道发酵中甲烷产量的采食量。应采用相同的采食量估值来提供粪便和氮排泄率的统一估值，以提高粪便管理中 CH_4 和 N_2O 排放估算的准确性和一致性。

定义牲畜亚类

*优良作法*是根据畜龄、生产类型和性别将每种牲畜种群分成若干亚类。代表性牲畜类别的分类见表 10.1。进一步的细分亦可能为：

- 家牛和水牛种群应至少分为三个主要亚类：成年奶牛、其它成年牛和生长家牛。取决于排放估算方法的详细程度，亚类可根据家畜或饲料特点作进一步划分。例如，幼牛/肥育家牛可进一步细分为：高谷物粮饲喂并在干燥育肥场中舍饲的家牛与仅在牧场饲养并育肥的家牛。
- 为了使亚类具有相对共性，与家牛和水牛所作的相似细分，也可用来进一步划分绵羊种群。例如，生长羊羔可进一步分为：牧场上的育肥羊羔和饲养场中的育肥羊羔。对于国家山羊畜群采用相同的分类办法。
- 根据饲养条件可将猪的亚类作进一步划分。例如，生长猪可进一步细分为：集约生产设备舍饲下的生长猪和放养条件下的生长猪。
- 根据饲养条件可将家禽的亚类作进一步划分。例如，家禽可根据圈养或放养条件下的饲养进行划分。

对幅员辽阔或区域差异明显的国家，指定区域然后对这些区域内的家畜进行类别定义可能会有益。区域细分可能用来表述气候、饲喂系统、日料和粪便管理方面的差异。然而，这种进一步的细分仅在以下情况下有用，即关于按这些牲畜类别所列饲喂和粪便管理系统使用的相应详细数据可获时。

表 10.1
代表性牲畜类别^{1,2}

主要类别	亚 类
成年奶牛或成年奶水牛	<ul style="list-style-type: none"> 至少下仔一次并主要用于牛奶生产的高产量母牛 至少下仔一次并主要用于牛奶生产的低产量母牛
其它成年牛或非奶用成年水牛	母牛： <ul style="list-style-type: none"> 生产肉用后代的母牛 多用途母牛：牛奶、肉用、劳役 公牛： <ul style="list-style-type: none"> 主要用来育种的公牛 主要用来劳役的阉牛
生长家牛或生长水牛	<ul style="list-style-type: none"> 断奶前牛犊 育成奶用小母牛 生长 / 肥育牛或断奶后水牛 日料中 > 90 % 为精饲料的饲养场饲养的家牛
成牛母羊	<ul style="list-style-type: none"> 生殖后代和产毛的种母羊 奶用母羊，主要生产商品羊奶的母羊
其它成年绵羊 (>1 年)	<ul style="list-style-type: none"> 无需进一步划分亚类
生长羊羔	<ul style="list-style-type: none"> 未阉割公羊 阉割公羊 母羊
成年猪	<ul style="list-style-type: none"> 妊娠母猪 已经分娩并正保育幼猪的母猪 种公猪
生长猪	<ul style="list-style-type: none"> 保育仔猪 育肥猪 将用于育种的小母猪 生长的种公猪
鸡	<ul style="list-style-type: none"> 肉用肉仔鸡 产蛋的蛋鸡，其粪便在干燥系统（例如高层舍饲）下被处理 产蛋的蛋鸡，其粪便在潮湿系统（例如塘）下被处理 放养条件下生长的产蛋或肉用鸡
火鸡	<ul style="list-style-type: none"> 圈养系统下的种火鸡 圈养系统下的肉用火鸡 放养生长的肉用火鸡
鸭子	<ul style="list-style-type: none"> 种鸭 肉用鸭
其它（例如）	<ul style="list-style-type: none"> 骆驼 驴和骡 美洲驮、羊驮 毛皮家畜 兔子 马 鹿 鸵鸟 鹅
¹ 资料来源：IPCC 专家小组 ² 仅应考虑用于生产食物、饲料或工业过程所需原材料的牲畜种类的相关排放。	

对于所定义的每种代表性家畜类别，需要下述信息：

- 年均饲养量（按方法1计算的牲畜或家禽数量）；
- 平均每日采食量（兆焦耳（MJ）/天和/或千克干物质/天）；及
- 甲烷换算系数（转化成甲烷的饲料能量百分比）。

一般说来，不能获得平均每日采食量的相关数据，特别是对于放牧牲畜而言。因此，为了估算每种代表性家畜类别的采食量，应收集下述一般数据：

- 体重（kg）；
- 平均日增重（kg）¹；
- 饲养方式：圈养、放牧、牧场条件；
- 日平均产奶量（kg/日）和乳脂率（%）²；
- 平均日工作量（小时/日）；
- 年产仔雌性百分比³；
- 产毛；
- 产仔数；及
- 饲料消化率（%）。

采食量估算

方法2排放估算需要每个亚类中代表性家畜的采食量。采食量通常以总能量（例如兆焦耳（MJ/日）或干物质（例如千克（kg）/日）计算。干物质是（kg）全部日粮中已将水分含量进行了修正后的消耗饲料量。例如，消耗10千克干物质含量为70%的日粮将导致食用7千克的干物质。为支持用于家牛、水牛和绵羊的肠道发酵方法2（参见10.3节），估算采食量所需的详细数据和公式见下述指南。总合了公式中的常数以简化总体公式格式。本小节余下部分介绍了估算家牛、水牛、绵羊采食量时所需的典型数据和采用的公式。其他种类家畜的采食量的估算，可采用适合各自的类似国家特定方法。

对所有的采食量估算来说，*优良作法*是：

- 收集表述各亚类中典型家畜的日粮和采食能力的的数据；
- 根据各亚类的家畜采食能力和日粮数据估算采食量。

在一些情况下，公式的应用可能以季节为基础。例如在下述情况下：牲畜在某个季节增重，而在另一个季节却减重。该方法可能需要更加完善的方法2或更为复杂的方法3类型的方法。

下述各家畜亚类的采食能力数据在估算其采食量时是必需的：

- **体重（W），千克：**应收集每种家畜亚类的活体重数据。对活体重进行全面普查的做法很不现实，因此活体重数据应从代表性抽样研究或统计资料数据库中获得（如果它们已存在）。评估活体重数据是否具有国家代表性的有用的交叉检验是，将家畜活体重与屠宰重量数据进行比较。但是，由于屠宰重量数据不能计算家畜的完整重量，不应用其代替活体重数据。此外值得注意的是，活体重与屠宰重之间的关系随着品种情况和个体条件变化。对于家牛、水牛、成年羊，需要每种家畜类别的年均重量（例如，成年母肉牛）。对于幼羊，需要以下几个阶段的体重数据：出生、断奶、一岁，或屠宰（不到一岁屠宰）。
- **平均日增重（WG），kg/日：**通常收集有关饲养场家畜和生长幼畜的平均日增重数据。一般假设成年家畜体重在全年内没有净体重增加或损失。成年家畜经常在干季或极端温度条件下减重，而在随后季节中增重。然而，与体重变化相关的排放增量可能较小。与体重减少相关的摄取和排放量的降低主要被体重增加期间摄取量和排放量的增加所平衡。

¹ 对于成年家畜该值可假设为零。

² 对于奶用家畜需要奶产量数据当数据可获时，可对给年幼动物供奶的非奶用动物进行估算。

³ 这仅适用于成年雌性动物

- **成熟体重 (MW), kg:** 需要用清单组中成年家畜的成熟体重定义生长状况, 包括生长所需的饲料和热能。例如, 家牛或水牛品种或类别的成熟体重通常认为是骨骼发育已完成时的体重。不同种类的家畜成熟体重将不同, 并应反映中等体况的家畜体重。这称为“参考体重”(ACC, 1990 年)或“终缩体重”(NRC, 1996 年)。一般可从畜禽专家和牲畜生产者处获得成熟体重估值。
- **日均工作时数:** 对役用家畜, 必须确定日均工作时数。
- **饲养方式:** 能最准确代表家畜亚类的饲养方式, 必须用下述定义来确定(表 10.5)。如果饲养方式介于两种定义之间, 应对饲养方式进行详细描述。当计算肠道发酵排放时可能需要此类的详细信息, 因为可能必须用饲养方式间的内插法赋予它们最合适的系数。表 10.5 定义了关于家牛、水牛和绵羊的饲养方式。对于家禽和猪, 假设在圈养条件下进行饲养, 由于在这些条件下获取饲料时消耗的能量非常少, 因此假设活动系数 (C_a) 为零。没有为放养的猪或家禽制定活动系数, 但多数情况下, 这些牲畜亚类可能在国家清单中仅占一小部分。
- **冬季平均温度 (°C):** 详细的采食量模式考虑环境温度、风速、毛发和组织绝缘以及发酵热量 (NRC, 2001 年; AAC, 1990 年), 此模式更适合于方法 3 应用。适应北美数据的更广泛关系要求, 调整较寒冷气候下露天饲喂家牛的维持需要公式 10.3 中的 C_{fi} , 根据下列公式进行 (Johnson, 1986 年):

公式 10.2
计算维持所需净热能的系数

$$C_{fi}(in_cold) = C_{fi} + 0.0048 \cdot (20 - °C)$$

其中:

C_{fi} = 随各种家畜类别而变化的系数, 见表 10.4 (NE_m 计算系数), MJ/日/kg

°C = 冬季日平均温度

考虑到冬季月份中的平均温度, 所需维持净热能 (NE_m) 在北美洲北部可能增加 30%。为维持净能所增加的饲料亦可能与产生更多甲烷排放相关。

- **日平均产奶量 (千克/日):** 这些数据与产奶母羊、奶牛和奶水牛相关。日平均产奶量应用年产奶总量除以 365 得到, 或者用平均日产奶量与年产奶天数表示, 或者用季度产奶量除以该季度的天数估算。如果使用季度产奶量数据, 则必须为该季节制定季节性排放因子。
- **乳脂率 (%):** 确定为人类生产食用奶的泌乳母牛、水牛和绵羊的牛奶或羊奶中的平均乳脂率。
- **雌性年产仔率:** 这里仅收集成牛家牛、水牛和绵羊的相关数据。
- **每年繁殖的后代数:** 这与每年多胎的雌性牲畜相关 (例如母羊)。
- **饲料消化率 (DE%):**
 - 饲料消化率指不以粪便排泄的可消化饲料占饲料总能 (GE) 的比例。饲料消化率通常以占 GE 或 TDN (总消化氧分) 的百分比表示。未被消化的饲料百分比代表摄取干物质的%, 这部分将以粪便的形式排泄掉。作为指南, 表 10.2 中列出了多种牲畜类别和日粮类型的典型消化率值。对于反刍类, 一般农作物副产品和牧场的饲料消化率的范围是 45-55%; 优良牧场、优质贮存牧草, 以及食草为基础日粮辅以谷物的消化率约为 55-75%; 对于谷物为基础日粮的饲养场中的家畜, 消化率为 75-85%。日粮消化率的变化导致满足家畜需求的饲料估值的重大变化, 因此相关甲烷排放和排泄的粪便量也随之变化。重要的是要注意消化率、摄入率和生长率相互依赖的现象。例如, 低消化率将导致较低的饲料摄入量, 因而阻碍家畜生长。相反, 高消化率的饲料通常将导致较高的饲料摄入量并且促进家畜生长。当估算甲烷排放, DE 估算中 10% 的误差将扩大到 12-20%, 对于粪便排泄 (挥发性固体), 误差甚至高达 20-45%。

消化率数据应以牲畜消费的主要饲料或牧草的测定值为基础, 同时考虑季节性差异。一般来说, 牧草消化率随着家畜的日益成熟而降低, 且通常在干季消化率最低。由于消化率的显著变化, 消耗系数应尽可能从当地科学数据中获得。虽然对饲料消化率进行全面普查不切实际, 但最低限度应借鉴来自调查研究的消化率数据。在制定饲料消化率数据时, 还应记录饲料的相关特性数据 (如果可获), 如中性洗涤纤维 (NDF)、酸性洗涤纤维 (ADF)、粗蛋白和抗营养因子的测量值 (例如生物碱、酚醛塑料、%灰)。NDF 和 ADF 是在实验室测定的饲料指标, 用以表明饲料对反刍牲畜的营养学价值。这些值的确定使得 DE 可预测, 如最新的奶牛 NRC 值定义 (2001 年)。饲料中粗蛋白含量可用于家畜氮排泄量的估算程序 (10.5.2 节)。

- 每只绵羊的年平均产毛量（千克/年）：需用产毛量（千克，干燥后洗涤前的重量）来估算产毛消耗的能量。

表 10.2 各种牲畜类别的代表性饲料消化率		
主要类别	分类	消化率 (DE%)
猪	<ul style="list-style-type: none"> • 成年猪 – 圈养 • 生长猪 – 圈养 • 猪 – 放养 	<ul style="list-style-type: none"> • 70 - 80% • 80 - 90% • 50 - 70%¹
家牛和其他反刍家畜	<ul style="list-style-type: none"> • 用含>90% 精饲料日粮饲喂的饲养场家畜 • 牧场中饲喂的家畜 • 低质量牧草饲喂的家畜 	<ul style="list-style-type: none"> • 75 - 85% • 55 - 75% • 45 - 55%
家禽	<ul style="list-style-type: none"> • 肉仔鸡 – 圈养 • 蛋鸡 – 圈养 • 家禽 – 放养 • 火鸡 – 圈养 • 鹅 – 圈养 	<ul style="list-style-type: none"> • 85 - 93% • 70 - 80% • 55 - 90%¹ • 85 - 93% • 80 - 90%
<p>¹ 由于日粮的选择性质，放养的猪和家禽消耗饲料的消化率范围变化极大。通常可能的是：这些类别家畜产生的粪便量将受可获的消耗饲料数量而非消化程度的限制。当饲料不受限制以及消耗的高质量饲料来源易于获取时，消化率可能接近圈养条件下的测量值。</p>		

总能计算

采食量是家畜维持和活动（如生长、泌乳和妊娠）所需要的热能（兆焦耳/日），它用家畜的采食能力和日粮数据进行估算。如果清单编制者有充分纪录和公认的根据家畜采食能力数据估算家畜摄取量的国家特定方法，*优良作法*是采用国家特定方法。下一节就家牛、水牛和绵羊等重要反刍类家畜摄取的总能量提供估算方法。此估值可用表 10.3 中列出的公式求出。如果没有国家特定方法，应采用表 10.3 中的公式计算摄取量。正如表中所示，使用单独的公式来估算绵羊与家牛和水牛净能需要。总能的计算公式如下：

表 10.3 家牛、水牛和绵羊的日总能摄取量估算公式概表		
代谢函数和其它估算	有关家牛和水牛的公式	有关绵羊的公式
维持净能 (NE _m)	公式 10.3	公式 10.3
活动净能 (NE _a)	公式 10.4	公式 10.5
生长净能 (NE _g)	公式 10.6	公式 10.7
泌乳净能 (NE _l) *	公式 10.8	公式 10.9 和 10.10
挽力净能 (NE _{work})	公式 10.11	NA
产毛净能 (NE _毛)	NA	公式 10.12
妊娠净能 (NE _p) *	公式 10.13	公式 10.13
日粮中维持净能与消耗的可消化能的比例 (REM)	公式 10.14	公式 10.14
日粮中生长净能与消耗的可消化能比例 (REG)	公式 10.15	公式 10.15
总能	公式 10.16	公式 10.16
资料来源：家牛和水牛公式基于 NRC (1996 年)，绵羊公式基于 AFRC (1993 年)。 NA 表示不适用。 * 仅用于部分产仔母畜。		

维持净能： (NE_m) 是家畜需要的维持净能，指家畜处于平衡状态（即体量既不增加也不减少）所需的能量 (Jurgen, 1988 年)。

公式 10.3 维持净能

$$NE_m = Cf_i \cdot (\text{体重})^{0.75}$$

其中：

NE_m = 家畜维持需要的净能，MJ/日

Cf_i = 随各种家畜种类变化的系数，见表 10.4 (NE_m 计算系数)，MJ/日/kg

体重 = 家畜的活体重，kg

活动净能： (NE_a) 是活动净能，或指家畜为获取食物、水和庇护所所需的能量。活动净能基于饲养方式，而非饲料本身的特性。如表 10.3 所示，家牛和水牛活动净能的估算公式与绵羊所用的公式不同。两个公式均为经验公式，但对于 C_a 系数有不同的定义。

公式 10.4
活动净能（关于家牛和水牛）

$$NE_a = C_a \cdot NE_m$$

其中：

NE_a = 家畜活动净能，MJ/日

C_a = 与家畜饲养方式对应的系数（表 10.5，活动系数）

NE_m = 家畜维持需要的净能（公式 10.3），MJ/日

公式 10.5
活动净能（关于绵羊）

$$NE_a = C_a \cdot (\text{体重})$$

其中：

NE_a = 家畜活动净能，MJ/日

C_a = 与家畜饲养方式对应的系数（表 10.5），MJ/日/kg

体重 = 家畜的活体重，kg

公式 10.4 和 10.5 中，系数 C_a 对应的代表性家畜饲养方式如前所述。 C_a 值见表 10.5。如果一年中混合采用不同的饲养方式，则必须对相应 NE_a 进行加权。

表 10.4
计算维持净能的系数 (NE_M)

家畜类别	C_f (MJ/日/kg)	评论
家牛/水牛（非泌乳母牛）	0.322	
家牛/水牛（泌乳母牛）	0.386	对于泌乳期的维持净能，该值增加 20%
家牛/水牛（公牛）	0.370	对于未阉割公牛，该值增加 15%
绵羊（从羊羔到 1 岁）	0.236	对于未阉割公羊，该值增加 15%
绵羊（大约 1 岁）	0.217	对于未阉割公羊，该值增加 15%

资料来源：NRC（1996 年）和 AFRC（1993 年）。

表 10.5
对应于家畜饲养方式的活动系数

方式	定义	C _a
家牛和水牛 (C_a 的单位为无量纲)		
栏养	家畜被限制在很小的范围内 (即栓系、定位栏、小群栏等), 这样家畜获取食物消耗的能量很少或没有耗能。	0.00
牧场放养	在一定范围内有充足牧草供应的牧场放养, 家畜获取食物消耗的能量适中。	0.17
自由放牧	家畜在山地或丘陵地带放牧, 家畜获取食物消耗的能量很大。	0.36
绵羊 (C_a 的单位为 MJ/日/kg)		
舍饲母羊	怀孕母羊在孕期最后三个月 (50 天) 时圈养。	0.0090
平原放牧	家畜每天行走达 1000 米, 获取食物消耗的能量很小。	0.0107
丘陵放牧	家畜每天行走达 5000 米, 获取食物消耗的能量很大。	0.0240
舍饲育肥羔羊	羔羊舍饲育肥。	0.0067
资料来源: NRC (1996 年) 和 AFRC (1993 年)。		

生长净能: (NE_g) 是生长 (即增重) 所需的净能。公式 10.6 基于 NRC (1996 年)。公式 10.7 基于 Gibbs 等 (2002 年)。该公式已经纳入了将卡路里换算成焦耳和将活体重换算成浓缩及空体重的常数。

公式 10.6
生长净能 (关于家牛和水牛)

$$NE_g = 22.02 \cdot \left(\frac{BW}{C \cdot MW} \right)^{0.75} \cdot WG^{1.097}$$

其中:

NE_a = 生长所需净能, MJ/日

BW = 种群中家畜的平均活体重 (BW), kg

C = 系数, 母牛的值 为 0.8, 阉割公牛为 1.0, 公牛为 1.2 (NRC, 1996 年)

MW = 成年母牛在身体状况中等时的成熟活体重, 千克

WG = 种群中家畜的平均日增重, kg/日

公式 10.7
生长净能 (关于绵羊)

$$NE_g = \frac{WG_{\text{绵羊}} \cdot (a + 0.5b(BW_i + BW_f))}{365}$$

其中:

NE_a = 生长净能, MJ/日

WG_{绵羊} = 增重 (BW_f - BW_i), kg/年

BW_i = 断奶时的活体重, kg

BW_f = 一岁时的活体重, 或屠宰时的活体重 (如果一岁前被屠宰), kg

a, b = 表 10.6 中介绍的常数。

注意：羔羊将断奶几周，以牧草饲喂或人工饲喂辅助奶料。断奶时间应为羔羊一半的能量来源于乳汁时。

绵羊 NE_g 公式中包括两个经验常数 (a 和 b)，随家畜种类/类别变化。

表 10.6 绵羊 NE_g 计算中所用的常数		
家畜种类/类别	a (MJ/kg)	b (MJ/kg ²)
未阉割公羊	2.5	0.35
阉割公羊	4.4	0.32
母羊	2.1	0.45
资料来源：AFRC (1993 年)。		

泌乳净能：(NE_l) 为泌乳净能。对家牛和水牛，泌乳净能用产奶量与百分数表示的乳脂率 (如 4%) 的函数表达 (NRC, 1989 年)。

公式 10.8
泌乳净能 (关于肉牛、奶牛和水牛)
$$NE_l = \text{牛奶} \cdot (1.47 + 0.40 \cdot \text{Fat})$$

其中：

NE_l = 泌乳净能, MJ/日

牛奶 = 产奶量, kg 牛奶/日

Fat = 乳脂率, 重量的百分比。

陈述了关于绵羊泌乳净能 (NE_l) 的两种估算方法。当产奶量已知时采用第一种方法 (公式 10.9)，当产奶量未知时采用第二种方法 (公式 10.8)。一般来说，用于商品奶生产的母羊产奶量已知，但是断奶前哺乳母羊的产奶量未知。已知年产奶量，可将总年产奶量除以 365 天，以估算出日平均产奶量 (千克/日) (公式 10.9)。当产奶量未知时，AFRC (1990 年) 显示单胎母羊的产奶量是羔羊增重的 5 倍。对于多胎母羊，年产奶总量可以根据所有单胎羔羊增重总和的 5 倍进行估算。如公式 10.10 所示，日平均产奶量估算用上述的估值除以 365 天。

公式 10.9
绵羊的泌乳净能 (产奶量已知)
$$NE_l = \text{Milk} \cdot EV_{\text{羊奶}}$$

其中：

NE_l = 泌乳净能, MJ/日

Milk = 产奶量, kg 羊奶/日

$EV_{\text{羊奶}}$ = 生产 1 千克羊奶所需的净能可采用相应的乳脂率为 7% (按重量) 的缺省值 4.6 MJ/kg (AFRC, 1993 年)。

$$\text{公式 10.10} \\ \text{绵羊的泌乳净能（产奶量未知）} \\ NE_1 = \left[\frac{(5 \cdot WG_{\text{断奶}})}{365} \right] \cdot EV_{\text{羊奶}}$$

其中：

NE_1 = 泌乳净能，MJ/日

$WG_{\text{断奶}}$ = 羊羔从出生到断奶间的增重，kg

$EV_{\text{羊奶}}$ = 生产 1 千克羊奶所需的能量，MJ/kg。可用缺省值 4.6 MJ/kg（AFRC，1993 年）。

劳役净能：（ $NE_{\text{劳役}}$ ）为劳役净能。用于估算家牛和水牛劳役所需的能量。各类作者对提供劳役所需摄取的能量进行过概述（如 Lawrence，1985 年；Bamualim 和 Kartiarso；1985 和 Ibrahim，1985 年）。家畜进行劳役的强度会影响需要的能量，因而对种类广范的能量需求进行了估算。Bamualim 和 Kartiarso 的估算数值表明役用家畜 1 小时典型劳役需要的能量约为每天维持净能的 10%。该值可用于下述公式：

公式 10.11 劳役净能（关于家牛和水牛）

$$NE_{\text{劳动}} = 0.10 \cdot NE_m \cdot \text{Hours}$$

其中：

$NE_{\text{劳役}}$ = 劳役净能，MJ/日

NE_m = 家畜维持需要的净能（公式 10.3），MJ/日

Hours = 每日劳役时数：

产毛净能：（ $NE_{\text{羊毛}}$ ）绵羊产毛一年，每日所需的平均净能用下述公式计算 $NE_{\text{羊毛}}$ ：

公式 10.12 产毛净能（关于绵羊）

$$NE_{\text{羊毛}} = \left(\frac{EV_{\text{羊毛}} \cdot \text{产量}_{\text{羊毛}}}{365} \right)$$

其中：

$NE_{\text{羊毛}}$ = 产毛所需的净能，MJ/日

$EV_{\text{羊毛}}$ = 产 1 千克毛需要的能量值（晾干后清洗前称量），MJ/kg。可用缺省值 24 MJ/kg（AFRC，1993 年）对此进行估算。

$\text{产量}_{\text{羊毛}}$ = 每只绵羊的年均产毛量，kg/年

妊娠净能：（ NE_p ）为妊娠所需的净能。对家牛和水牛，将 281 天妊娠期所需的总能量在全年内平均计算为 NE_m 的 10%。对绵羊，需要用同样的方法对 147 天妊娠期的 NE_p 进行估算，但其百分率因生产羊羔数的不同而有所不同（表 10.7，公式 10.13 中用于计算的 NE_p 常数）。公式 10.3 表明如何采用这些估值。

公式 10.13
妊娠净能（关于家牛/水牛和绵羊）

$$NE_p = C_{\text{妊娠}} \cdot NE_m$$

其中：

NE_p = 妊娠所需的净能，MJ/日

$C_{\text{妊娠}}$ = 妊娠系数（参见表 10.7）

NE_m = 家畜维持需要的净能（公式 10.3），MJ/日

表 10.7 公式 10.13 中计算 NE_p 所用的常数	
家畜类别	$C_{妊娠}$
家牛和水牛	0.10
绵羊	
单胎	0.077
双胎（双胞胎）	0.126
三胎或以上（三胞）	0.150
资料来源：家牛和水牛的估值由 NRC（1996 年）中数据得出。绵羊的估值由 AFRC（1993 年）中的数据（考虑到无效的能源转化的）得出。	

当采用 NE_p 计算家牛和绵羊的总能量时， NE_p 估值必须用确实妊娠一年的成年母畜的比例进行加权计算。例如，如果家畜种类中 80% 的成年母畜在一年中产仔，则 NE_p 值的 80% 将用于下述总能量公式。

为确定适合的绵羊系数，需要用母羊单胎、双胎和三胎的比例来估算 $C_{妊娠}$ 平均值。如果不能获得这些数据，系数可以用下述方法计算：

- 如果一年中出生的羔羊数除以全年妊娠母羊数的值小于或等于 1.0，则可以用单胎的妊娠系数。
- 如果一年中出生的羔羊数除以全年妊娠母羊数的值大于 1.0 并小于 2.0，用下式计算妊娠系数：

$$C_{妊娠} = [(0.126 \cdot \text{双胎比例}) + (0.077 \cdot \text{单胎比例})]$$

其中：

$$\text{双胎比例} = [(\text{出生羔羊} / \text{妊娠母羊数}) - 1]$$

$$\text{单胎比例} = [1 - \text{双胎比例}]$$

日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例 (REM) 对于家牛、水牛和绵羊，利用下式估算日粮中可获的维持净能与消耗的可消化能的比例 (REM) (Gibbs 和 Johson, 1993 年)：

公式 10.14 日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例
$REM = \left[1.123 - (4.092 \cdot 10^{-3} \cdot DE\%) + [1.126 \cdot 10^{-5} \cdot (DE\%)^2] - \left(\frac{25.4}{DE\%} \right) \right]$

其中：

REM = 日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例

DE% = 可消化能占总能的百分比

日粮中可供生长净能与消耗的可消化能比例 (REG) 对家牛、水牛和绵羊，利用下式估算日粮中的可供生长（包括长毛）净能与消耗的可消化能比例 (REG) (Gibbs 和 Johson, 1993 年)：

公式 10.15

日粮中的可供生长净能与消耗的可消化能的比例

$$REG = \left[1.164 - \left(5.160 \cdot 10^{-3} \cdot DE\% \right) + \left[1.308 \cdot 10^{-5} \cdot (DE\%)^2 \right] - \left(\frac{37.4}{DE\%} \right) \right]$$

其中：

REG = 日粮中可供生长净能与消耗的可消化能的比例

DE% = 可消化能占总能的百分比

总能, GE: 如公式 10.16 所示, GE 需求推导根据净能需求总量和饲料可供能量特性。公式 10.16 表述了采用上文所列的公式结果计算家牛和绵羊总能需要的优良作法。

采用公式 10.16 时, 仅使用了与各家畜类别相关的项 (参见表 10.3)。

公式 10.16

家牛/水牛和绵羊的总能

$$GE = \left[\frac{\left(\frac{NE_m + NE_a + NE_l + NE_{\text{劳动}} + NE_p}{REM} \right) + \left(\frac{NE_g + NE_{\text{羊毛}}}{REG} \right)}{\frac{DE\%}{100}} \right]$$

其中：

GE = 总能, MJ/日

NE_m = 家畜维持需要的净能 (公式 10.3), MJ/日NE_a = 家畜活动净能 (公式 10.4 和 10.5, MJ/日)NE_l = 泌乳净能 (公式 10.8 和 10.9), MJ/日NE_{劳动} = 劳役净能 (公式 10.11), MJ/日NE_p = 妊娠所需的净能 (公式 10.3), MJ/日

REM = 日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例 (公式 10.14)

NE_g = 生长所需净能 (公式 10.6 和 10.7), MJ/日NE_{羊毛} = 产毛一年所需的净能 (公式 10.12), MJ/日

REG = 日粮中可供生长净能与消耗的可消化能的比例

DE% = 可消化能占总能的百分比

当计算出每种家畜亚类的 GE 值时, 还应计算家畜每天采食的干物质质量 (单位为千克) (kg/天)。将 GE 除以饲料的能量密度, 可将以能量为单位的 GE 换算成干物质摄入量 DMI。如果没有特定饲料的数据, 可以采用干物质缺省值为 18.45 MJ/kg。得出的日干物质摄入量应为成牛或生长家畜体重的 2% - 3%。对于产奶量高的奶牛, 摄入量可能超过体重的 4%。

采用简化的方法 2 估算采食量

基于体重和估算的日粮净能含量 (NE_{ma}) 或可消化能值 (DE%) 预测家牛 DMI: 还可以基于家畜体重和饲料 NE_{ma} 含量 (NRC, 1996 年) 或 DE%, 预测成年家牛和生长家牛的干物质摄入量。日粮 NE_{ma} 含量的范围可为 3.0—9.0 MJ/kg 干物质。表 10.8 中列出了高、中和低质量日粮的各典型值。基于日粮质量的估值, 这些值还可用来估算混合日粮的 NE_{ma} 值。例如, 可假设牧草谷物混合日粮的 NE_{ma} 值与高质量牧草日粮相似。可假设谷物-稻草混合日粮的 NE_{ma} 值与中等质量牧草日粮相似。特定地理地区的营养学家应能就选择更能代表当地饲喂日粮的 NE_{ma} 值, 提供建议。

采用下式估算生长和育肥家牛摄取的干物质:

$$\text{公式 10.17} \\ \text{估算生长和育肥家牛干物质摄入量} \\ DMI = BW^{0.75} \cdot \left[\frac{(0.2444 \cdot NE_{ma} - 0.0111 \cdot NE_{ma}^2 - 0.472)}{NE_{ma}} \right]$$

其中:

DMI = 干物质摄入量, kg/日

BW = 活体重, kg

NE_{ma} = 估算的日粮净能含量或表 10.8 中的缺省值, MJ/kg

采用下式估算成年肉牛摄取的干物质:

$$\text{公式 10.18a} \\ \text{估算成年肉牛干物质摄入量} \\ DMI = BW^{0.75} \cdot \left[\frac{(0.0119 \cdot NE_{ma}^2 + 0.1938)}{NE_{ma}} \right]$$

其中:

DMI = 干物质摄入量, kg/日

BW = 活体重, kg

NE_{ma} = 估算的日粮净能含量或表 10.8 中的缺省值, MJ/kg

对于通常消耗低质量热带牧草的成年奶牛, 可采用下列基于 DE% 的替换公式来估算干物质摄入量 (NRC, 1989 年):

$$\text{公式 10.18b} \\ \text{估算成年奶牛干物质摄入量} \\ DMI = \frac{\left(\frac{(5.4 \cdot BW)}{500} \right)}{\left(\frac{(100 - DE\%)}{100} \right)}$$

其中:

DMI = 干物质摄入量, kg/日

BW = 活体重, kg

DE% = 可消化能占总能的百分比 (对于低质量牧草通常为 45-55%)。

公式 10.17、10.18a 和 10.18b 对预测采食量主要方法 2 可提供很好的核查可将其视为询问“对于给定的日粮质量预计的摄取量为多少？”，并可用来独立预测 BW 和日粮质量（ NE_{ma} 或 $DE\%$ ）的 DMI。相反，主要方法 2 对 DMI 的预测基于为满足估计所需家畜必须消耗的饲料数量（即 NE_m 和 NE_g ），但未考虑家畜实际消耗的预计饲料数量的生物能力。因此，简化的方法 2 可用来确认：从主要方法 2 中求出的 DMI 值从生物学上来说现实的。这些估值还要进行交叉检验，即干物质摄取量应为成年或生长家畜体重的 2%-3%。

日粮类型	NE_{ma} (MJ / 千克干物质)
高谷物日粮 > 90%	7.5 - 8.5
高质量牧草（例如蔬菜豆类和草类）	6.5 - 7.5
中等质量牧草（例如中熟豆类和草类）	5.5 - 6.5
低质量牧草（例如稻草、成熟草类）	3.5 - 5.5

资料来源：估值来自 NRC（1996 年）预测模型，亦可用公式估算 NE_{ma} ： $NE_{ma} = REM \times 18.45 \times DE\% / 100$ 。

10.2.3 不确定性评估

收集数据的第一步应是调研现存国家统计资料、工业资料、科学研究和 FAO 的统计资料。根据来源的不同，与饲养量相关的不确定性将变化很大，但已知应在 $\pm 20\%$ 内。通常，国家牲畜种群统计资料已含相关不确定性估值，这时应使用这些估值。如果这些资料来源没有公布的数据，可以拜访重要的企业和学术专家。在方法 2 总能量摄取的估算中，有关消化率的估算亦特别重要。消化率估算的不确定性估值可能高达 $\pm 20\%$ 。第 1 卷第 3 章（不确定性）介绍了如何引出专家对不确定性范围的判断。如果没有公布的数据和统计资料，也可以用类似的专家引出程序获得所需要的牲畜特征信息。

10.2.4 未分品种的牲畜特性：特定排放估算方法

一些国家可能有驯养牲畜品种，目前还没有方法 1 或方法 2 排放估算方法（如美洲驼、羊驼、麋鹿、鹧鸪和鸵鸟）。估算这些牲畜排放的优良作法是，首先评估这些牲畜的排放量是否大到足以要求确定其特征并制定国家特定排放因子。第 1 卷第 4 章（方法选择和关键类别确定）介绍了对国家清单中各个排放源类别的重要性进行评估的指南。类似的方法可用来评估源类别中的各子排放源类别（即种类）的重要性。如果源自特定亚类的排放被确定为是重要的，那么应制定国家特定排放因子，并应进行特征描述以支持排放因子的制订。应鼓励研究对未鉴定特征的种类的排放水平估算。应将鉴定家畜特征所用的数据和方法进行详细的文档记录。

如果这些家畜的排放估算方法不可获，基于“量级计算”的近似排放因子对其排放的重要性进行评估也是适用的。制定近似排放因子的一种方法是：利用与该家畜有相同消化系统的其它某种家畜的方法 1 排放因子，并用两种家畜体重比的 0.75 次方对排放因子进行调整。根据消化系统可对方法 1 排放因子进行如下分类：

- 反刍家畜：家牛、水牛、绵羊、山羊、骆驼
- 非反刍草食家畜：马、骡子/驴子
- 家禽：鸡、鸭、火鸡、鹅
- 非家禽单胃家畜：猪

例如，羊驼的近似肠道发酵甲烷排放因子可以用绵羊（也是反刍家畜）的排放因子估算，如下：

$$\text{近似排放因子} = [(\text{羊驼体重}) / (\text{绵羊体重})]^{0.75} \cdot \text{绵羊排放因子}$$

同样，鸵鸟的近似粪便甲烷排放因子也可用鸡的方法 1 排放因子估算。用此方法建立的近似排放因子仅能用于评估家畜排放的重要性，但用于估算国家清单组成部分的排放则准确度不够。

10.3 肠道发酵的甲烷排放

甲烷是草食家畜肠道发酵过程的副产物，这一消化过程如下：碳水化合物被微生物分解成简单的分子以便被血液吸收。释放的甲烷量取决于消化道的类型、家畜的年龄和体重以及所采食饲料的质量和数量。反刍牲畜（例如家牛、绵羊）是甲烷的主要排放源，而非反刍牲畜（例如猪、马）产生中等数量甲烷。反刍家畜肠道结构促成广泛的日粮肠道发酵。

消化系统

消化系统类型对甲烷排放的速率有显著影响。反刍牲畜有一个膨胀室——瘤胃，处于消化道的前部，支持其日粮的密集微生物发酵，从营养学上这将具有许多优点，包括消化其日粮中纤维素的能力。主要的反刍牲畜有家牛、水牛、山羊、绵羊、鹿和骆驼。非反刍牲畜（马、骡子、驴子）和单胃牲畜（猪）产生相对较低的甲烷排放，因为在其消化系统中产生的甲烷的发酵较少。

采食量

甲烷是由家畜消化系统中饲料发酵产生的。通常，采食量越高，甲烷排放量就越高。但是，甲烷的产量大小亦可能受日粮组成成分的影响。采食量与家畜大小、生长率和产量（例如奶产量、羊毛生长或妊娠）正相关。

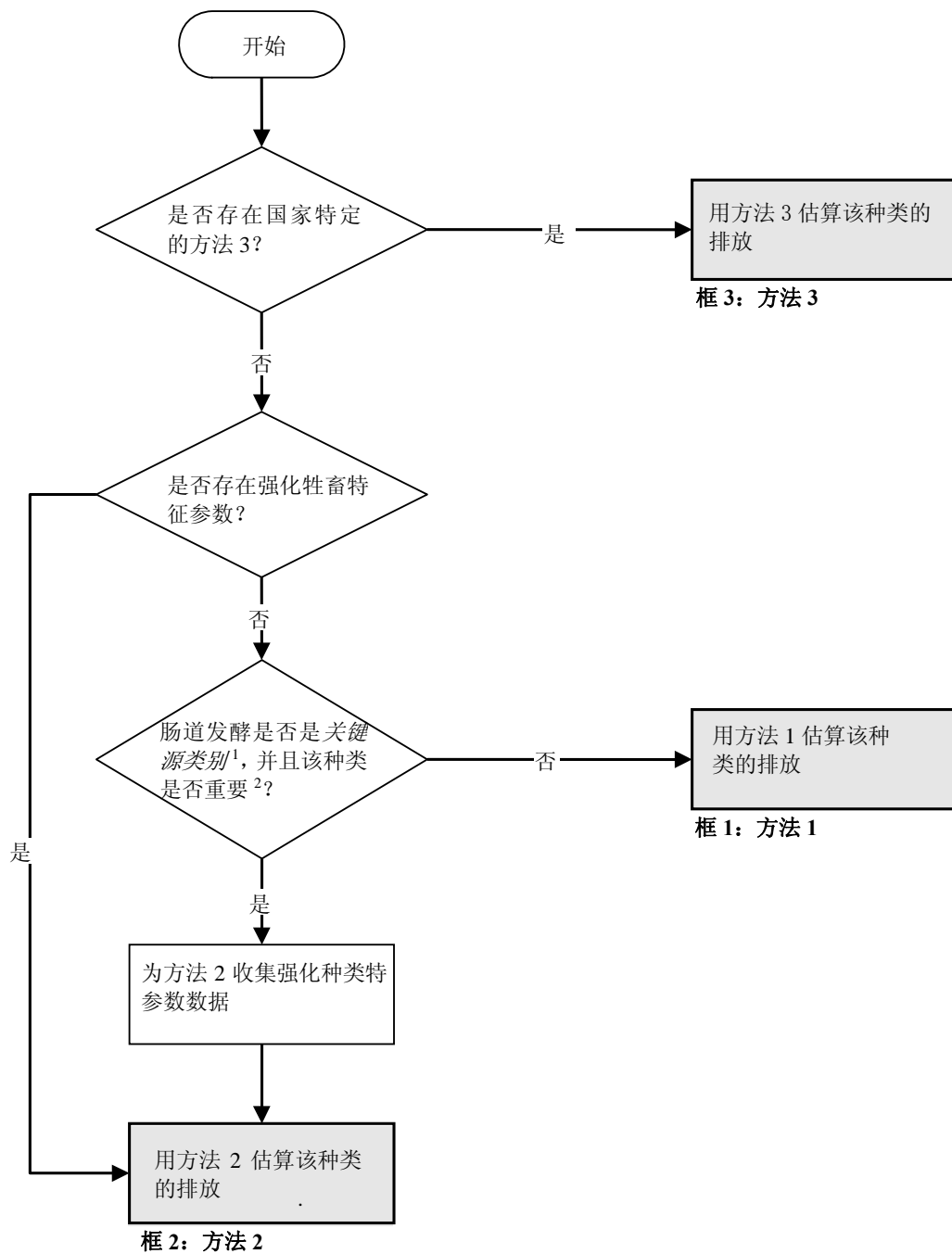
为了反映不同家畜种类间排放率的差异，家畜种群应分为不同亚类，且对每个亚类估算每种家畜的排放率。种群亚类的类型见 10.2 节（牲畜和饲料特性）。种群亚组中释放的甲烷量计算为：每种家畜的排放率乘以亚类中的家畜数量。

在国家排放估值的推导中不考虑天然野生反刍家畜。仅应考虑家养管理的家畜中产生的排放（例如，养殖的驯鹿、麋鹿和水牛）。

10.3.1 方法的选择

*优良作法*是根据图 10.2 中的决策树估算源自肠道发酵的甲烷排放。肠道发酵中的甲烷排放的估算方法需三个基本步骤：

图 10.2 肠道发酵中甲烷排放的决策树



注：

1: 参见卷 1 第 4 章，“方法选择和确认关键源类别”（注意有限资源的 4.1.2 节）关于关键源类别讨论和决策树的使用。

2: 根据经验，如果子源类别占该排放源排放总量的 25%-30%，那么该子源类别非常重要。

步骤 1: 将家畜种群划分为各种亚类，并归纳每个亚类的特性，如 10.2 节所述。建议国家专家采用考虑到生产循环的影响和季节性对种群数量的影响的年均估值。

步骤 2: 按每个家畜每年产生甲烷的千克数，估算每一亚类的排放因子。

步骤 3: 将亚类排放因子乘以亚类种群数以估算亚类排放量，并总和所有的亚类排放量以估算总排放量。

这三步可按不同的详细程度和复杂度进行。本章介绍了下述三种办法：

方法 1

简化方法基于缺省排放因子，这些因子从以前的研究中得出或用更详细的方法 2 计算得出。在肠道发酵并非关键源类别或强化特征数据不可获的国家，方法 1 可能适合于多数家畜种类。当类似肠道排放从主要牲畜类别中外推求出时，应被视为方法 1。

方法 2

方法 2 是一种较复杂的方法，要求有详细的国家特定的总能摄取量和特定牲畜类别甲烷换算系数等数据。对于排放量在国家总排放量中所占比例很大的家畜类别，如果肠道发酵是关键源类别，则应采用方法 2。

方法 3

其牲畜排放特别重要的一些国家宜超越方法 2，在其估算中纳入附加的国家特定信息。该方法可采用建立先进模式，考虑详细日粮成分、反刍家畜发酵产物的浓度、家畜种群的季节性变化或饲料质量和可获性，以及可能的减排战略。多数估值将从直接实验测量中求出。当数据可获时，尽管鼓励各国采用下文介绍的超过方法 2 的方法，但这里仅简要讨论这些更复杂的分析。方法 3 应进行范围更广的国际同行评审，如公开发表的同行评审，以确保能提高估值的准确性和/精确性。

对某些驯化家畜种类的饲养量很大，但 IPCC 中暂时没有这些相关缺省排放因子（如美洲驼和羊驼）的国家，鼓励其根据详实的研究记录（如果确定了来自这些家畜的排放很重要）开发与方法 2 相似的国家方法。见 10.2.4 “没有种类特定排放估算方法的牲畜特性”，介绍了关于此方法的更多信息。

表 10.9 概述了在本清单中包括的关于牲畜排放的建议方法。

10.3.2 排放因子的选择

源自肠道发酵的甲烷排放的方法 1

方法 1 是简化方法，因此仅需利用可易于获取的家畜数量数据来估算排放。介绍了用于所建议的各种种群亚类的缺省排放因子。依次论述了每一步骤。

步骤 1: 家畜数量

应用 10.2 节中介绍的办法获得家畜数量数据。

步骤 2: 排放因子

这一步用来选择最合适于国家牲畜特征的排放因子。肠道发酵的缺省排放因子已经从先前的研究中得出，并为使用方便将这些因子按区域进行了划分。

估算肠道发酵缺省排放因子所用的数据见本节末附录 10A.1。

表 10.9
建议的肠道发酵排放清单方法

牲 畜	建议的排放清单方法
奶牛	方法 2 ^a /方法 3
其它家牛	方法 2 ^a /方法 3
水牛	方法 1/方法 2
绵羊	方法 1/方法 2
山羊	方法 1
骆驼	方法 1
马	方法 1
驴和骡	方法 1
猪	方法 1
家禽	未建立
其他（例如美洲驮、羊驮、鹿）	方法 1
^a 对于牲畜数量很大的国家，建议使用方法 2。当额外牲畜亚类的排放在国内总甲烷排放中占很大比例时，对于这些类别最好实施方法 2。	

表 10.10 显示了除家牛外各家畜种类的肠道发酵排放因子。如表中所示，发达国家和发展中国家绵羊和猪的排放因子不同。排放因子间的差别主要由采食量和饲料特征假设间的差异造成的（参见附录 10A.1）。有关家牛的肠道发酵排放因子见表 10.11。列出了典型区域条件下各种排放因子。如表中所示，每头家畜排放因子变化范围的系数超过 4。

当表 10.11 所列的缺省排放因子大体代表所述的各区域排放率时，每一区域内的排放因子均会变化。家畜大小和奶产量是奶牛排放率的重要决定因素。产奶水平较低的相对较小奶牛见于亚洲、非洲和印度次大陆产奶水平高的相对较大奶牛见于北美洲和西欧。

对于其它家牛，家畜大小和种群结构是排放率的重要决定因素。相对较小的其它家牛生长在亚洲、非洲和印度次大陆另外，这些区域的许多其他家牛为幼牛。北美洲、西欧和大洋州中的其它家牛个体较大，并且幼牛在种群中占的比例较小。

为了从表 10.10 和 10.11 中选择排放因子，对于正进行评估的国家确定最适合的区域。仔细审查附录 10A.1 中的表格，确保：用于建立排放因子的基础家畜特征（如体重、生长率和产奶量）与国内的情况相似。应使用收集的奶牛年均奶产量的相关数据，以帮助选择奶牛排放因子。如果必要，利用收集的每头家畜的年均奶产量，在表中所示的奶牛排放因子间进行内插。

注意，对连续年份清单使用相同的方法 1 排放因子意味着：不允许改变牲畜生产量，如增加产奶量或改变活体重。如果捕捉牲畜生产量变化引起的甲烷排放趋势很重要，则基于趋势牲畜排放可能成为关键源类别，应使用方法 2 计算。

表 10.10
方法 1 肠道发酵排放因子¹
(kg CH₄/头/年)

牲畜	发达国家	发展中国家	活体重
水牛	55	55	300 kg
绵羊	8	5	65 kg – 发达国家; 45 kg – 发展中国家
山羊	5	5	40 kg
骆驼	46	46	570 kg
马	18	18	550 kg
驴和骡	10	10	245 kg
鹿	20	20	120 kg
羊驮	8	8	65 kg
猪	1.5	1.0	
家禽	计算数据不足	计算数据不足	
其它 (例如美洲驮)	待定 ¹	待定 ¹	

所有估值的不确定性均为±30-50%。
资料来源：水牛和骆驼的排放因子来自 Gibbs 和 Johnson (1993 年)。其他牲畜的排放因子来自 Crutzen 等 (1986 年)，羊驮来自 Pinares-Patino 等，2003 年；鹿来自 Clark 等，2003 年。
¹ 制定近似排放因子的一种方法是：采用与该家畜有相同消化系统的其他某种家畜的方法 1 排放因子，并用两种家畜体重比的 0.75 次方对排放因子进行调整。为此纳入了活体重值。应根据牲畜特征和相关饲料求出排放因子，但不应仅受限于区域特征内。

步骤 3：总排放量

为了估算总排放量，将选出的排放因子乘以相关家畜饲养量(公式 10.19)并将结果加总(公式 10.20)。

公式 10.19
源自某一牲畜类别的肠道发酵排放

$$\text{排放} = EF_{(T)} \cdot \left(\frac{N_{(T)}}{10^6} \right)$$

其中：

排放 = 肠道发酵中的甲烷排放，Gg CH₄ /年

EF_(T) = 圈养的牲畜种群的排放因子，kg CH₄/头/年

N_(T) = 国内牲畜种类/类别 T 的头数

T = 牲畜的种类/类别

公式 10.20
源自牲畜肠道发酵的总排放

$$\text{总 CH}_{4\text{肠道}} = \sum_i E_i$$

其中：

总 CH₄_{肠道} = 源自肠道发酵的 CH₄ 总甲烷排放，Gg CH₄ /年

E_i = 牲畜 i 类别和亚类的排放

表 10.11
家牛方法 1 肠道发酵排放因子¹

区域特征	家牛类别	排放因子 ² (kg CH ₄ /头/年)	备注
北美洲： 高产量商品奶部门，用高质量牧草和谷物饲喂单独的肉牛群，以放牧为主辅以季节性饲喂。饲养场中以谷物育肥的快速生长的阉牛/小母牛。奶牛在种群中占很小的一部分。	奶牛	121	平均产奶量 8 400 kg/头/年
	其他牛	53	包括肉牛、公牛、牛犊、生长阉牛/小母牛和饲养场中的家牛。
西欧： 高产量商品奶部门，用高质量牧草和谷物饲喂奶牛亦用于生产牛犊。很少量的专用肉牛群。饲养场中的少量牛用谷物饲喂。	奶牛	109	平均产奶量 6 000 kg/头/年
	其它牛	57	包括公牛、牛犊和生长阉牛/小母牛
东欧： 商业奶部门主要用牧草饲喂。单独的肉牛群，主要放牧饲喂。饲养场中的少量牛用谷物饲喂。	奶牛	89	平均产奶量 2 550 kg/头/年
	其它牛	58	包括肉牛、公牛和幼牛。
大洋州： 商品奶部门基于放牧饲喂。单独的肉牛群，主要在质量差异很大的牧草地上进行放牧。生长的圈养牛用谷物饲喂。奶牛在种群中占很小的一部分。	奶牛	81	平均产奶量 2 200 kg/头/年
	其它家牛	60	包括肉牛、公牛和幼牛。
拉丁美洲： 商品奶部门基于放牧饲喂。单独的肉牛在牧草地进行放牧。饲养场中的少量牛用谷物饲喂。生长的非奶用家牛在种群中占很大比例。	奶牛	63	平均产奶量 800 kg/头/年
	其它牛	56	包括肉牛、公牛和幼牛。
亚洲： 少数商品奶部门。多数家牛为多用途的，可提供劳役以及提供少量牛奶（在农业区域）。放牧种群较小。所有类型的家牛都比多数其它区域中的家牛要小。	奶牛	61	平均产奶量为 1 650 kg/头/年
	其它牛	47	包括多用途奶牛、公牛和幼牛。
非洲和中东： 基于放牧的商品奶部门，每头牛产奶量较低。多数家牛为多用途的，可提供劳役以及提供少量牛奶（在农业区域）。部分家牛在很大区域上进行放牧。家牛比多数其他区域中的家牛要小。	奶牛	40	平均产奶量 475 kg/头/年
	其它牛	31	包括多用途奶牛、公牛和幼牛。
印度次大陆： 基于作物副产品饲喂的商品奶部门中，每头牛的产量较低。多数阉牛提供劳役，而奶牛提供少量牛奶（在农业区域）。较小的放牧种群。与所有其它区域相比，该区域中的家牛最小。	奶牛	51	平均产奶量 900 kg/头/年
	其它牛	27	包括奶牛、公牛和幼牛。幼牛在种群中占很大比例。

¹ 应在家牛特征和相关饲料的基础上求出排放因子，但不应仅限于区域特征内。

² IPCC 专家小组，代表区域的平均值，如果适用鼓励采用更加具体的区域产奶量数据。现有值是采用方法 2 以及表 10A.1 和 10A 中的数据求出的。

肠道发酵甲烷排放的方法 2

方法 2 用于更加细分的牲畜种群类别并用于计算排放因子，而非采用缺省排放因子值。方法 2 的关键考虑为：排放因子的制定和详细活动数据的收集。

步骤 1：牲畜数量

应用 10.2 节中介绍的办法获得家畜种群数据和相关活动数据。

步骤 2：排放因子

当使用方法 2 时，采用步骤 1 建立的详细数据来估算每种家畜类别排放因子。

估算各类别的排放因子，基于总能量摄取及该牲畜类别的甲烷换算系数。应用 10.2 节中介绍的办法获得总能量摄取数据。为按方法 2 计算排放因子，需完成下述两个子步骤：

1. 获取甲烷转化因子 (Y_m)

饲料能量转化成甲烷的程度取决于若干饲料和家畜因子间的相互作用。如果从国家特定研究中不能获得甲烷转化因子，可采用表 10.12 中提供的家牛/水牛甲烷转化因子值进行计算。这些基本估值是基于许多发达国家和发展中国家的一般饲料特性和生产方法的粗略指南。如果有优质饲料（即高消化性和高能值）则应采用下限。当可用饲料较差时，用高限值更合适。对只吃奶的所有幼畜（即吃奶羔羊和牛犊）假设其甲烷转化因子为零。

由于 Y_m 在促进排放中的重要性，正在进行的大量研究旨在改进不同牲畜和饲料组合的 Y_m 估值。因为关于热带牧场喂家畜的数据稀缺，因而这样的改进对其极其必要。例如最近的研究 (Kurihara 等, 1999 年) 获得的 Y_m 值，超出表 4.8 介绍范围。

牲畜类别	Y_m^b
圈养牛 ^a	3.0% ± 1.0%
奶牛（家牛和水牛）及其幼崽	6.5% ± 1.0%
主要饲喂低质量作物残余和副产品的其它牛及水牛。	6.5% ± 1.0%
放牧的其它牛或水牛	6.5% ± 1.0%

^a 饲喂的日粮中 90%或更多为精饲料。
^b ± 值表示范围。
 资料来源：IPCC 专家小组。

区域、国家和全球肠道甲烷排放估值的产生依赖于小范围确定的 Y_m 以及饲料和家畜属性对 Y_m 的影响。用传统方法测量 Y_m 包括对各种圈养的家畜使用呼吸热量计 (Jhonson 和 Johnson, 1995 年)。采用 SF_6 的示踪技术使得舍饲或放牧情况下源自各种家畜的甲烷排放均可估算 (Johnson 等, 1994 年)。最新的测量结果已经过 Lassey (2006 年) 的调查，他亦检测了该测量在国家和全球清单的“扩展”。

审查饲料特征和家畜属性对 Y_m 的影响亦很重要。对于更好地理解甲烷产生过程中包含的微生物机理，以期设计减排测量以及根据家畜饲养方法确定 Y_m 的不同值来说，这些影响亦很重要至今，关于该影响的研究并不明确，因此表 10.12 中所报告的值仅有很小的明显变化（得到文献中 Y_m 测量值最新调查的支持）(Lassey, 2006 年)

表 10.13 提供了不考虑饲料质量的用于所有成年绵羊的通用 Y_m 值，但对于以 1 岁为界的成年和幼崽羊有不同值。这些值是基于 Lassey 等人的数据。(1997 年)，Judd 等 (1999 年) 和 Ulyatt 等 (2002 年 a, 2002 年 b, 2005 年)，尽管符合其它研究人员 (Murray 等, 1978 年; Leuning 等, 1999 年) 的测量结果，但可能没有覆盖可能存在的各种牧草。中值适合于多数情况，但对于质量较差的饲料上限值可能更适合，而对于高消化率高能量的饲料可能利用下限。

表 10.13
绵羊甲烷转化因子 (Y_m)

类别	Y_m^a
羊羔 (小于 1 岁)	4.5% ± 1.0%
成年绵羊	6.5% ± 1.0%
^a ± 值表示范围。	

要注意，在一些情况下，可能不存在特定牲畜类型的甲烷转化因子。在这些情况下，可报告最相似牲畜类型的已报告牲畜的甲烷转化因子。例如，其它牛或水牛的甲烷转化因子可用来估算骆驼的排放因子。

2. 排放因子的制定

应根据公式 10.21 制定每一家畜类别排放因子。

公式 10.21
某牲畜类别肠道发酵的甲烷排放因子

$$EF = \left[\frac{GE \cdot \left(\frac{Y_m}{100} \right) \cdot 365}{55.65} \right]$$

其中：

EF = 排放因子，kg 甲烷/头/年

GE = 总能量摄取，MJ 甲烷/头/日

Y_m = 甲烷转化因子，饲料中总能转化为甲烷的百分比

系数 55.65 (MJ/kg 甲烷) 是甲烷的能量含量。

本排放因子公式假设所制定的是某家畜类别的全年 (365 天) 排放因子。虽然通常采用的是全年排放因子，但在某些情况下家畜类别定义的时间较短 (如一年中的潮湿季节或 150 天的育肥期)。这时，要对特定时期的排放因子进行估算 (如潮湿季节)，并应用此期间的天数替代 365 天 进行计算。排放因子应用的时期的定义见 10.2 节。

步骤 3：总排放量

为了估算总排放量，将选出的排放因子乘以相关家畜数量并将结果加总。如上文方法 1 所介绍的，排放估值应报告为千兆克 (Gg)

改进肠道甲烷排放清单方法 2 或建立方法 3 的可能

提高准确性和确定排放变异的原因是清单的核心目的。国家方法学的改进，无论是现有方法 1 或方法 2 组成部分的改进还是实施额外改进 (方法 3)，均受鼓励。

目前方法 1 和方法 2 肠道甲烷排放因子和估算程序依靠：首次估算的某个清单分类中某种家畜日总能消耗和年总能消耗，然后将得到的结果乘以每单位饲料 (Y_m) 甲烷损失的估值。方法 2 预测采食量和 Y_m 有很大的提升空间。可能影响饲料需求和/或消耗，但未加考虑的因素包括：

- 维持能量需求中种类或基因的变化；
- 热冷压力对摄取和维持需求的影响；及
- 不断增加的消耗量使消化率受抑，或日粮组成对家畜日粮摄取的限制。

同样的，控制 Y_m 变化的许多交互作用因素未纳入方法 2，包括

- 消化率效应 (DE%)；

- 与活体重有关的日粮干物质摄取；
- 日粮的化学组成；
- 粒子通路和消化性能，或者植物微生物防卫化合物；及
- 消化道中的微生物种群的变化。

如先前所强调，准确估算日粮 DE% 对估算采食量和因此对产生的排放来说异乎重要。平均日粮 DE% 或 TDN% 中 10% 的误差将导致甲烷排放的误差范围为 12- 20%，这取决于初始条件。未考虑每日日粮消耗量增加使 DE% 降低的情况。这将会低估高产量奶牛的采食量，这些奶牛消耗精饲料和牧草混合饲料，例如在北美和欧洲区域常见的，但是甲烷排放估算中产生的一些误差将被（随着每日摄取量增加） Y_m 的降低所补偿。已介绍了估算受抑消化率的方法（NRC, 1996 年；NRC, 2001 年）。

以进行多次尝试改进 Y_m 估值。一些研究者已经建立联系所消耗日粮化学组分的模式，或者更详细地说，是被消化的碳水化合物组分和其它 Y_m 化学组分。这些模型一般预测不同摄取量下每个肠道室中日粮粒子以及化合物组分的通过和消化率，产生的 H_2 差量、挥发性脂肪酸以及微生物和甲烷产量。这些方法产生的 Y_m 值与使用腔室和 SF_6 技术直接测量得出的结果相一致。文献中包含的许多样例表明，植物细胞壁消化与乙酸与丙酸成品的高比例以及甲烷高产量呈正相关。

虽然纤维性碳水化合物的消化性毫无疑问是甲烷产量最有效的单一指标，每种消化纤维的甲烷产量并非恒定的，例如豆皮或甜菜渣作为单一饲料饲喂家畜时，在有限饲料摄取量水平下测量时 Y_m 的变化范围为 8%—11%，而测量自由采食量时 Y_m 的变化为 5%—6%（Kujawa, 1994 年；Diarra, 1994 年）。因此，相同纤维基质的肠道发酵可产生差别较大的 Y_m 值。建立更复杂预测模式的最严重限制或许在于幅员辽阔国家清单中应用模式的困难性，。困难在于：提供推进采食量或 Y_m 的更复杂模式所需的数据。通常困难的是为国家某个区域内某种牲畜分类准确地定义家畜特征、生产量和 %DE，更不用说详细的碳水化合物比例、流通率和消化率等。

目前正进行的大量关于减排战略的全球研究（如疫苗、离子载体、不饱和植物油、浓缩单宁等）说明，必须研究这些战略应如何反映在方法 2 或方法 3 清单编制中。首先清单仅应反应那些符合质量保证/质量控制原则并在国际上引发了广泛认同的技术（如通过经过同行审议的文章，包括技术说明、效力、在实地条件下的确认）。其次，清单应附有采用技术的证据，并将其仅应用于可核实采用该技术的牲畜的排放。第三，对于新实施的技术（如减排剂规定剂量），在不存在减排方法时，清单还可描述附属排放量的计算，以使声称的减排数量保持透明性。减排措施应受同行评审出版物的支持。

改进采食量和 Y_m 估值并考虑减排方法的方法应予鼓励，因为要适当关注示意性关系适用的范围限制、生产情况等，

10.3.3 活动数据的选择

应用 10.2 节中介绍的办法获得牲畜数量数据。如果采用牲畜缺省肠道排放因子（表 10.10, 10.11）估算肠道排放，基本（方法）牲畜种群特征足够。为通过估算总能摄取进而估算牲畜肠道排放（公式 10.16, 10.17 或 10.18），需要关于方法 2 的牲畜特征。如 10.2 节所示，确定各种家畜种类特性的优良作法是，根据每种牲畜种群的数据得到某一种类的特性，用以提供所有排放源的活动水平数据。

10.3.4 不确定性评估

排放因子

因为方法 1 中排放因子不是基于国家特定数据，它们可能无法准确表示一个国家的牲畜特性，因而产生高不确定性。用方法 1 估算的排放因子的已知不太可能比 $\pm 30\%$ 更准确，其不确定性还可能达到 $\pm 50\%$ 。方法 2 的不确定性将取决于牲畜特性的准确性（如牲畜种类的同源性），还取决于组成净能方法的各种关系系数的确定方法在多大程度上相应于国家情况。用方法 2 估算排放因子的不确定性将可能约为 $\pm 20\%$ 。采用方法 2 的清单编制者应对反映其特殊情况的不确定性进行分析，如果没有进行此种分析，应假设方法 2 的不确定性与方法 1 的不确定性相似。

尽管方法 3 可能提高排放估值的准确性，但建立可行的方法 3 需要大量的科学数据。方法 3 中使用不可靠和未经证实的数据，可能导致产生的估值逊于用方法 2 甚至方法 1 得出的结果。在许多情况下，缺乏对牲畜甲烷排放因子的直接测量，或仅采用有限的日粮类型数据进行测量。正进行大量关于可能减排策略的研究，但经验证仅有很少的研究可以外推到非实验条件。随着关于排放的基础科学研究继续拓展，从理论上方法 3 应可产生最低程度的不确定性。

活动数据

活动数据还将有与牲畜和饲料特性有关的更多不确定。提高牲畜和饲料特性的准确性经常是减少总体不确定性的重点。准确地估算饲料消化率（DE%）对于减少不确定性程度来说亦很关键。不确定性估值推导可依据牲畜和饲料特征不确定性相关节（参见 10.2 节）中列示的农业普查数据的优良作法。

有关不确定性评估程序的一般信息见第 1 卷第 3 章（不确定性）。

10.3.5 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

为了达到清单完整性，应考虑国家内所管理的所有主要家畜类别。有时对于清查中的某种家畜，未获得缺省数据且未提供任何指南，应根据 10.2 节中讨论的相同的一般原则估算排放。

必须注意的是，长期内要对于甲烷转化因子要采用一致的估值。在一些情况下，随着时间的变化可能需要修正甲烷转化因子。这些调整可能是由于采取了明确的温室气体减排措施，也可能是由于农作方法的变化，如饲料条件的或没有考虑 GHGs 的其它管理因素的改变。不论引起改变的原因是什么，用来估算排放的数据和甲烷转化因子都必须反映农作方法的变化。如果时间序列的甲烷转化因子受管理方法变化和/或温室气体减排措施实施的影响，清单编制者应确保清单数据可反映这些实践。清单正文中应对管理做法的变化和/或采取温室气体减排措施如何影响甲烷转化因子的时间序列，进行透彻的解释。建立一致时间序列的一般优良作法指南，见第 1 卷第 5 章（时间序列的一致性）。

优良作法是如第 1 卷第 6 章（质量保证/质量控制与验证）所示，进行质量控制检查。除第 1 卷的指南外，与该源类别相关的具体程序概述如下。

活动数据核查

- 清单编制者应该审评牲畜数据收集方法，特别是检查已收集的牲畜亚类数据，并正确汇总。此数据还应与先前年份的数据进行交叉检验，以确保数据的合理性以及与预计趋势的一致性。清单机构应记录数据收集方法，鉴别潜在的偏差区，并对有数据的代表性进行评估。种群模式可用来支持该方法。

排放因子审核

- 如采用方法 2/方法 3，清单编制者应将国家特定因子与 IPCC 缺省值进行交叉检验。应对国家特定因子与缺省因子之间的明显差异进行解释并成文归档。

外部评审

- 如果采用方法 2/3，鼓励清单编制者进行国内和国际专家评审，包括企业、学院机构和推广专家。
- 保留有关评审结果的内部文件非常重要。

为提高透明度，对源自此源类别的甲烷排放估算应与用于确定活动水平数据和估值的排放因子一起报告。

应将下述信息成文归档：

- 所有活动数据，包括按种类和区域划分的家畜数量。
- 存档活动数据包括：
 - (i) 计算中所用的所有活动数据的来源（即完整引述所收集数据的统计数据库）。
 - (ii) 制定活动数据所用的信息和假设，如果不能直接从数据库中获取活动水平数据；及
 - (iii) 收集数据的频率以及正确度和精确度的估值。
- 如果采用方法 1，用于估算特定家畜类别排放的所有缺省排放因子。
- 如果采用方法 2：
 - (i) Y_m 值；
 - (ii) 估算的或从其它研究资料中获取的 DE 值；及
 - (iii) 全面纪录归档所用数据及其参考文献。
- 在采用国家或区域特定排放因子或采用如方法 3 的新方法编制清单时，对于这些排放因子的科学基础和新方法的原理应进行全面的文档记录。文件归档应包括求出排放因子和方法的输入参数的定义和原理及过程的描述，以及介绍资料来源和不确定性的量级。

10.4 粪便管理系统中的甲烷排放

本节介绍了如何估算粪便储存和管理中产生的甲烷，以及牧场上堆肥粪便中产生的甲烷。这里统一使用的术语“粪便”纳入了牲畜产生的所有粪肥和尿液两者（即固体和液体）。如果粪肥燃烧但没有进行能源回收，为获得燃料而进行的粪便燃烧的有关排放应报告在第 2 卷（能源）或第 5 卷（废弃物）。在储存和管理过程中，厌氧条件下（即无氧）粪便的降解会产生甲烷。这些情况最易产生于大量家畜在限制区域饲养时（例如，奶牛场、肉牛育肥场和猪场及鸡场），其粪便处置到液基系统中。与粪便管理和储存相关的甲烷排放放在“粪便管理”中进行报告。

影响甲烷排放的主要因素是生产的粪便量和粪便无氧降解的比例。前者取决于每头家畜的废物产生率和家畜的数量，而后者取决于如何进行粪便管理。当粪便以液体形式储存或管理时（例如，在化粪池、池塘、粪池或粪坑中），粪便无氧降解，可产生大量的甲烷。储存装置的温度和滞留时间极大地影响到甲烷的产生量。当粪便以固体形式处理（例如堆积或堆放）或者在牧场和草场堆放时，粪便趋于在更加耗氧的条件下进行降解，产生的甲烷较少。

10.4.1 方法的选择

有三种层级方法可估算来自牲畜粪便的甲烷排放。确定使用何种层级方法的指南见图 10.3 中的决策树。

方法 1

简化的方法，仅需要按家畜品种/类别和气候区或温度划分的牲畜种群数据，结合 IPCC 缺省排放因子，以估算排放量。因为来自粪便管理系统的部分排放对温度有着很高的依赖性，因此优良作法是估算粪便管理点的相关年均温度。

方法 2

当某种特定牲畜品种/类别的排放量在国家排放量中占很大比重时，应采用更复杂的方法来估算粪便管理系统中的甲烷排放。此方法要求关于家畜特征和粪肥管理方式的详细资料，这些资料可用来确定本国特定情况下的排放因子。

方法 3

牲畜排放特别重要的部分国家，宜使用超越方法 2 的方法，而建立国家特定方法学模式或使用基于测量的方法量化排放因子。

方法选择将取决于数据的可获性和国家情况。估算粪肥管理系统中 CH_4 排放的*优良作法*要求全力运用方法 2，包括用国家特定信息计算排放因子。仅在运用方法 2 的所有可能途径都行不通和/或确定排放源并非关键类别或亚类时，才应使用方法 1。

不论选择何种方法，首先必需按 10.2 所述对家畜种群进行分类，以反映出每种家畜产生的不同粪肥量。

下述四个步骤用于估算粪便管理中的 CH_4 排放：

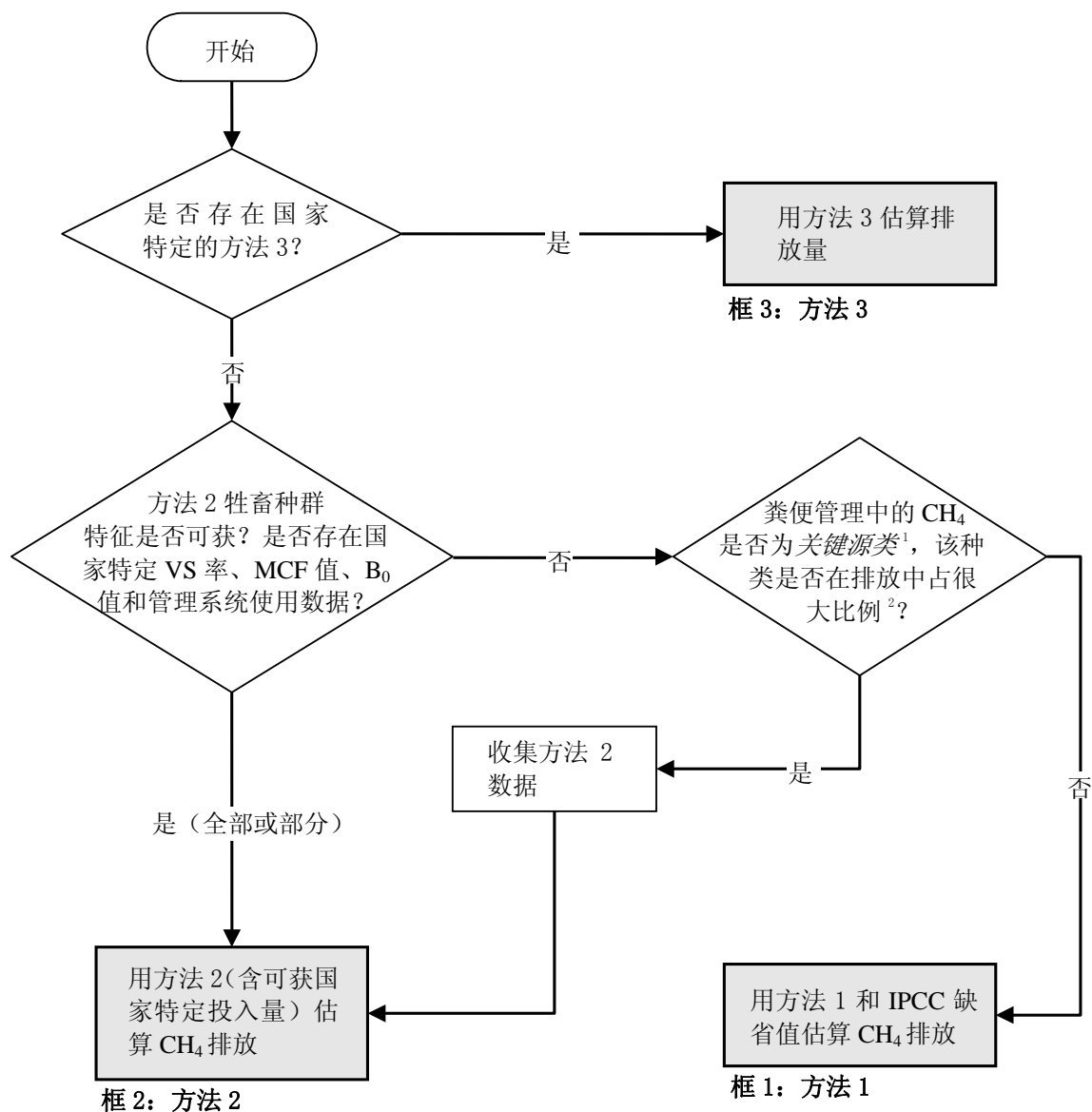
步骤 1： 根据牲畜种群特征收集家畜种群数据（10.2 节）。

步骤 2： 按每年每头家畜千克甲烷算，使用缺省值或为每种牲畜亚类制定国家特定排放因子。

步骤 3： 牲畜亚类排放因子乘以亚类牲畜的数量，以估算亚类排放量，再总和所有亚类的排放量，以估算主要牲畜品种的总排放量。

步骤 4： 将所有限定牲畜品种的排放量进行加总，以确定国家排放量。

图 10.3 粪便管理系统中甲烷排放的决策树



注:

1: 参见卷 1 第 4 章, “方法选择和确认关键源类别” (注意关于有限资源的 4.1.2 节) 关于关键源类别讨论和决策树的使用。

2: 根据经验, 如果牲畜种类占该排放源排放总量的 25%-30% 或更多, 那么该子源类别非常重要。

公式 10.22 表明了如何计算粪便管理系统中的 CH₄ 排放：

$$\text{公式 10.22}$$

$$\text{源自粪便管理中的甲烷排放}$$

$$CH_{4\text{粪便}} = \sum_{(T)} \frac{(EF_{(T)} \cdot N_{(T)})}{10^6}$$

其中：

CH₄_{粪便} = 来自某种限定种群粪便管理中的 CH₄ 排放，Gg CH₄/年

EF_(T) = 来自某种限定牲畜种群的排放因子，kg CH₄/头/年

N_(T) = 国内牲畜品种/类别 T 的数量

T = 牲畜的品种/类别

10.4.2 排放因子的选择

确定排放因子的最佳方法是，对代表国内使用的实际系统的排放进行无侵害和无干扰的测量。这些实地测量结果可用于开发估算排放因子的模式（方法 3）。但进行此种测量非常困难，它要求大量的资源和专门技术以及可能不可获的设备。因此，尽管建议运用该方法以提高精确度，但优良作法并不要求采用实测。本节提供两种确定排放因子的替代方法，排放因子的选择取决于为估算排放而选择的方法（即方法 1 或方法 2）。

方法 1

当用方法 1 时，采用按牲畜类别或亚类划分的甲烷排放因子。对于推荐的每种亚类种群，按年均温度划分的排放因子见表 10.14、表 10.15 和表 10.16。这些排放因子代表了挥发性固体粪便含量和每个地区中所用的粪便管理方法的范围，以及温度引起的排放量的差异。附件 10A.2 中表 10A-4 至 10A-9 列出了用于各地区的基本假设。采用方法 1 估算粪便管系统中甲烷排放的各国应审查这些表格中的地区变量，以确定最接近匹配各国家畜管理的地区，应使用该地区的缺省排放因子。

表 10.14 表明了各地区和温度分类中，家牛、猪和水牛的缺省排放因子。排放因子按牲畜粪便管理所处的气候带的年均温度列示。温度数据应基于可获的国家气象统计资料。各国应估算不同温度带中家畜种群的百分比，并计算加权平均排放因子。当这种方法不可行时，可利用整个国家的年均温度；然而，这可能无法准确估算对温度变化高度敏感的排放（例如，液态/泥肥系统）。

表 10.15 和 10.16 列出了其它家畜品种的缺省粪便管理排放因子。表 10.15 分别列出了发达国家和发展中国家的排放因子，反映了两个地区中家畜采食量和饲料特征的一般差异。除了家禽“蛋鸡（湿）”，这些排放因子反映了以下事实：这些家畜产生的几乎所有粪便均在“干”粪便管理系统中被管理，包括牧场和草原、肥育场和日常散施田间（Woodbury 和 Hashimoto, 1993 年）。

表 10.14
按温度所列的家牛、猪和水牛粪便管理甲烷排放因子^a (KG CH₄/头/年)

区域特征	牲畜品种	按年均温度划分的 CH ₄ 排放因子 (°C) ^b																		
		寒冷					温和											温暖		
		≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	≥ 28
北美洲： 液基系统通常用于奶牛粪便和猪粪。其它牛粪便通常按固体管理，堆放在草场或牧场。	奶牛	48	50	53	55	58	63	65	68	71	74	78	81	85	89	93	98	105	110	112
	其它牛	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	销售猪	10	11	11	12	12	13	13	14	15	15	16	17	18	18	19	20	22	23	23
	育种猪	19	20	21	22	23	24	26	27	28	29	31	32	34	35	37	39	41	44	45
西欧： 液体/泥肥和储粪系统通常用于家牛和猪粪便。有限的农田可用于散施粪便。	奶牛	21	23	25	27	29	34	37	40	43	47	51	55	59	64	70	75	83	90	92
	其它牛	6	7	7	8	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	21	24	25	26
	销售猪	6	6	7	7	8	9	9	10	11	11	12	13	14	15	16	18	19	21	21
	育种猪	9	10	10	11	12	13	14	15	16	17	19	20	22	23	25	27	29	32	33
	水牛	4	4	5	5	5	6	7	7	8	9	9	10	11	12	13	14	15	16	17
东欧： 基于固体的系统用于多数粪便。约三分之一的牲畜粪便在液基系统中进行管理。	奶牛	11	12	13	14	15	20	21	22	23	25	27	28	30	33	35	37	42	45	46
	其它牛	6	6	7	7	8	9	10	11	11	12	13	14	15	16	18	19	21	23	23
	销售猪	3	3	3	3	3	4	4	4	4	5	5	5	6	6	6	7	10	10	10
	育种猪	4	5	5	5	5	6	7	7	7	8	8	9	9	10	11	12	16	17	17
	水牛	5	5	5	6	6	7	8	8	9	10	11	11	12	13	15	16	17	19	19
大洋洲： 多数家牛粪便在草场和牧场上按固体管理，而奶牛部分粪便使用化粪池管理。约半数的猪粪在厌氧池塘中进行管理。	奶牛	23	24	25	26	26	27	28	28	28	29	29	29	29	30	30	31	31	31	
	其它牛	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
	销售猪	11	11	12	12	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	
	育种猪	20	20	21	21	22	22	23	23	23	23	23	24	24	24	24	24	24	24	
拉丁美洲： 几乎所有的牲畜粪便均在草场和牧场上按固体进行管理。水牛粪便堆放在草场和牧场上。	奶牛	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	
	其它牛	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	猪	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	
	水牛	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	

表 10.14
按温度所列的家牛、猪和水牛粪便管理甲烷排放因子^a (KG CH₄/头/年)

区域特征	牲畜品种	按年均温度划分的 CH ₄ 排放因子 (°C) ^b																				
		寒冷					温和										温暖					
		≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	≥ 28		
非洲：多数牲畜粪便均在草场和牧场上按固体进行管理。少量但比例较大的粪便作为燃料燃烧。	奶牛	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	其它牛	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	猪	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
中东：超过三分之二的家牛粪便堆放在草场和牧场上。约三分之一的猪粪在液基系统中进行管理。水牛粪便进行燃烧以获得燃料或者按固体进行管理。	奶牛	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3
	其它牛	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	猪	1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	5	5	6
	水牛	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
亚洲：约一半的家牛粪使用作燃料，而剩下的在干燥系统中进行管理。几乎 40% 的猪粪按液体进行管理。水牛粪便在肥育场中管理，堆放在草场和牧场。	奶牛	9	10	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	21	23	24	26	26	28	31	31	
	其它牛	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	猪	2	2	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	7	7	
	水牛	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
印度次大陆：约一半的家牛和水牛粪使用于燃料，而剩下的在干燥系统中进行管理。几乎三分之一的猪粪按液体进行管理。	奶牛	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	6	6	
	其它牛	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
	猪	2	2	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	5	5	5	5	6	6	6	
	水牛	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	

资料来源：详见附件 10A.2，表 10A-4 - 10A-8 关于这些排放因子的求导。
 这些排放因子的不确定性为 ±30%。
^a 当选择某个缺省排放因子时，务必参考附件 10A.2 中估算排放所用的粪便管理系统分布和家畜排泄物特征各说明表。选择一个最接近匹配这些特征的地区排放因子。
^b 不一定代表每一地区的所有温度。例如，在东西欧，没有明显的温暖地区。同样的，在非洲和中东没有明显的寒冷地区。
 注：在北美洲、大洋洲或亚洲，不存在大量水牛种群。

表 10.15
按温度所列的绵羊、山羊、骆驼、马、驴和骡以及家禽的粪便管理甲烷排放因子^a
(kg CH₄/头/年)

牲畜	按年均温度划分的 CH ₄ 排放因子 (°C)		
	寒冷 (<15°C)	温和 (15 – 25°C)	温暖 (>25°C)
绵羊			
发达国家	0.19	0.28	0.37
发展中国家	0.10	0.15	0.20
山羊			
发达国家	0.13	0.20	0.26
发展中国家	0.11	0.17	0.22
骆驼			
发达国家	1.58	2.37	3.17
发展中国家	1.28	1.92	2.56
马			
发达国家	1.56	2.34	3.13
发展中国家	1.09	1.64	2.19
驴和骡			
发达国家	0.76	1.10	1.52
发展中国家	0.60	0.90	1.20
家禽			
发达国家			
蛋鸡 (干) ^b	0.03	0.03	0.03
蛋鸡 (湿) ^c	1.2	1.4	1.4
肉仔鸡	0.02	0.02	0.02
火鸡	0.09	0.09	0.09
鸭子	0.02	0.03	0.03
发展中国家	0.01	0.02	0.02

这些排放因子的不确定性为 ±30 %。

资料来源：排放因子确定自：确定肠道发酵排放因子所用的采食量值和饲料消化率（参见附件 10A.1）；而发达国家中的家禽，甲烷转化因子（MCF）和最大甲烷生产能力（B₀）值报告在 Woodbury 和 Hashimoto（1993 年）中。发达国家的家禽划分成 5 种类别。蛋鸡（干）代表“不含垫草”的排泄物管理系统中的蛋鸡；蛋鸡（湿）代表厌氧塘排泄物管理系统中的蛋鸡。对于蛋鸡，挥发性固体（VS）为美国农业部报告的值（1996 年）中；典型家畜质量值来自 ASAE（1999 年）；蛋鸡的 B₀ 值由 Hill（1982 年）报告。对于肉仔鸡和火鸡，B₀ 值来自 Hill（1984 年）；典型家畜质量值来自 ASAE（1999 年）；VS 值为美国农业部（1996 年）报告值。鸭子的 B₀ 值从肉仔鸡和火鸡中推断出；典型家畜质量值来自 MWPS-18；VS 值来自美国农业部，AWMFH。绵羊、山羊和马的典型质量，以及发达国家山羊和马的 VS 和 B₀ 值，根据附件 I 国家的温室气体清单分析作出更新。假设除了蛋鸡（湿）外的所有粪便均在干燥系统中进行管理，符合 Woodbury 和 Hashimoto（1993 年）报告的粪便管理系统使用方法。

^a 当选择某个缺省排放因子时，务必参考附件 10A.2 中估算排放所用的粪便管理系统分布和家畜排泄物特征各说明表。选择一个最匹配这些特征的地区排放因子。

^b 管理干粪便的蛋鸡管理方法。

^c 蛋鸡管理方法，将粪便按液体进行管理，如储存在厌氧塘中。

表 10.16
鹿、驯鹿、兔子和毛皮家畜的粪便管理甲烷排放因子

牲畜	甲烷排放因子 (kg CH ₄ /头/年)
鹿 ^a	0.22
驯鹿 ^b	0.36
兔子 ^c	0.08
毛皮家畜（例如狐狸、貂） ^b	0.68

这些排放因子的不确定性为 ±30 %。

^a Sneath 等（1997 年）

^b 挪威农业大学，化学和生物技术学院，微生物系。

^c IPCC 专家组判断

方法 2

当粪便管理是关键源类别或确定缺省值所用的数据并非十分符合国家牲畜和粪便管理条件时，采用方法 2。因为家牛、水牛和猪的特征和粪便管理系统因国家有很大不同，对于这些家畜种群数量大的国家应考虑用方法 2 估算甲烷排放。方法 2 依赖于影响粪便中甲烷排放因子的两种主要类型输入数据。

粪便特征参数：包括粪便中产生的挥发性固体（VS）的数量以及该粪便（B₀）中可产生的最大甲烷数量。粪便 VS 产量可基于采食量和消化率进行估算，两者的变量还可用于确定方法 2 肠道发酵排放因子。此外，VS 生产率可基于牲畜粪便的实验室测量。B₀ 随着家畜品种和饲喂方法而变化，是建立在粪便中 VS 数量基础上的理论甲烷产量。方法 2 中基于模式的 VS 中不包括垫草物质（稻米、木屑、碎屑等）。各国间这些物质的类型和采用均有很大的差异。因为它们一般与固体储存系统相关，因此其排放不会显著增加甲烷总产量。

粪便管理系统特征参数：包括用于管理粪便的系统类型和反映转化为甲烷的粪便（B₀）比例的特定系统甲烷转化因子（MCF）。粪便管理系统的区域评估用于估算经每种粪便管理技术管理的粪便比例。关于粪便管理系统的介绍见表 10.18。系统 MCF 值随着粪便管理方式和气候而变化，其理论范围为 0—100%。温度和截留时间均在 MCF 计算中起重要作用。在温暖条件下，粪便按液体管理持续较长的一段时间会促进甲烷的形成。这些粪便管理条件可导致 65%—80% 的高 MCFs 值。在寒冷气候条件下，按干物质管理的粪便一般不易产生甲烷，因此 MCF 值约为 1%。

方法 2 排放因子的制定要求利用各气候区内按每种废弃物系统管理粪便的估值来确定 MCF 的加权平均值。然后将 MCF 的平均值乘以牲畜类别的 VS 排泄率和 B₀。估算公式如下：

公式 10.23
粪便管理中的甲烷排放因子

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \cdot 365) \cdot \left[B_{0(T)} \cdot 0.67 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \cdot MS_{(T,S,k)} \right]$$

其中：

EF_(T) = 牲畜类别 T 的年 CH₄ 排放因子，kg CH₄ /家畜/年

VS_(T) = 牲畜类别 T 的日挥发固体排泄物，kg 干物质 /家畜/日

365 = 计算年 VS 产量的基数，天数/年

B_{0(T)} = 牲畜类别 T 所产粪便的最大甲烷生产能力，m³ CH₄/kgVS 排泄物

0.67 = m³ CH₄ 换算为 kg CH₄ 的换算系数

MCF_(S,k) = 气候区 k 每种粪便管理系统 S 的甲烷转化因子，%

MS_(T,S,k) = 使用气候区 k 粪便管理系统 S 管理牲畜类别 T 粪便的比例，无量纲

甚至方法 2 的详细程度在部分国家不可行时，可使用诸如家畜质量、VS 排泄和其它等国家特定数据要素，以改进排放估值。如果仅能获得部分变量的国家特定数据，鼓励各国用表 10A-4 至 10A-9 中的数据计算国家特定排放因子，以填补漏缺。

测量项目可用于改进进行估算的基础。尤其是，现场粪便管理系统中的排放测量可用于验证 MCFs。另外，需要测量热带地区牲畜的 B_0 和多变的日粮方式，以扩大缺省因子的代表性。

排放因地区和家畜品种/类别有明显不同，排放估值应尽可能反应出国内不同地区间家畜种群和粪便管理方法的多样性与范围。这可能需要对各个地区进行分别估算。应定期更新排放因子以说明粪便特征和粪便管理方法的变化。但是这些修正应基于可靠的、经科学评审的数据。最好经常进行监测，以验证重要模式参数并追踪牲畜产业的变化趋势。

VS 排泄率

挥发性固体 (VS) 为牲畜粪便中的有机物质，包括可生物降解和不可降解的部分。因为 B_0 值基于进入系统的总挥发性固体，公式 10.23 所需的值为每一家畜种类排泄的总挥发性固体 (可生物降解和不可降解的部分)。获取平均日 VS 排泄率的最佳方法是使用公布的国家数据。如果平均日 VS 排泄率不可获，可根据采食量水平估算国家特定的 VS 排泄率。可用 10.2 节介绍的“强化”特征方法估算家牛和水牛的采食量。这亦将确保排放估值基本数据的一致性。对于猪，可能需要国家特定猪产量数据以估算采食量。

粪便中的挥发性固体含量等于消耗的日粮中未被消化的部分，因而，当这些排泄物与排泄出的尿液结合时，便构成了粪便。在估算肠道甲烷排放量时，各国应估算总能 (GE) 摄取 (10.2 节公式 10.16) 及其消化比例 (饲料消耗率 DE)。

一旦有了这些估值，VS 排泄率可用下面的公式进行估算：

公式 10.24
挥发性固体排泄率

$$VS = \left[GE \cdot \left(1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE \cdot GE) \right] \cdot \left[\frac{1 - ASH}{18.45} \right]$$

其中：

VS = 以干物质为基础的日挥发性固体排泄量 (kg VS/日)

GE = 总能摄取， MJ/日

DE% = 饲料中可消化量的百分比 (例如 60%)

(UE • GE) = 表示为 GE 的尿中能量。一般认为多数反刍家畜排泄的尿中能量为 0.04GE (对于用谷物含量达到或超过 85% 的日粮饲喂的反刍家畜或猪，降为 0.02)。如果可获，使用国家特定值。

ASH = 粪便中的灰分含量，计算为干物质采食量的比例 (例如，对于家牛为 0.08)。如果可获，使用国家特定值。

18.45 = 每千克干物质日粮总能的转化因子 (MJ/kg)。通常牲畜消耗的草料和谷物基础的饲料种类很广，但此值相对稳定。

各种牲畜类别的代表性 DE% 值见本报告 10.2 节表 10.2。各牲畜类型的灰分含量比例值差别极大，并应反映国家情况。

B_0 值

粪便的最大甲烷生产能力 (B_0) 随品种和日粮而不同。获得 B_0 测定值的首选方法是，使用标准方法测量的国家特定来源已公布数据。重要的是 B_0 测量要标准化，包括抽样方法，并且要确认测量值是否基于总排泄 VS 或可生物降解的 VS，因为方法 2 计算基于总排泄 VS。如果国家特定的 B_0 测量值不可获，可使用表 10A-4 至表 10A-9 提供的缺省值。

MCFs

表 10.17 中为不同粪便管理系统提供了按年均气温划分的缺省甲烷转化因子 (MCFs)。确定特定粪便管理系统的 MCFs 值，并且代表了获得 B_0 的程度。某个特定粪便管理系统所产生甲烷的量受以下因素的影响：厌氧条件，系统温度，以及有机物在系统中停留的时间。表 10.17 中列示的关于化粪池的缺省 MCF 值纳入了较长滞留时间的影响，因此多数情况下，化粪池的 MCF 值高于其它系统。

因为液基系统对温度影响非常敏感，如果可能，这些系统每个气候范围内特定年均温度的缺省 MCF 值已经列在了表 10.17 中。这些温度范围应覆盖多数气候条件，对于温度极高或极低、年均温度超出 10—28 摄氏度范围的地区应利用两端值（即 10 或 28 度）或者研究制定国家特定值。

这些缺省值可能不包括管理系统限定各类别的潜在广泛变化。因此，如果可能应确定出国家特定 MCF 值，以反应特定国家或地区使用的独特的管理系统。这对拥有大量家畜种群和多样气候区的国家，尤其重要。在这种情况下，如有可能应对每个气候区进行实地测量，以替换 MCF 缺省值。测量应包括以下因素：

- 储存/应用时间；
- 测量点的饲料和家畜特性（参见 10.2 节相关的数据类型）；
- 储存期；
- 粪便特性（例如液体系统挥发性固体排泄物流入和流出浓度）；
- 确定储存设施中残留的粪便量（产甲烷接种体）；
- 室内和室外储存的时间和温度分布；
- 日温度波动；及
- 季温度变化。

表 10.17
按温度所列的粪便管理系统的 MCF 值

系统 ^a		按年均温度所列的 MCFs (°C)																			资料来源和评论
		寒冷					温和										温暖				
		≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	≥ 28	
草场/牧场/围场		1.0%					1.5%										2.0%				IPCC 专家组结合 Hashimoto 和 Steed(1994 年) 所做的判断。
每天散施		0.1%					0.5%										1.0%				Hashimoto 和 Steed (1993 年)。
固体存储		2.0%					4.0%										5.0%				IPCC 专家组结合 Amon 等人所做的判断 (2001 年), 表明冬季排放约为 2% 而夏天为 4%。温暖气候基于 IPCC 专家组和 Amon 等人的判断 (1998 年)
干燥育肥场		1.0%					1.5%										2.0%				IPCC 专家组结合 Hashimoto 和 Steed(1994 年) 所做的判断。
液体/泥肥	含天然硬壳覆盖	10%	11%	13%	14%	15%	17%	18%	20%	22%	24%	26%	29%	31%	34%	37%	41%	44%	48%	50%	IPCC 专家组结合 Mangino 等所做的判断 (2001 年) 和 Sommer (2000 年)。由硬壳覆盖 (40%) 引起的减少的估值为基于限制性数据集的年均值并依赖于不同的温度、降雨量和组成成分, 变化很大。当泥肥存放池用作分批进料储存池或发酵反应器时 MCF 应按照公式 1 计算。
	不含天然硬壳覆盖	17%	19%	20%	22%	25%	27%	29%	32%	35%	39%	42%	46%	50%	55%	60%	65%	71%	78%	80%	IPCC 专家组结合 Mangino 等(2001)做出的判断。当泥肥存放池用作分批进料储存池或发酵反应器时 MCF 应按照公式 1 计算。

表 10.17 (续)
按温度所列的粪便管理系统的 MCF 值

系统 ^a	按年均温度所列的 MCFs (°C)																		资料来源和评论	
	寒冷					温和										温暖				
	≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27		≥ 28
无盖厌氧塘	66%	68%	70%	71%	73%	74%	75%	76%	77%	77%	78%	78%	78%	79%	79%	79%	79%	80%	80%	IPCC 专家组结合 Mangino 等人(2001)所做的判断。 未覆盖的化粪池 MCFs 根据若干因素变化, 包括温度、滞留时间、和系统中损失的挥发性固体量 (通过清除和化粪池污水或固体)。
牲畜舍蓄粪池	< 1 个月	3%					3%										30%			IPCC 专家组结合 Moller 等 (2004 年)和 Zeeman(1994 年)所做的判断。 注意确定气候条件时, 用环境温度而不是恒定温度 分批进料储存池或发酵反应器时 MCF 应按照公式 1 计算。
	> 1 个月	17%	19%	20%	22%	25%	27%	29%	32%	35%	39%	42%	46%	50%	55%	60%	65%	71%	78%	80%

表 10.17 (续)
按温度划分的粪便管理系统的 MCF 值

系统 ^a		按年均温度所列的 MCFs (°C)																		资料来源和评论	
		寒冷					温和										温暖				
		≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27		≥ 28
无氧发酵池		0-100%					0-100%										0-100%			应细分为不同类别，考虑回收沼气、燃烧沼气和发酵后储存的数量。用公式 1 计算。	
作为燃料燃烧		10%					10%										10%			IPCC 专家组合结合 Safley 等人(1992 年)所做的判断。	
家牛和猪厚垫草	< 1 个月	3%					3%										30%			IPCC 专家组合结合 Moller 等人(2004)所做的判定。预计排放与储粪系统中排放相同或可能更大,取决于有机含量和水分含量。	
家牛和猪厚垫草	> 1 个月	17%	19%	20%	22%	25%	27%	29%	32%	35%	39%	42%	46%	50%	55%	60%	65%	71%	78%	80%	IPCC 专家组合判定结合 Mangino 等人(2001)所做的判断。
堆肥 - 容器中 ^b		0.5%					0.5%										0.5%			IPCC 专家组合和 Amon 等人(1998 年)的判断。MCFs 值比固体存储的一半还小。不受温度影响。	
堆肥 - 静态堆置 ^b		0.5%					0.5%										0.5%			IPCC 专家组合和 Amon 等人(1998 年)的判断。MCFs 值比固体存储的一半还小。不受温度影响。	
堆肥 - 集约化条垛式 ^b		0.5%					1.0%										1.5%			IPCC 专家组合和 Amon 等人(1998 年)的判断。MCFs 比固体存储略小。受温度影响较小。	
堆肥 - 被动条垛式 ^b		0.5%					1.0%										1.5%			IPCC 专家组合和 Amon 等人(1998 年)的判断。MCFs 比固体存放略小。受温度影响较小。	

表 10.17 (续)
按温度划分的粪便管理系统的 MCF 值

系统 ^a	按年均温度所列的 MCFs (°C)																		资料来源和评论
	寒冷					温和										温暖			
	≤ 10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	
含铺垫的家禽粪便	1.5%					1.5%										1.5%			IPCC 专家组判断 MCFs 值与固体存放相似，但一般温度恒定温暖。
不含铺垫的家禽粪便	1.5%					1.5%										1.5%			IPCC 专家组判定 MCFs 与温暖气候条件下干燥肥场相似。
耗氧管理	0%					0%										0%			MCFs 值接近零。耗氧管理可导致泥肥大量堆积，泥肥可在其它系统中进行管理。泥肥需要清理并且 VS 值高。重要的是要明确泥肥下一步的管理过程，如果排放量很大要估算其管理过程排放量。

公式 1 (投入物时限反映发酵池运作期)：

$$MCF = [(CH_4 \text{ 生产量} - CH_4 \text{ 使用量} - CH_4 \text{ 燃烧量} + (MCF_{\text{沼}}/100 * B_o * VS_{\text{沼}} * 0.67)) / (B_o * VS_{\text{沼}} * 0.67)] * 100$$

注：
 CH_4 生产量 = 发酵池中的甲烷产量，(kg CH_4)。注：如果已发酵粪肥的蓄粪池有密封顶，那么此蓄粪池中产生的气体也应包括在内。
 CH_4 使用 = 用作能量的甲烷量，(kg CH_4)
 CH_4 燃烧 = 喷焰燃烧甲烷量 (kg CH_4)
 $MCF_{\text{沼}}$ = 已发酵的粪便存放池中排放的甲烷 (%)
 $VS_{\text{沼}}$ = 包括密封存放中气体时，发酵前储存的 VS 排泄量 (kg VS)
 当包括密封顶时： $MCF_{\text{沼}} = 0$ ；此外 $MCF_{\text{沼}} =$ 液体储存的 MCF 值

^a 粪便管理系统的定义见表 10.18。
^b 堆肥是固体废弃物的生物氧化过程，包括通常含铺垫的粪便或在高温条件下由微生物能量产生过程产生的另一种有机碳源。

10.4.3 活动数据的选择

估算粪便管理系统中 CH₄ 排放的活动数据主要有两种：（1）家畜种群数据；及（2）粪便管理系统使用数据。

应用 10.2 节中介绍的办法获得家畜种群数据。如 10.2 节所述，*优良作法*是，根据每种牲畜种群的数据得到单独种类的特性，以提供所有排放源的活动数据。然而，重要的是要注意，估算粪便管理系统排放所需的牲畜种群数据的分类水平可能不同于其它排放源如肠道发酵 CH₄ 排放所用的分类水平。例如，对于一些牲畜种群品种/类别（如家牛），方法 2 肠道发酵估算所需的强化特征可以合并成可用于本排放源的更广泛类别。对于其它牲畜品种，如猪，可能最好的是：对于粪便管理计算具有比肠道发酵更加细分的体重分类。然而，整个清单中总牲畜分类应保持一致。

鼓励有多种气候条件的各国清单机构去获取每个主要气候带中的家畜种群数据。此外，如果可能，应获取与液基系统中牲畜粪便管理地点（例如，粪池、储粪池和化粪池）相关的年均温度。对于那些对温度变化更为敏感的系统，这将允许选择更具体的缺省因子或 MCF 值。理想的是，从公布的国家牲畜统计资料中可获取区域种群划分情况，从国家气象统计资料中获得温度数据。如果没有区域数据，应就区域生产（如奶、肉和毛）模式或土地分布的问题咨询有关专家，他们可能会提供估算区域家畜分布所需的信息。

为了实施方法 2，还必须为每一代表性家畜品种收集在每种粪便管理系统中管理的粪便比例。表 10.18 概述了主要粪便管理系统的类型。应使用质量数据区分系统被判定为固体还是液体/泥肥储存。干燥和液体储存的分界线可划在 20% 的干物质含量。注意，在一些情况下，粪便可能在数种类型的粪便管理系统中进行管理。例如，从奶牛散栏冲到厌氧塘的粪便可能首先通过一个固体分离装置，其中部分固体粪便被清除并按照固体进行管理。因此，重要的是认真考虑在每种类型系统中所管理的粪便比例。

获取粪便管理系统分布数据的最好方法是，查阅定期公布的国家统计资料。如果没有这样的统计资料，首选替代办法是对粪便管理系统的使用情况进行独立调查。如果开展调查的资料不可获，则应咨询专家以取得系统分布的相关观点。第 1 卷第 2 章“*数据收集的方法*”介绍了如何引出专家判断。也可用类似的专家引导方法获取粪便管理系统分布数据。

10.4.4 不确定性评估

排放因子

与方法 1 缺省排放因子相关的不确定性很大（参见 10.14–10.16 各表）。缺省因子的不确定性范围估算为 $\pm 30\%$ 。估计方法 2 实现的改进可将排放因子的不确定性范围降低至 $\pm 20\%$ 。根据按特征详细分类的粪便和粪便管理系统得出的准确和精心设计的排放测量，有助于进一步降低这些不确定性。这些测量必须考虑温度、湿度条件、通风、挥发性固体含量、储存的持续时间以及其它管理方面。

对单个国家而言，缺省值可能有很大的不确定性，因为它们可能无法反映出国家存在的具体粪便管理条件。建立和使用反映国家/地区条件的 MCF、B₀ 和挥发性固体值，可降低不确定性。

表 10.18
粪便管理系统的定义

系 统	定 义
草场/牧场/围场	允许牧场和草场放牧家畜的粪肥堆积在原地，不进行管理。
每天散施	排泄后的 24 小时内，粪肥例行从圈养设施中清除并施于农田或草场。
固体存储	通常粪肥自由堆积或堆放储存数月。由于存在足够量的铺垫材料或蒸发的水分损失，粪肥能够被堆放。
干燥育肥场	不含大量植被覆盖的铺砌或未铺砌自由圈养地区，其中累积的粪肥可能会被定期清除。
液体/泥肥	粪肥作为排泄物存储或为了加入少量水储存在家畜栖息地外的化粪池或储粪罐中，通常储存时期少于一年。
无盖厌氧塘	一种被设计用来稳定和储存废弃物的液体储存系统。化粪池浮面物质通常用来将粪肥从相关集圈养设施中清除至厌氧塘。将厌氧塘设计为多种储存时间（达一年或更久），取决于气候区，挥发性固载体入率以及其它操作因素。厌氧塘中的水可以循环利用冲洗粪肥或用于田地灌溉和施肥。
牲畜圈养蓄粪池	一般在家畜封闭圈养设施中进行粪肥的收集和储存（通常含垫料或不加水），通常储存期不足一年。
无氧发酵池	收集家畜排泄物（含或不含稻草）并在大型容器或有盖储粪池中进行无氧发酵。发酵池被设计用于稳定废弃物，方式是：微生物将复杂有机化合物还原成 CH ₄ 和 CO ₂ （被捕捉并喷焰燃烧或用作燃料）。
作为燃料燃烧	粪肥和尿液直接排到地面。晒干的粪饼用作燃料燃烧。
家牛和猪的厚铺垫	随着粪肥累积，在整个生产循环中持续添加铺垫以吸收水分并，时间可能长达 6 至 12 个月。此粪便管理系统亦称为层状粪便管理系统，并可能与干燥育肥场或牧场结合使用。
堆肥 - 容器中 ^a	一般在密封的槽道中进行堆肥，强制通风并连续搅拌。
堆肥 - 静态堆置 ^a	堆肥中进行强制通风但不进行搅拌。
堆肥 - 集约化条垛式 ^a	条形堆中进行堆肥，为搅拌和通风定期（至少每天）翻动。
堆肥 - 被动条垛式 ^a	条形堆中进行堆肥，很少翻动进行搅拌和通风。
含铺垫的家禽粪便	除了通常不与干燥育肥场或牧场结合外，与带厚铺垫的家牛和猪类似。一般用于所有家禽种群和肉用鸡（肉仔鸡）和其它家禽生产。
不含垫料的家禽粪便	可能与家畜密闭圈养设施中的露天粪池相似，或可能设计为在粪便累计过程中对其进行风干，后者称为高层粪便管理系统，是一种被动条垛式堆肥（如合理设计和使用）。
耗氧管理	以液体形式收集的粪肥的生物氧化过程，进行强制通风或自然通风。自然通风仅局限于耗氧和兼性塘以及湿地系统，并且主要由光合作用引起。因而，在没有阳光的时期，这些系统通常变为缺氧环境。

^a 堆肥是固体废弃物的生物氧化过程，包括通常含铺垫的粪肥或在高温条件下由微生物产热产生的另一种有机碳源

活动数据－牲畜饲养量

参见 10.2 节“牲畜和饲料特征”关于家畜种群和特征数据的讨论。

活动数据－粪便管理系统使用情况

粪便管理系统使用数据的不确定性将取决于各个国家牲畜工业的特性和粪便管理信息如何收集。例如，对于几乎仅依赖于一种管理系统（如牧场和草场）的国家，与管理系统使用数据相关联的不确定性可达 10% 或更少。然而，对于存在多种管理系统（使用当地不同操作方法）的国家，管理系统使用数据中的不确定性范围将高得多，为 25%—50%，这取决于按系统使用情况区分家畜种群的可靠和代表性调查数据的可获性。各国最好应使用第 1 卷第 3 章所介绍的方法来估算与其管理系统使用数据相关的不确定性。

10.4.5 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

一个完整的清单应估算 10.2 节确定的所有牲畜种类/类别的全部粪便管理系统的 CH₄ 排放。鼓励各国使用与表 10.18 所述保持一致的粪便管理系统定义，以确保正在计算所有类型的系统。应在主要报告机制（如粮农组织和国家农业统计数据库）间交叉检验种群数据，以确保清单中所用数据的完整性和一致性。由于普遍可查询粮农组织牲畜信息数据库，多数国家至少应能为主要牲畜类别确定方法 1 估值。关于更多牲畜特征完整性的信息，参见 10.2 节。

建立该源类别所需的一致排放估算时间序列，至少需要收集内部一致的牲畜饲养量统计数据时间序列。关于建立一致时间序列的一般指南在第 1 卷第 5 章（时间序列的一致性）进行了论述。

如果随时间的变化粪便管理方法有很大的变动，方法 1 将不能提供准确的排放时间序列（因为方法 1 缺省因子基于历史参数集），这时应考虑使用方法 2。当建立方法 2 的时间序列时，还必须收集国家特定粪便管理系统数据。如果气候条件相似（即温度和降雨），当缺乏时间序列中部分时段的粪便管理系统数据时，可通过抽样地区或区域的数据推断出整个国家的粪便管理系统趋势。应尽可能咨询政府、工业界或大学的国家牲畜专家，以推断出管理系统使用和特征的趋势。

如果排放估算方法发生改变，应当收集并利用现有方法所需的历史数据，重新计算此期间的排放。如果这些数据不可获，可能合适的做法是找出近期数据的趋势，然后用这种趋势反推时间序列内的粪便管理方法。例如，可能已知：一些畜牧业正转变为更集约化的管理系统（代替放牧）。在历史上，应通过修改粪便管理系统的分配，在排放时间序列中捕捉该转变。当广泛调查数据不可获时，可能必须基于国家专家判断确定这种分配。第 1 卷第 5 章提供了如何进行重新计算的附加指南。10.2 节亦推荐了一些家畜种群各方面问题的解决方法。清单报告要详细解释农业方法变化或减排措施的实施已如何影响活动数据或排放因子的时间序列。

优良作法是实施第 1 卷第 6 章“质量保证/质量控制和验证”概述的一般质量控制检查，以及关于排放估算的专家评审。亦可能应用附加质量控制检查和质量保证程序，尤其当采用较高级方法确定该排放源的排放时。与数据处理、管理和报告有关的一般质量保证和质量控制可用下面讨论的程序加以补充：

活动数据核查

- 清单机构应该审评牲畜数据收集方法，特别是检查牲畜亚类数据得以正确收集并汇总。此数据还应与前些年的数据进行交叉检验，以保证数据的合理性以及与预计趋势的一致性。清单统计机构应记录数据收集方法，鉴别潜在的偏差领域（例如，各家畜所有者向统计机构系统低报家畜种群），并对有代表性的数据进行评估。
- 应定期审核粪便管理系统分配，以确定是否正在捕捉畜牧业中的变化。在受影响家畜的模式系统中应捕捉由一种管理系统类型到另一种类型的转变，以及系统配置和性能的技术性修改。
- 国家农业政策和法规可能会对用于计算粪便排放的参数产生影响，应定期审核这些政策和法规以确定它们可能产生的影响。例如，有关减少粪便径流入水体的指南可能会引起管理做法的改变，从而影响特定牲畜类别的 MCF 值。清单与不断变化的农业做法应保持一致。

排放因子审核

- 如果采用方法 1（用 IPCC 缺省排放因子），清单机构应评估缺省 VS 排泄率、Bo 值和粪便管理做法如何表述界定的国家家畜种群和粪肥特性。实施评估应该审核表 10A-4—10A-9 的背景信息，以评估缺省输入参数与清单面积匹配程度。如果没有很好匹配，可用更适合的国家特定参数替代原参数，以确定改进的排放因子。
- 如果采用方法 2，清单机构应将国家特定因子参数（例如 VS 排泄率、Bo 和 MCF 值）与 IPCC 缺省值进行交叉检验。并对国家特定参数与缺省参数之间的明显差异进行解释并成文归档。
- 如果采用方法 2，如果可行，VS 率的推导应与用于肠道发酵方法 2 清单的背景假设进行比较。例如，肠道发酵清单中所用的总能和可消化能组分可用于交叉检验独立得出的 VS 率。在这种情况下，可用公式 10.24（挥发性固体排泄率）对反刍家畜进行交叉比较。对于所有家畜，按总量计算，VS 率应符合家畜的采食量（即废弃物能量不应超过摄取能量），并且应符合本报告 10.2 节表 10.2 中报告的 DE%值的范围。
- 只要可能，即使现有测量数据仅代表系统样本的一小部分，亦应根据 MCF 值和 CH₄ 产量估值的假设进行审核。代表性测量数据可能提供认知，了解现有假设如何准确预测清查区粪便管理系统中的 CH₄ 产量，以及特定因子（例如温度、系统构造、滞留时间）如何影响排放量。由于世界范围内关于这些系统的测量数据的数量相对较少，任何新的结果均可能增进对这些排放的认识以及可能的预测。

外部评审

清查机构应利用粪便管理和家畜营养专家，对所用的方法和数据进行同行专家审查。虽然这些专家可能对温室气体排放并不熟悉，但其关于排放量计算中关键输入参数的知识可帮助对排放量进行总体验证。例如，家畜营养学家可以评估挥发性固体生产率，以检查它们是否与特定牲畜种类的饲料利用研究相一致。从事养殖的农民可帮助深入认知实际粪便管理技术，如储存时间和混合系统的使用。只要可能，为了保证外部审查的真实性，这些专家应完全独立于清单过程。

如第 1 章第 6 节（质量保证/质量控制和验证）所述，*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。在已使用国家特定数据（例如，排放因子、粪便管理做法和诸如 VS 及等 B₀ 粪便特征）时，这些数据的来源或参考资料应清晰地记录并随相应的 IPCC 源类别清单结果一起报告。为提高透明度，来自该源类别的排放估算应与用于确定估值的排放因子和活动水平数据一起报告。

应将下述信息成文归档：

- 全部活动数据（例如，按种类/类别和地区划分的牲畜数量数据），包括所用的来源，收集数据的统计资料数据库的完整引述，以及（当活动数据不能直接从数据库中获得时）推算活动数据所用的信息和假设。
- 如果适用，地区气候条件（例如粪便储存过程中的平均温度）。
- 按牲畜种类/类别和地区划分的粪便管理系统数据，（如果适用）。如果使用不同于本章中所定义的粪便管理系统，应说明这些系统。
- 收集数据的频率以及估值的准确度和精确度。
- 排放因子文档，包括：
 - (i) 排放因子引用的参考资料（IPCC 缺省值或其它）
 - (ii) 这些排放因子和方法的科学依据，包括获得排放因子和方法使用的输入参数的定义与过程描述，同时介绍不确定性的根源和量值（在使用了国家或地区特定排放因子或使用了此处介绍的方法之外的其它新方法的清单中）。
- 如果采用了方法 1，用于估算特定牲畜种群种类/类别排放所用的缺省排放因子。
- 如果采用了方法 2，排放因子的计算组分文档，包括：
 - (i) 清单中所有牲畜种群种类/品种的 VS 和 B₀ 值，不论是国家特定、地区特定的还是 IPCC 缺省值；及
 - (ii) 应用的所有粪便管理系统的 MCF 值，不论是国家特定的还是 IPCC 缺省值。

10.5 粪便管理系统中的氧化亚氮排放

本节介绍了如何估算施入土壤或用作饲料、燃料或建筑目的之前粪肥储存和管理所产生的 N₂O（直接和间接）。这里统一使用的术语“粪肥”包括牲畜产生的粪便和尿液（即固体和液体）。“草场、牧场和围场”系统中粪肥产生的 N₂O 排放直接和间接来源于土壤，并因此报告在“*管理土壤中产生的 N₂O 排放*”类别下（参见第 11 章 11.2 节）。与作为燃料的粪肥燃烧相关的排放将在“*燃料燃烧*”（参见第 2 卷 能源）类别下报告，或如果粪肥燃烧但没有进行能源回收，将在“*废弃物燃烧*”（参见第 5 卷 废弃物）类别下报告。

N₂O 的直接排放通过粪肥中所含氮素共同的硝化和反硝化作用发生。粪便储存和管理中产生的 N₂O 排放取决于粪便中的氮含量和碳含量，以及储存的持续时间和管理方法的类型。硝化作用（氨态氮氧化成硝态氮）是储存的家畜粪便中产生 N₂O 排放的必要先决条件。硝化作用可能发生在氧分充足的储存的家畜粪便中。在厌氧条件下，不会发生硝化作用。自然发生的反硝化过程中（厌氧过程），亚硝酸盐和硝酸盐转变为 N₂O 和双氮（N₂）科学文献中普遍公认：N₂O 与 N₂ 的比例随着酸性、硝酸盐浓度的增加和水分减少而提高。总之，管理粪便中 N₂O 的产生和排放要求厌氧环境中的亚硝酸盐或硝酸盐的存在之前存在这些氧化型氮的形成所必需的有氧条件。此外，必须存在防止 N₂O 还原成 N₂ 的条件，如低 pH 值或有限水分。

源自挥发性氮损失中的间接排放主要是以氨气和 NO_x 的形式产生。粪便收集和储存过程中排泄出的有机氮中氨气氮的比例主要取决于时间，其次取决于温度。形式简单的有机氮如尿素（哺乳类）和尿酸

(家禽)迅速氨气氮,氨气为高挥发性物质且易于在周围空气中扩散(Asman等,1998年;Monteny和Erisman,1998年)。氮的损失从舍饲和其它家畜生产区域(例如挤奶厅)中的排泄点开始,并且通过储存和管理系统(即粪便管理系统)的现场管理继续损失。在户外地区(饲养场和家畜进行放牧的牧场地区)粪便固体存放中,损失的氮还可以经淋溶和径流进入土壤。牧场中的氮损失在第11章11.2节(管理土壤中产生的 N_2O 排放)中,按放牧牲畜中产生的氮排放单独进行论述。

由于管理系统中粪肥氮大量的直接和间接损失,因此家畜粪便中剩余的、可用于土壤或用作饲料、燃料或建筑目的的氮量估算很重要。该值用于计算管理土壤中产生的 N_2O 排放(参见第11章11.2节)。估算直接用于土壤或可用作饲料、燃料或建筑目的的粪肥氮量见本章10.5.4节“协助报告管理土壤中产生的 N_2O 排放”。

10.5.1 方法的选择

估算粪便管理系统中 N_2O 排放的详细程度和方法的选择将取决于国家情况,图10.4中的决策树介绍了选择相应方法的优良作法。下述各节介绍了在决策树中可参照的计算粪便管理系统中 N_2O 直接和间接排放的不同层级方法。

粪便管理系统中的 N_2O 直接排放

方法 1

方法1要求,每种类型粪便管理系统的总排泄氮量(所有牲畜种类/类别)乘以每种粪便管理系统类型的排放因子(参见公式10.25)。然后合计所有粪便管理系统的排放量。方法1的应用需使用IPCC的 N_2O 缺省排放因子、氮排泄量缺省数据和粪便管理系统缺省数据(参见附件10A.2,表10A-4—10A-8的管理系统缺省分配)。

方法 2

方法2采用与方法1相同的计算公式,但对于部分或全部这些变量,将使用国家特定数据。例如,牲畜类别国家特定氮排泄率的使用将形成方法2。

方法 3

方法3采用基于国家特定方法学的替代估算程序。例如,基于过程的质量平衡方法(在整个系统中追踪氮,从饲料输入开始到最终利用/处置)可用作方法3程序。应将方法3详细编写成文,以明确介绍估算程序。

为了估算来自粪便管理系统中的排放,首先要必须对牲畜种群进行分类,以反映每种家畜产生的粪肥量的不同以及粪肥的管理方式。按系统类型进行的粪便划分应该与用于粪便管理系统中 CH_4 排放特征描述的方法相同(参见10.4节)。例如,如果方法1缺省排放因子用于计算 CH_4 排放,则应采用源自表10A-4—10A-8中的粪便管理系统使用数据。在10.2节中提供了如何对本排放源牲畜种群进行特征描述的信息。

下述的五个步骤用于估算粪便管理系统中的 N_2O 直接排放:

步骤 1: 收集来自牲畜种群特征描述的种群数据;

步骤 2: 为每一限定牲畜种类/类别 T 确定每头家畜的年平均氮排泄率($N_{ex(T)}$)或使用缺省值;

步骤 3: 确定在每一粪便管理系统类别中管理的每一牲畜种类/类别 T 的年氮排泄总比例($MS_{(T,S)}$)或使用缺省值;

步骤 4: 确定不同粪便管理系统 S 的 N_2O 排放因子($EF_{3(S)}$)或使用缺省值;及

步骤 5: 对每种粪便管理系统类型类别 S,用排放因子($EF_{3(S)}$)乘以该系统中管理的氮总量(来自所有牲畜种类/类别),以估算该粪便管理系统中的 N_2O 排放量。然后总和所有粪便管理系统中的排放量。

在一些情况下,粪肥氮可能在数种类型的粪便管理系统中进行管理。例如,从开放式牛栏冲到厌氧塘的粪便可能首先通过一个固体分离装置,其中部分粪肥氮被清除并按照固体进行管理。因此,重要的是认真考虑在每种类型系统中所管理的粪便比例。

粪便管理中 N_2O 直接排放的计算基于下述公式:

公式 10.25
源自粪便管理的 N₂O 直接排放

$$N_2O_{D(mm)} = \left[\sum_S \left[\sum_T \left(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)} \right) \right] \cdot EF_{3(S)} \right] \cdot \frac{44}{28}$$

其中：

$N_2O_{D(mm)}$ = 源自国内粪便管理的 N₂O 直接排放， kg N₂O/年

$N_{(T)}$ = 国内牲畜品种/类别 T 的头数

$Nex_{(T)}$ = 国内种类/类别 T 每头家畜的年均 N 排泄量， kg N /头/年

$MS_{(T,S)}$ = 源自国内粪便管理系统 S 所管理的每一牲畜种类/类别 T 总年氮排泄的比例， 无量纲

$EF_{3(S)}$ = 源自国内家畜粪便管理系统 S 中的 N₂O 直接排放的排放因子，粪便管理系统 S 中的 NkgN₂O-N/kg

S = 粪便管理系统

T = 牲畜的品种/类别

$44/28 = (N_2O-N)_{(mm)}$ 排放转化为 N₂O_(mm) 排放

粪便的现场管理可能会引起其它形式的氮损失（例如氨气和 NO_x）。挥发性氨气中的氮可能沉积在粪便处理地区下方场地，并促成 N₂O 间接排放（见下文）。鼓励各国考虑使用质量平衡方法（方法 3），以追踪的在粪便管理系统中现场管理，并且最终施用于到管理土壤的排泄粪肥氮。直接施用于管理土壤或可用作饲料、燃料或建筑目的等其他用途的粪肥氮量的估算见 10.5.4 节“协调报告管理土壤中产生的 N₂O 排放”。参见第 11 章 11.2 节关于施用于土壤的管理粪肥氮中产生的 N₂O 排放的计算程序。

粪便管理系统中的 N₂O 间接排放

方法 1

关于粪便管理系统中 NH₃ 和 NO_x 形式的氮挥发的方法 1 计算基于：排泄的（所有牲畜类别）并在每种粪便管理系统中管理的氮量乘以挥发氮的比例（参见公式 10.26）。然后合计所有粪便管理系统中的氮损失。方法 1 的应用需使用缺省氮排泄量数据、缺省粪便管理系统数据（参见附件 10A.2，表 10A-4 – 10A-8），以及由挥发引起的粪便管理系统中 N 损失的缺省比例（参见表 10.22）。

公式 10.26
粪便管理系统中挥发引起的 N 损失

$$N_{\text{挥发-MMS}} = \sum_S \left[\sum_T \left[\left(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)} \right) \cdot \left(\frac{Frac_{GasMS}}{100} \right)_{(T,S)} \right] \right]$$

其中：

$N_{\text{挥发-MMS}}$ = NH₃ 和 NO_x 挥发引起的粪肥氮的损失量， kg N /年

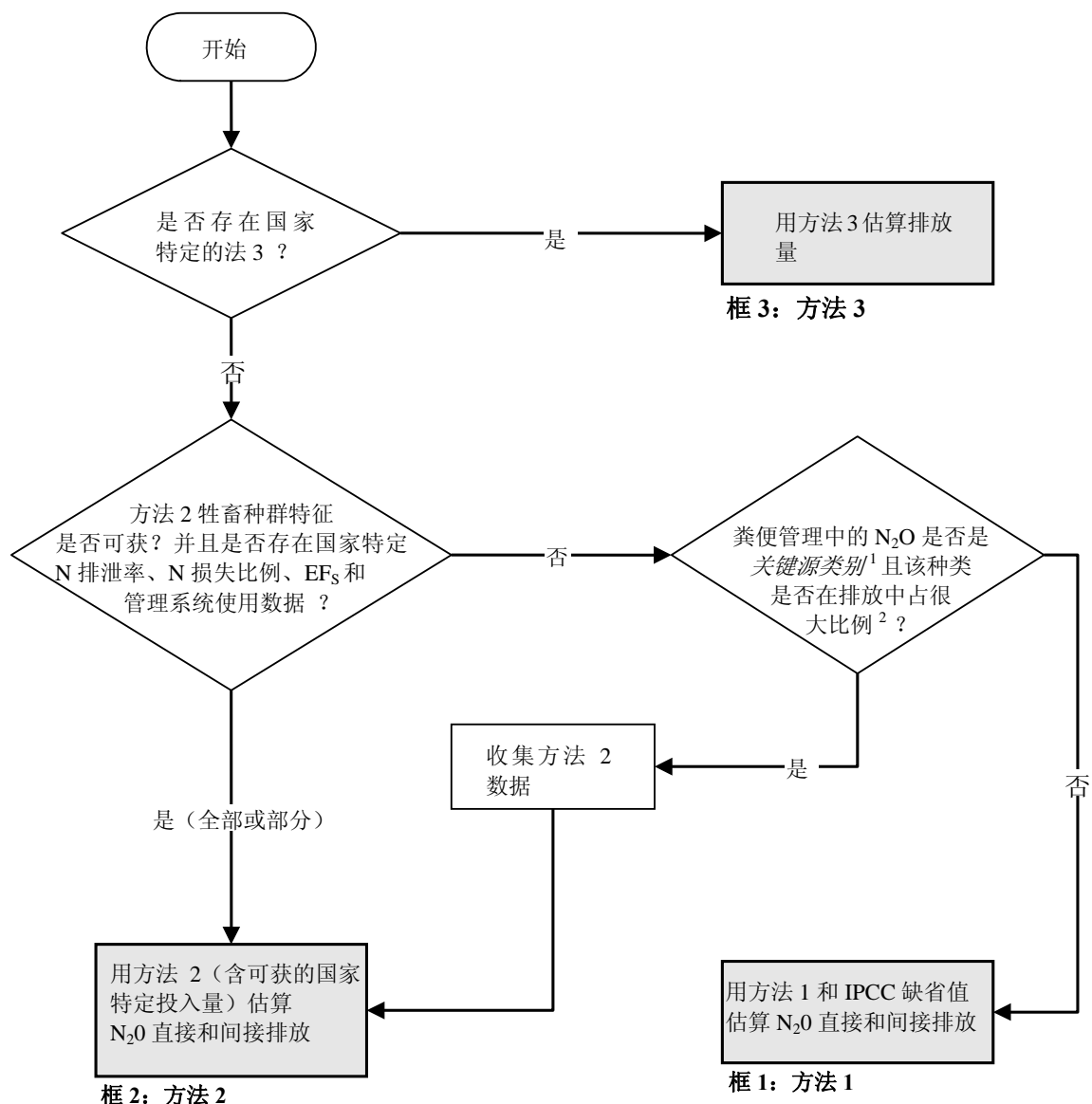
$N_{(T)}$ = 国内牲畜品种/类别 T 的头数

$Nex_{(T)}$ = 国内种类/类别 T 每头家畜的年均 N 排泄量， kg N /头/年

$MS_{(T,S)}$ = 国内粪便管理系统 S 所管理的每一牲畜种类/类别 T 总年氮排泄的比例， 无量纲

$Frac_{GasMS}$ = 粪便管理系统 S 中， 牲畜类别 T 的管理粪肥氮通过 NH₃ 和 NO_x 挥发的比例%

图 10.4 粪便管理系统中氧化亚氮排放的决策树（注 1）



注：

1 粪便管理系统中的 N₂O 排放包括直接和间接排放源。

2 参见卷 1 第 4 章，“方法选择和确认关键源类别”（注意：有限资源的 4.1.2 节）的关于关键源类别讨论和决策树的使用。

3 根据经验，如果牲畜种类占该排放源排放总量的 25%-30% 或更多，那么该子源类别非常重要。

以 NH_3 和 NO_x ($\text{N}_2\text{O}_{G(\text{mm})}$) 形式的 N 挥发引起的 N_2O 间接排放，用公式 10.27 估算：

公式 10.27
粪便管理系统中 N 挥发引起的 N_2O 间接排放

$$N_2O_{G(\text{mm})} = (N_{\text{挥发-MMS}} \cdot EF_4) \cdot \frac{44}{28}$$

其中：

$N_2O_{G(\text{mm})}$ = 国内粪便管理系统中 N 挥发引起的 N_2O 间接排放， kg N_2O /年

EF_4 = 土壤和水面大气氮沉积中产生的 N_2O 排放的排放因子， kg N_2O -N/ (kg NH_3 -N + NO_x -N 挥发)；缺省值为 0.01kg N_2O -N/ (kg NH_3 -N + NO_x -N 挥发)，见第 11 章，表 11.3

方法 2

各国宜建立更好考虑国家情况的方法 2，并尽可能降低估值的不确定性。对于粪便管理中的 N_2O 直接排放，方法 2 将遵循与方法 1 相同的计算公式，但对于这些变量的部分或全部，将使用国家特定数据。例如，使用牲畜类别的国家特定氮排泄率将构成方法 2。部分国家建立的 NH_3 排放国家清单可以用于方法 2 估算粪便管理系统中氮挥发。方法 2 将需要国内所用的关于家畜舍饲和粪便管理系统中更详细的氮流通特征。应避免重复计算与管理粪便应用相关的排放，以及与牧场和放牧活动有关的粪便排放，此排放应在第 11 章 11.2 节（管理土壤中的 N_2O 排放）下进行计算并报告。

关于各种粪便管理系统中淋溶和径流损失的测量数据极为有限。淋溶和径流引起的最大 N 损失一般主要来自干燥肥育场中的家畜。在较干燥的气候下，径流损失小于降雨量大的地区，范围估算为氮排泄量的 3%—6% (Eghball 和 Power, 1994 年)。经 Bierman 等人 (1999 年) 研究发现径流氮损失为排泄氮量的 5%—19%，而 10%—16% 的氮排泄量淋溶至土壤中，虽然其它数据表明：固体存储中相对较小的氮量通过淋溶损失（小于排泄氮量的 5%）但损失量亦可能更大 (Rotz, 2004 年)。需要对该领域的进一步研究，以改善估值损失以及该损失发生的条件和方法。仅当可获得粪便管理系统中淋溶和径流引起的氮损失比例的相关国家特定信息时，应使用公式 10.28。因此，估算粪便管理系统中淋溶和径流引起的 N 损失，应视为方法 2 或方法 3 组成部分。

在户外地区或饲养场中，家畜粪便的固体存储期间淋溶入土壤和/或径流的氮用下式求出：

公式 10.28
粪便管理系统中淋溶引起的 N 损失

$$N_{\text{淋溶-MMS}} = \sum_S \left[\sum_T \left[(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)}) \cdot \left(\frac{Frac_{\text{溶淋MS}}}{100} \right)_{(T,S)} \right] \right]$$

其中：

$N_{\text{淋溶-MMS}}$ = 粪便管理系统中淋溶引起的粪肥氮的损失量， kg N/年

$N_{(T)}$ = 国内牲畜品种/类别 T 的头数

$Nex_{(T)}$ = 国内种类/类别 T 每头家畜的年均 N 排泄量， kg N /家畜/年

$MS_{(T,S)}$ = 国内粪便管理系统 S 所管理的每一牲畜种类/类别 T 的总年氮排泄比例，无量纲

$Frac_{\text{溶淋MS}}$ = 粪便固体和液体储存期间，牲畜类别 T 粪便管理中径流和淋溶引起的粪肥氮损失的百分比（一般范围为 1%—20%）

粪便管理系统中淋溶和径流引起的 N_2O 的间接排放 ($\text{N}_2\text{O}_{L(\text{mm})}$)，用公式 10.29 估算：

公式 10.29
粪便管理系统中淋溶引起的 N₂O 间接排放

$$N_2O_{L(mm)} = (N_{\text{溶淋-MMS}} \cdot EF_5) \cdot \frac{44}{28}$$

其中：

$N_2O_{L(mm)}$ = 国内粪便管理系统中淋溶和径流引起的 N₂O 间接排放， kg N₂O/年

EF_5 = 氮淋溶和径流引起的 N₂O 排放的排放因子， kg N₂O-N/kg N 淋溶和径流（缺省值为 0.0075 kg N₂O-N/kg N 淋溶/径流），见第 11 章表 11.3

方法 3

为了降低估值的不确定性，可采用基于实际测量的挥发和氮淋溶及径流的国家特定排放因子建立方法 3。

粪便管理系统中的所有 N 损失（直接和间接），不需纳入可施用于土壤的粪肥氮量，报告在第 11 章 11.2 节中（*管理土壤中的 N₂O 排放*）。参阅 10.5.4 节（*协调报告管理土壤中 N₂O 的排放*）关于计算粪便管理系统中总 N 损失的指南。

10.5.2 排放因子的选择

年均氮排泄率 $N_{ex(T)}$

方法 1

应确定按牲畜种群特征所定义的每种牲畜类别的年均氮排泄率。国家特定排泄率可直接从文献或报告中获得，如农业产业与科学文献，或通过家畜氮摄取和保留量的相关信息获得（如下所述）。在一些情况下，可能宜使用由具有特征相似牲畜的其他国家确定的排泄率。

如果不能收集或求出国家特定数据，或者亦不能从其它国家获得合适的的数据，可使用表 10.19 中所列的 IPCC 缺省氮排泄率。这些比率按下述单位列出：排泄氮量/1 000kg 家畜/日。采用主要家畜平均质量（TAM），这些比率可适用于不同畜龄和生长阶段的牲畜亚类，如公式 10.30 所示。

公式 10.30
年氮排泄率

$$N_{ex(T)} = N_{rate(T)} \cdot \frac{TAM}{1000} \cdot 365$$

其中：

$N_{ex(T)}$ = 牲畜类别 T 的年均氮排泄率，kg N/头/年

$N_{rate(T)}$ = 缺省 N 排泄率，kg N/(1000 kg 动物质量)/日（参见表 10.19）

$TAM_{(T)}$ = 牲畜类别 T 的一般家畜质量，kg/头

附件 10A.2 表 10A-4 – 10A-9 提供了缺省 TAM 值。可是，由于氮排泄率对不同体重类别的敏感性，最好收集国家特定 TAM 值。例如，销售猪的体重变化范围可能为：保育仔猪的体重不足 30 千克而育肥猪体重大于 90 千克。通过构建家畜种群组以反映销售猪的不同生长阶段，各国将能更好地估算其猪种群的总氮排泄量。

当估算其粪便列为作为燃料燃烧粪便管理系统中（表 10.12，粪便管理系统中 N_2O 直接排放的缺省排放因子）的家畜的 $N_{ex(T)}$ 时，应当铭记的是，粪肥被燃烧但尿液却留在地里。根据经验，氮排泄总量的 50% 在粪肥中，而另外 50% 在尿液中。如果燃烧的粪肥作为燃料，那么排放量在 IPCC 燃料燃烧类别下报告（第 2 卷：能源），然而如果粪肥燃烧而没有能源回收，则排放量应在 IPCC 废弃物焚化类别下报告（第 5 卷：废弃物）。

方法 2

每种牲畜种类/类别的氮年排泄量均取决于家畜的年摄取总氮量和氮保留总量。因此，氮的排泄率可根据 N 的摄取量和 N 保留量数据推导得出。氮的年摄取量（即家畜每年消耗的氮量）取决于家畜的年消化饲料量和饲料中的蛋白质含量。总的采食量取决于家畜生产水平（如生长率、产奶量、劳役量）。年氮保留量（即摄取的氮中留在家畜体内用于产肉、产奶和产毛的部分），可用于衡量家畜利用饲料蛋白生产动物蛋白的效率。特定牲畜种类/类别的氮摄取量和保留量数据可以从国家统计资料或家畜营养专家获得。氮摄取量亦可以根据 10.2 节制定的饲料和粗蛋白摄取量数据进行计算。表 10.20 “不同家畜种类/类别保留在体内的氮占饲料摄取量比例的缺省值” 提供了氮保留量的缺省值。每种家畜种类/类别的年均氮排泄率（ $N_{ex(T)}$ ）根据下式求出：

公式 10.31
年氮排泄率（方法 2）

$$N_{ex(T)} = N_{摄取(T)} \cdot (1 - N_{保留(T)})$$

其中：

$N_{ex(T)}$ = 年氮排泄率，kgN/头/年

$N_{摄取(T)}$ = 家畜种类/类别 T 每头家畜每年摄取的氮量，kgN/头/年

$N_{\text{保留}(T)}$ = 家畜种类/类别 T 保存在体内的 年氮摄取量比例，无量纲

估算家牛氮排泄量的方法 2 示例

氮排泄率可以基于模拟肠道发酵排放中所用的相同日粮假设进行计算（参见 10.2 节）。家牛所排泄的氮量可估算为：家畜摄取的总氮量与留在体内用于生长和产奶的总氮量之间的差额。公式 10.32 和 10.33 可用于计算氮摄取量和保留氮量的变量，供用于公式 10.31。总氮摄取率的求取如下：

公式 10.32
家牛的氮摄取率

$$N_{\text{摄取}(T)} = \frac{GE}{18.45} \cdot \left(\frac{CP\%}{6.25} \right)$$

其中：

$N_{\text{摄取}(T)}$ = 家畜类别 T 每头家畜每日消耗的氮量，kg N/头/日

GE = 家畜的总能摄取，以肠道模式，基于可消化能、产奶量、妊娠、目前体重、成熟体重、增重率和 IPCC 常数，MJ/头/日

18.45 = 每千克干物质日粮总能的换算因子，MJ/kg。虽然牲畜通常消耗的多种草料和基于谷物的饲料种类范围很广，但此值相对恒定。

CP% = 日粮中粗蛋白的百分比，摄入

6.25 = 将 kg 日粮蛋白换算为 kg 日粮氮，kg 饲料蛋白/kg N

表 10.19
氮排泄率^a 缺省值 [kg N / (1000 kg 家畜质量) / 日]

家畜类别	区 域							
	北美洲	西欧	东欧	大洋洲	拉丁美洲	非洲	中东	亚洲
奶牛	0.44	0.48	0.35	0.44	0.48	0.60	0.70	0.47
其它牛	0.31	0.33	0.35	0.50	0.36	0.63	0.79	0.34
猪 ^b	0.50	0.68	0.74	0.73	1.64	1.64	1.64	0.50
销售猪	0.42	0.51	0.55	0.53	1.57	1.57	1.57	0.42
种猪	0.24	0.42	0.46	0.46	0.55	0.55	0.55	0.24
家禽	0.83	0.83	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82
母鸡 ≥ 1 年	0.83	0.96	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82
小母鸡	0.62	0.55	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60
其它鸡	0.83	0.83	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82
肉仔鸡	1.10	1.10	1.10	1.10	1.10	1.10	1.10	1.10
火鸡	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74
鸭子	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83
绵羊	0.42	0.85	0.90	1.13	1.17	1.17	1.17	1.17
山羊	0.45	1.28	1.28	1.42	1.37	1.37	1.37	1.37
马（以及骡子和驴子）	0.30	0.26	0.30	0.30	0.46	0.46	0.46	0.46
骆驼 ^c	0.38	0.38	0.38	0.38	0.46	0.46	0.46	0.46
水牛 ^c	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32	0.32
貂和臭鼬（kg N/头/ 年） ^d	4.59	4.59	4.59	4.59	4.59	4.59	4.59	4.59
兔（kg N/头/ 年）	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10	8.10
狐狸和浣熊（kg N/头/ 年） ^d	12.09	12.09	12.09	12.09	12.09	12.09	12.09	12.09

这些估值的不确定性为 ±50%。

^a 汇总自《1996 年 IPCC 指南》，1997 年；欧洲环境局，2002 年；美国环境署国家 NH₃ 清单报告草案，2004 年；和 2004 年附件一缔约方提交给《联合国气候变化框架公约》秘书处的温室气体清单数据。

^b 猪排泄的氮量基于国内估计总数 90% 的销售猪和 10% 种猪。

^c 修改自欧洲环境局，2002 年。 ^d Hutchings 等的的数据，2001 年。

表 10.20
不同家畜种类/类别保留在体内的氮占饲料摄入量比例的缺省值（保留在家畜体内的氮摄入量比例）

牲畜类别	(kg N 保留/头/年) / (kg N 摄取/头/年)
奶牛	0.20
其它牛	0.07
水牛	0.07
绵羊	0.10
山羊	0.10
骆驼	0.07
猪	0.30
马	0.07
家禽	0.30

这些估值的不确定性为 ±50%。
资料来源：IPCC 专家组的判断（见联合主席，编辑和专家；粪便管理系统中的 N₂O 排放）。

总氮保留量可用下述公式求出：

公式 10.33
家牛体内的氮保留率

$$N_{\text{保留}(T)} = \left[\frac{\text{Milk} \cdot \left(\frac{\text{Milk PR}\%}{100} \right)}{6.38} \right] + \left[\frac{\text{WG} \cdot \left[268 - \left(\frac{7.03 \cdot \text{NE}_g}{\text{WG}} \right) \right]}{\frac{1000}{6.25}} \right]$$

其中：

$N_{\text{保留}(T)}$ = 家畜类别 T 每头家畜体内每日保留的氮量，kg N/头/日

Milk = 产奶量，kg N/头/日（仅适用于奶牛）

Milk PR% = 牛奶中的蛋白比例，计算为 $[1.9 + 0.4 \bullet \% \text{脂肪}]$ ，其中 %脂肪为摄入量，假设为 4%（仅适用于奶牛）

6.38 = 将牛奶蛋白换算成牛奶中的氮，kg 蛋白/kg N

WG = 增重，每种牲畜类别的摄入，kg/日

268 和 7.03 = NRC（1996 年）中公式 3-8 的常数

NE_g = 供生长净能，基于目前体重、成年体重、增重率和 IPCC 常数，MJ/日，按牲畜特征参数计算

1000 = g 换算成千克，g/kg

6.25 = 将 kg 日粮蛋白换算为 kg 日粮氮，kg 蛋白/kgN

年氮排泄量数据亦可用于计算源自管理土壤的 N₂O 直接和间接排放（参见第 11 章 11.2 节，管理土壤中 N₂O 的排放）。估算粪便管理系统中 N₂O 排放所用的相同氮排泄率和求导方法，应用于估算管理土壤中的 N₂O 排放。

粪便管理产生的 N₂O 直接排放的排放因子

采用经同行评审出版物充分说明的国家特定排放因子，将得到最佳估值。*优良作法*是采用反映使用的每种管理系统对家畜粪便的实际储存时间和处理类型的国家特定排放因子。推导国家特定排放因子的*优良作法*包括测量不同粪便管理系统排放量（每单位粪肥中的氮），同时考虑储存时间和处理类型的变化。在定义处理类型时，应考虑诸如通风和温度情况等条件。如果清单机构采用国家特定排放因子，应鼓励他们提交经同行评议的文件，以说明采用这些数值的理由。

如果适当的国家特定排放因子不可获，鼓励清单机构采用表 10.21 “粪便管理产生的 N₂O 直接排放的缺省排放因子”中所列的缺省排放因子。该表包含了各粪便管理系统的缺省排放因子。注意，无天然硬壳覆盖的液体/泥肥系统、厌氧塘和无氧发酵池中产生的排放被视为可忽略不计，基于这些系统中没有氧化形式的氮进入，且在這些系统中发生硝化和反硝化作用的可能性较低。

粪便管理产生的 N₂O 间接排放的排放因子

为了估算粪便管理产生的 N₂O 间接排放，需要氮损失的两种比例（挥发引起的和溶淋/径流引起的）和与这些损失相关的两种 N₂O 间接排放因子（EF₄ 和 EF₅）。挥发氮损失的缺省值见表 10.22。这些值表示了以 NH₃ 和 NO_x 形式损失的 N 的平均损失率，其中多数损失为 NH₃ 形式。其范围反映了文献中出现的各值。这些值表示的情况是未实施任何主要的氮控制措施。鼓励各国确定国家特定值，尤其是涉及下述情况的氨气损失时：排放组分可能明确为大型空气质量评估的部分；排放可能受氮减排策略影响。例如，EMEP/CORINAIR 大气清单指南第 1009 章（欧洲环境局，2002 年）介绍了用质量平衡/质量流程序估算 NH₃ 和其它氮损失的详细方法。

粪便管理系统中溶淋粪肥氮的比例（Frac_{溶淋 MS}）有很高的不确定，并且应确定为方法 2 中采用的国家特定值。

EF₄ 缺省值（氮挥发和再沉积）和 EF₅（N 溶淋/径流）见第 11 章表 11.3（土壤中 N₂O 间接排放的缺省排放，挥发和溶淋因子）。

10.5.3 活动数据的选择

估算粪便管理系统中 N₂O 排放的活动数据主要有两种：（1）牲畜种群数据；（2）粪便管理系统使用数据。

牲畜种群数据，N_(T)

应采用 10.2 节中介绍的办法获得家畜饲养量数据。如果采用缺省氮排泄率估算粪便管理系统中的 N₂O 排放，方法 1 牲畜饲养量特征描述就足够了。如果采用计算的氮排泄率估算粪便管理中的 N₂O 排放，必须进行方法 2 特征描述。如 10.2 节所示，确定各种家畜种类特性的*优良作法*是，进行单一的特性描述，以提供依赖牲畜种群数据的所有排放源的活动水平数据。

粪便管理系统使用数据，MS_(T,S)

用于估算粪便管理产生的 N₂O 排放和 CH₄ 排放的粪便管理系统使用数据应相同（参见表 10.18 关于粪便管理系统主要类型的概述）。必须收集每种代表性牲畜类别在每种粪便管理系统中处理的粪便的比例。注意，在一些情况下，粪便可能在数种类型的粪便管理系统中进行管理。例如，从开放式牛栏冲到厌氧塘的粪便可能首先通过一个固体分离装置，其中部分固体粪便被清除并按照固体进行管理。因此，重要的是认真考虑在每种类型系统中管理的粪便比例。

获取粪便管理系统分布数据的最好方法是，定期查阅公布的国家统计资料。如果没有这样的统计资料，首选的替代办法是对粪便管理系统的使用情况进行独立调查。如果无法获得资源来开展调查，则应咨询专家以取得对系统分布的看点。如果不能获得国家特定粪便管理系统使用数据，则应使用缺省值。奶牛、其它牛、水牛、猪（销售猪和种猪）和家禽的 IPCC 缺省值应取自附件 10A.2 中表 10A-4—10A-8。其它家畜类别的粪便通常在牧场和放牧活动中进行处理。

表 10.21
粪便管理产生的 N₂O 直接排放的缺省排放因子

系统	定义	EF ₃ [kg N ₂ O-N/ (kg 排泄氮)]	EF ₃ 的不确定性范围	资料来源 ^a	
草场/牧场/围场	允许草场和牧场放牧家畜的粪肥保留在家畜排出的地方，不进行管理。			与在农业土壤和草场、牧场、围场系统上沉积的粪肥相关的 N ₂ O 的直接和间接排放论述见第 11 章 11.2 节“管理土壤中的 N ₂ O 排放”。	
每天散施	排泄后的 24 小时内，粪便例行从圈养设施中清除并施于农田或牧场。假设储存和处理过程中的 N ₂ O 排放为零。土地应用中的 N ₂ O 排放涵盖在农业土壤类别下。	0	不适用	IPCC 专家组的判断（见联合主席、编辑和专家；粪便管理产生的 N ₂ O 排放）。	
固体存储 ^b	通常粪便自由堆积或堆放储存数月。由于存在足够量的铺垫材料或蒸发的水分损失，粪肥能够被堆放。	0.005	系数 2	IPCC 专家组结合 Amon 等人所做的判断（2001 年），表明排放范围为 0.0027—0.01 kg N ₂ O-N/kg N。	
干燥育肥场	不含大量植被覆盖的修葺或未修葺的自由圈养地区，其中累积的粪肥可能被定期清除。干燥育肥场主要存在于干旱气候地区，但亦用于潮湿气候地区。	0.02	系数 2	IPCC 专家组结合 Amon 等人所做的判断	
液体/泥肥	粪肥排泄出来进行储存或为了便于处理加入少量水并且储存在储粪罐或中。	含天然硬皮覆盖	0.005	系数 2	IPCC 专家组结合 Moller 等人所做的判断。
		不含天然硬壳覆盖	0	不适用	IPCC 专家组结合下述人员所做的判断。Harper 等（2000 年），Lague 等（2004 年），Monteny 等（2001 年），和 Wagner-Riddle 和 Marinier（2003 年）。基于氧化氮没有进入系统以及该系统中硝化和反硝化作用发生的可能性低，认为可忽略排放。
无盖厌氧塘	厌氧塘的设计和运作可稳定并储存废弃物。化粪池上层清液通常用来将粪肥从相关圈养设施中清除至厌氧塘。将厌氧塘设计为多种储存时间（达一年或更久），取决于气候区，挥发性固体载入率和其它操作因素。厌氧塘中的水可以循环利用冲洗粪肥或用于田地灌溉和施肥。	0	不适用	IPCC 专家组结合下列人员所做的判断：Harper 等（2000 年），Lague 等（2004 年），Monteny 等（2001 年），和 Wagner-Riddle 和 Marinier（2003 年）。基于氧化氮没有进入系统以及该系统中硝化和反硝化作用发生的可能性低，认为可忽略排放。	
牲畜舍蓄粪池	一般在家畜封闭圈养设施下进行粪肥的收集和储存（通常含垫料或不加水）。	0.002	系数 2	IPCC 专家组判断以及结合以下研究：Amon 等（2001 年），Kulling（2003 年）和 Sneath 等（1997 年）	

表 10.21 (续)
粪便管理产生的 N₂O 直接排放的缺省排放因子

系统	定义	EF ₃ [kg N ₂ O-N/ (kg 排泄氮)]	EF ₃ 的不确定性范围	资料来源 ^a	
无氧发酵池	无氧发酵池的设计和运作可固定废弃物，方式是：微生物将复杂有机化合物还原成 CH ₄ 和 CO ₂ （被捕捉并燃烧或用作燃料）。	0	不适用	IPCC 专家组判断以及结合以下研究：Harper 等（2000 年），Lague 等（2004 年），Monteny 等（2001 年），和 Wagner-Riddle 和 Marinier（2003 年）。根据氧化氮没有进入系统以及该系统中硝化和反硝化作用发生的可能性低，认为可忽略排放。	
用作燃料燃烧或用作废弃物	粪便直接排到地面。晒干的粪饼用作燃料燃烧。	与粪便燃烧相关的排放，如果粪肥用作燃料，则将在 IPCC “燃料燃烧” 类别下报告，如果粪肥燃烧但没有进行能源回收，则应在 IPCC “废弃物焚烧” 类别下报告。			
	牧场和围场上尿液中的氮堆积。	与在农业土壤和草场、牧场、围场系统上沉积的尿液相关的直接和间接 N ₂ O 排放论述见第 11 章 11.2 节“管理土壤中的 N ₂ O 排放”。			
用厚铺垫的家牛和猪	随着粪肥累积，在整个生产循环中持续添加铺垫以吸收水分，时间可能长达 6 至 12 个月。此粪便管理系统亦称为层状粪便管理系统，并且可能与干燥育肥场或牧场合用。	非混合型	0.01	系数 2	平均值基于 Sommer 和 Moller（2000 年），Sommer（2000 年），Amon 等（1998 年）和 Nicks 等。
		现用组合	0.07	系数 2	平均值基于 Nicks 等（2003 年）和 Moller 等。部分文献对于维持较好、现用组合的系统引用较高的值（达 20%），但是这些系统中包含的氨气处理是非常规性的。
堆肥 - 容器中 ^c	一般在密封的槽道中进行堆肥，进行强制通风并不断搅拌。	0.006	系数 2	IPCC 专家组判断预计与静态堆置相似。	
堆肥 - 静态堆置	堆肥中进行强制通风但不进行搅拌。	0.006	系数 2	Hao 等。	
堆肥 - 集约化条垛式 ^c	条形堆中进行堆肥，定期翻动以达到搅拌和通风的目的。	0.1	系数 2	IPCC 专家组判断。预计大于被动式条垛式堆肥和集约化堆肥，排放量以翻动频率衡量。	
堆肥 - 被动条垛式 ^c	条形堆中进行堆肥，很少翻动进行搅拌和通风。	0.01	系数 2	Hao 等。	
含铺垫的家禽粪便	类似于厚铺垫系统。一般用于所有饲养家禽种群和肉用鸡（肉仔鸡）以及其它家禽。	0.001	系数 2	IPCC 专家组的判断，基于这些系统中大量的氨气损失，这样限制了用于硝化/反硝化作用的氮的可获性。	
不含垫料的家禽粪便	可能与家畜封闭圈养设施中的露天粪池相似，其设计和运作可随粪便累积而进行干燥。后者称为高层粪便管理系统，若设计运作适当则是一种被动条垛式堆肥。	0.001	系数 2	IPCC 专家组的判断，基于这些系统中大量的氨气损失，这样限制了用于硝化/反硝化作用的氮的可获性。	

表 10.21 (续)
粪便管理产生的 N₂O 直接排放的缺省排放因子

系统	定义		EF ₃ [kg N ₂ O-N/ (kg 排泄氮)]	EF ₃ 的不确定性范围	资料来源 ^a
耗氧处理	以液体形式收集的粪肥的生物氧化过程，进行强制通风或自然通风。自然通风仅局限于耗氧和兼性塘以及湿地系统，主要由光合作用引起。因而，在没有阳光的时期，这些系统通常变成缺氧环境。	自然通风系统	0.01	系数 2	IPCC 专家组判断。在城市和工业废水生物处理过程中，硝化一反硝化过程广泛用于氮的清除，并且忽略 N ₂ O 排放。与强制通风系统相比，有限的氧化可能会增加排放。
		强制通风系统	0.005	系数 2	IPCC 专家组判断。在城市和工业废水生物处理过程中，硝化一反硝化过程广泛用于氮的清除，其 N ₂ O 排放可忽略。
^a 亦可参见 Dustan (2002 年)，从部分引用的原始参考文献中编集信息。 ^b 应使用质量数据来区分系统被判断为固体储存还是液体/泥肥储存。干和液体储存的分界线被划在 20% 的干物质含量。 ^c 堆肥是固体废弃物的生物氧化过程，包括含铺垫的粪便或通常在高温条件下由微生物热能产生过程产生的另一种有机碳源。					

10.5.4 协调报告管理土壤中的 N₂O 排放

粪肥经任一粪便管理系统储存或处理后，几乎所有粪便将被施用到土地上。粪肥施用到土壤随后产生的排放将报告在*管理土壤中的 N₂O 排放*类别下。这些排放的估算方法的讨论见第 11 章 11.2。在估算管理土壤中的 N₂O 排放时，考虑直接施用到土壤或可用于饲料、燃料或建筑目的的家畜粪肥氮量。

在最终施用到管理土壤或用于饲料、燃料或建筑目的之前，在管理系统中（即，除了牧场和放牧条件下的所有牲畜）家畜排泄的总氮中很大比例氮损失掉。为了估算直接施用于土壤或用于饲料、燃料或建筑目的的家畜粪肥氮量（即第 11 章公式 11.1 或 11.2 中使用的值），必须从管理系统中家畜排泄的总氮量减去：通过挥发（即 NH₃、N₂ 和 NO_x）产生的氮损失、转化为 N₂O 的氮量以及通过溶淋和径流产生的损失量。

当使用有机形式的铺垫材料（稻草、木屑、碎屑等）时，铺垫材料中产生的额外氮应视为施用于土壤的管理粪便氮的一部分。通常将铺垫与剩余的粪肥一起收集并施用于土壤。可是，应注意的是，因为相对于粪肥，铺垫中氮化合物的矿化速度进行很慢，有机铺垫中氨气部分的浓度可忽略，假设铺垫储存中挥发和溶淋的损失为零（欧洲环境署，2002 年）。

表 10.22
粪便管理产生的 NH₃ 和 NO_x 挥发引起的氮损失缺省值

家畜类型	粪便管理系统 (MMS) ^a	粪便管理系统中 NH ₃ 和 NO _x 挥发引起的氮损失 (%) ^b Frac _{GasMS} (Frac _{GasMS} 范围)
猪	厌氧塘	40% (25 – 75)
	储粪	25% (15 – 30)
	厚铺垫	40% (10 – 60)
	液体/泥肥	48% (15 – 60)
	固体存储	45% (10 – 65)
奶牛	厌氧塘	35% (20 – 80)
	液体/泥肥	40% (15 – 45)
	储粪	28% (10 – 40)
	干燥育肥场	20% (10 – 35)
	固体存储	30% (10 – 40)
	每天施用	7% (5 – 60)
家禽	无垫料的家禽	55% (40 – 70)
	厌氧塘	40% (25 – 75)
	有垫料的家禽	40% (10 – 60)
其它牛	干燥育肥场	30% (20 – 50)
	固体存储	45% (10 – 65)
	厚铺垫	30% (20 – 40)
其它 ^c	厚铺垫	25% (10 – 30)
	固体存储	12% (5 – 20)

^a 这里的粪便管理系统包括舍饲和最终储存系统的相关氮损失。
^b 挥发率基于 IPCC 专家组的判断及下述来源: Rotz (2003 年), Hutchings 等 (2001 年) 和美国环境署 (2004 年)。
^c 其它家畜类别包括绵羊、马和毛皮家畜。

可施用于管理土壤或用于饲料、燃料或建筑目的的管理粪肥氮的估算基于下列公式：

公式 10.34
可施用于管理土壤、或用于饲料、燃料或建筑利用的管理粪肥氮

$$N_{MMS_Avb} = \sum_S \left\{ \sum_{(T)} \left[\left[\left(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)} \right) \cdot \left(1 - \frac{Frac_{损失MS}}{100} \right) \right] + \left[N_{(T)} \cdot MS_{(T,S)} \cdot N_{垫草MS} \right] \right] \right\}$$

其中：

N_{MMS_Avb} = 可适用于管理土壤或用于饲料、燃料或建筑目的的管理粪肥氮的量，kg N/年

$N_{(T)}$ = 国内牲畜种类/类别 T 的头数

$Nex_{(T)}$ = 国内种类/类别 T 每头家畜的年均 N 排放量，kg N /头/年

$MS_{(T,S)}$ = 国内粪便管理系统 S 所管理每一牲畜种类/类别 T 的年氮排泄比例

$\text{Frac}_{\text{LossMS}}$ = 牲畜类别 T 在粪便管理系统 S 中损失的处理粪肥氮的量，%（参见表 10.23）

N_{MS} = 铺垫中的氮量（如果已知有机铺垫的使用情况，将用于固体存储和厚铺垫粪便管理系统），kg N/头/年

S = 粪便管理系统

T = 牲畜的种类/类别

铺垫材料差异很大，清单编制者应基于其畜牧业中所用铺垫材料的特性确定 N_{MS} 值。科学文献中有限的证据表明：用于奶牛和小母牛的有机铺垫材料中所含氮量通常约为 7 kg N/头/年，其它牛则为 4 kg N/头/年，销售猪和种猪分别约为 0.8 和 5.5 kg N/头/年。对于厚铺垫系统，垫料中的氮含量大约为这些数值的两倍（Webb, 2001 年；Döhler 等, 2002 年）。

表 10.23 列出了粪便管理系统中氮损失总量的缺省值。这些缺省值包括排泄点发生的损失，包括家畜舍饲损失、粪肥储存损失和粪便储存系统中溶淋和径流的损失（适用时）。例如，为牛奶厌氧塘系统提供的数值包括，粪肥收集和处理前在奶牛棚和挤奶亭产生的氮损失，以及来自厌氧塘的损失。

粪便管理系统中氮损失总量的范围变化很大。如表 10.23 中所示，这些损失大多来自挥发损失，主要是排泄粪便后迅速发生的氨气损失。然而，损失还有粪便堆放储存时溶淋和径流产生 NO_3 、 N_2O 和 N_2 。表 10.23 中的值反映出每种家畜类别典型舍饲/储存组合的平均值。鼓励各国确定国家特定值，尤其是下列情况下与氨气损失相关的值：按当地作法，排放组分可能明确为大型空气质量评估的部分；排放可能受氮减排策略影响时。

各国宜建立更好考虑国家情况并尽可能降低估值不确定性的替代方法。此方法将需要对国家所用的家畜舍饲和粪便管理系统组分的氮流量进行更详细特征描述，说明任何减排活动（例如泥肥存放池上使用盖子），以及考虑当地作法，如所用铺垫材料的类型。

10.5.5 不确定性评估

排放因子 - 氮排泄率

缺省氮排泄率的不确定性范围估算为大约 $\pm 50\%$ （资料来源：IPCC 专家组判断）。这里所提供的缺省氮保留值的不确定性范围亦为 $\pm 50\%$ （参见表 10.20）。如果清单机构采用关于氮摄取量和保留量的国内准确统计资料求出氮排泄率，与氮排泄率相关的不确定性可能会大幅减少。采用对特定粪便管理系统中氮损失的直接测量排放值，可能会进一步降低不确定性程度。

排放因子 - N_2O 直接排放

本排放源类别的缺省排放因子有很大的不确定性（ -50% — $+100\%$ ）。按特征详细分类的粪便和粪便管理系统的准确和精心设计的测量，有助于进一步降低这些不确定性。这些测量必须考虑到温度、湿度条件、充气、粪肥氮含量、可代谢碳、储存的持续时间以及处理过程的其它方面。

表 10.23
粪便管理产生的总氮损失的缺省值

家畜类别	粪便管理系统 ^a	粪便管理系统 (MMS) 中的总氮损失 ^b Frac _{损失 MS} (Frac _{损失 MS} 的范围)
猪	厌氧塘	78% (55 – 99)
	储粪系统	25% (15 – 30)
	厚铺垫	50% (10 – 60)
	液体/泥肥	48% (15 – 60)
	固体存储	50% (20 – 70)
奶牛	厌氧塘	77% (55 – 99)
	液体/泥肥	40% (15 – 45)
	储粪	28% (10 – 40)
	干燥育肥场	30% (10 – 35)
	固体存储	40% (10 – 65)
	每天施用	22% (15 – 60)
家禽	无垫料的家禽	55% (40 – 70)
	厌氧塘	77% (50 – 99)
	有垫料的家禽	50% (20 – 80)
其它牛	干燥育肥场	40% (20 – 50)
	固体存储	50% (20 – 70)
	厚铺垫	40% (10 – 50)
其它 ^c	厚铺垫	35% (15 – 40)
	固体存储	15% (5 – 20)

^a 这里的粪便管理系统包括舍饲和最终储存系统的相关氮损失。

^b 总氮损失率基于 IPCC 专家组的判断及下述来源：Rotz (2003 年)，Hutchings 等 (2001 年) 和美国环境署 (2004 年)。损失率还包括固体存储和干燥育肥场中溶淋和径流的 NH₃，NO_x，N₂O 和 N₂ 的损失。这些值代表未实施任何明显氮控制方法条件下的典型舍饲和储存地中的平均损失率。范围反映了文献中的值。当实施控制氮损失的措施时，应确定反映那些措施的另类损失率。

^c 其它家畜类别包括绵羊、马和毛皮家畜。

排放因子 - N₂O 间接排放

NH₃ 和 NO_x 挥发引起的缺省氮损失和粪便管理系统中的总氮损失的不确定性范围分别列在表 10.22 和 10.23 中。与氮挥发和再沉积 (EF₄) 的缺省排放因子相关的不确定性见第 11 章表 11.3。溶淋和径流缺省排放因子 (EF₅) 的不确定性范围亦见表 11.3。当确定氮挥发和再沉积的国家特定排放因子时，应格外谨慎。因为直接测量可能涉及跨界大气输送。

活动数据 - 牲畜种群

参见 10.2 节 (牲畜种群和饲料特征) 中关于家畜种群和饲料特征数据的不确定性的讨论。

活动数据 - 粪便管理系统使用情况

粪便管理系统使用数据的不确定性将取决于各个国家畜牧业特性以及如何收集粪便管理信息。例如，对于几乎仅依赖于一种管理系统 (如干燥育肥场) 的国家，与管理系统使用情况数据相关的不确定性可达 10% 或更少。然而，对于存在种类广泛管理系统 (使用当地不同操作方法) 的国家，管理系统使用数据中的不确定性范围可能会更高，在 25% – 50% 范围内，这取决于按系统使用情况区分家畜种群的可靠和代表性调查数据的可获性。各国最好应使用第 1 卷第 3 章所介绍的方法来估算与其管理系统使用数据相关的不确定性。

10.5.6 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

一个完整的清单应估算所有牲畜种类/类别的全部粪便管理系统的 N_2O 排放。鼓励各国使用与表 10.18 中所列一致的粪便管理系统定义。应在主要报告机制（如粮农组织和国家农业统计数据库）间交叉检验饲养量数据，以确保清单中所用数据的完整性和一致性。由于粮农组织牲畜信息数据库的普及性，多数国家应至少能够确定主要牲畜类别的方法 1 估值。关于牲畜特征完整性的更多信息，参见 10.2 节。

建立该源类别排放估算的一致的时间序列至少要求：收集的牲畜饲养量统计数据要具有时间序列的内部一致性。关于建立一致时间序列的一般指南在本报告第 1 卷第 5 章中进行了论述。在大多数国家，此排放源类别还要求其它两种活动数据集（即氮的排泄率和家畜粪便管理系统使用数据），以及粪便管理排放因子在整个时间序列中保持一致。然而，在一些情况下，可能有必要随时间而修改这些数值。例如，农民可能改变牲畜饲养方法，这可能影响氮排泄率。操作方法或新技术可能引起特定粪便管理系统的变化，因此有必要对排放因子作修正。实际上，这些作法变化可能归因采取了明晰的温室气体减排措施，或可能归于与温室气体无关的其它农业做法变化。不论引起改变的原因是什么，用来估算排放的参数和排放因子都必须反映这些变化。清单报告应透彻解释农业作法或减排措施的实施如何影响活动数据或排放因子的时间序列。

优良作法是实施第 1 卷第 6 章“质量保证/质量控制和验证”概述的一般质量控制检查，以及关于排放估算的专家评审。亦可能应用附加质量控制检查和质量保证程序，尤其是当采用较高层级方法确定来自该排放源的排放时。与数据处理、管理和报告有关的一般质量保证和质量控制应用下述程序加以补充：

活动数据核查

- 清单机构应该评审牲畜数据收集方法，特别是检查正确收集并汇总了牲畜亚类数据，并虑及生产循环的持续时间。此数据还应与前些年的数据进行交叉检验，以保证数据的合理性以及与预计趋势的一致性。清单机构应记录数据收集方法，查明潜在的偏差领域，并评估数据的代表性。
- 应定期审核粪便管理系统分布，以确定是否正在捕捉畜牧业中的变化。在模拟受影响家畜的系统中应捕捉由一种管理系统类型到另一种类型的转变，以及系统配置和性能的技术性改变。
- 国家农业政策和法规可能会对用于计算粪便排放的参数产生影响，应予以定期审核以确定它们可能产生的影响。例如，有关减少进入水体的粪便径流量的指南可能会引起管理做法的改变，因此影响特定牲畜类别的氮分布。清单和不断变化的农业做法间保持一致性。
- 如果使用 $\text{Nex}_{(T)}$ 和 $\text{MS}_{(T,S)}$ 的国家特定数据，清单机构应将这些值与 IPCC 缺省值进行比较。应记录明显的差异、数据来源以及数据获得的方法。
- 氮排泄率，无论是缺省值还是国家特定值，均应与经家畜营养学分析确定的采食量数据保持一致。

排放因子审核

- 清单机构应评估隐含 N_2O 排放因子和氮排泄率与来自牲畜作法相似的其他国家的可替代国家数据来源和数据的一致性。应调查研究有关显著差异。
- 如果使用国家特定排放因子，清单机构应将它们与缺省因子进行比较并记录差异。应解释并且归档成文国家特定排放因子的制定，并且应由独立专家对结果进行同行审查。
- 只要可能，即使可获的测量数据仅代表系统样本的一小部分，应根据与 N_2O 排放估值假设来审核这些测量数据。代表性测量数据可提供认知，了解现有假设如何准确预测清查地区粪便管理系统中的 N_2O 产量，以及特定因子（例如采食量、系统配置、保留时间）如何影响排放量。由于世界范围内关于这些系统的测量数据的数量相对较少，任何新的结果均可改进对这些排放的认识并可能改进其预测。

外部评审

- 清查机构应利用粪便管理和家畜营养专家，对所用的方法和数据进行同行专家审查。虽然这些专家可能对温室气体排放并不熟悉，但其关于排放量计算中关键输入参数的知识可帮助对排放量进行总体验证。例如，家畜营养学家可以评估氮生产率，以检查它们是否与特定牲畜种类的饲料利用研究保持一致。从事耕作的农民可帮助深入认知实际粪便管理技术，如储存时间和混合系统的使用。只要可能，为了保证进行真正的外部审查，这些专家应完全独立于清单过程之外。

如第 1 卷第 6 章（质量保证/质量控制和验证）所示，优良作法是将编制国家排放清单估值所需的所有信息成文并存档。在使用了国家排放因子、氮损失比例、氮排泄率或粪便管理系统使用数据时，应清晰地记录这些数据的推导或参考资料，并随清单结果一起报告在相应的 IPCC 源类别。

必须根据表 10.18 中的类别报告不同类别粪便管理系统中的 N_2O 排放。所有粪便管理系统类别中的 N_2O 排放均应报告在粪便管理项下，除了下面两种情况：

- 草场、牧场和围场的粪便管理系统中的排放将报告在 IPCC 源类别管理土壤中的 N_2O 排放项下，因为这些粪便由牲畜直接堆积到土壤上。
- 对于作为燃料燃烧粪便管理系统中的排放，如果粪肥用作燃料，则需在 IPCC 燃料燃烧类别下报告，如果粪肥燃烧但没有进行能源回收，则应在 IPCC 废弃物焚烧类别下报告。可是，应注意到，如果没有将尿氮收集进行燃烧，则它必须在草场、牧场和围场家畜的 N_2O 排放下报告。

10.5.7 工作表的使用

使用附件 1 (AFOLU 工作表) 中所包含的牲畜 N_2O 的工作表来计算和报告 10.5 节 (粪便管理产生的 N_2O 排放) 介绍的缺省方法的清单信息。下文概述了完成工作表时应遵循的逐步指导。要注意的是，各栏系指使用公式和工作表标题栏中均出现的变量符号。

步骤 1: 计算粪便管理系统中的氮排泄量 (参见粪便管理类别的工作表: 粪便管理中的 N_2O 直接排放, 类别代码 3A2, 表单 1 之 1)。复制额外的工作表并完成每一粪便管理系统每张表 (MMS)。

步骤 1A: 按家畜种群特征收集种群数据, 并在 $N_{(T)}$ 栏中输入相应值;

步骤 1B: 使用 N_{rate} 和 TAM 缺省值 (公式 10.30, 并使用表 10.19 和表 10A-4 — 10A-9 中的数据) 或为每种定义的牲畜种类/类别 T 确定每头家畜的年均氮排泄率 ($N_{ex(T)}$), 并将这些值分别输入 N_{rate} 和 TAM 或 $N_{ex(T)}$ 栏中;

步骤 1C: 将缺省值输入 $MS_{(T,S)}$ 栏 (参见附件 10A.2 中的表 10A-4 — 10A-8), 或确定每种牲畜种类/类别 T 在每种粪便管理系统处理的年氮排泄总量的比例 ($MS_{(T,S)}$);

步骤 1D: 家畜的头数 ($N_{(T)}$ 栏) 乘以每种牲畜种类/类别 T ($N_{ex(T)}$ 栏) 每头家畜的氮排泄率值 ($N_{ex(T)}$) 以及每种粪便处理系统中的粪肥氮的比例 ($MS_{(T,S)}$ 栏), 以估算每年每种粪便处理系统的总氮排泄量 (千克) (NE_{MMS} 栏)。将结果输入此表单中的 NE_{MMS} 栏, 以及粪便管理系统中的 N_2O 间接排放 (类别编码 3C6) 类别下表单 2 之 1 和表单 2 之 2 中的 NE_{MMS} 栏。

步骤 2: 计算粪便管理系统中的 N_2O 直接排放 (参见粪便管理类别的工作表: 粪便管理系统中的 N_2O 直接排放, 类别代码 3A2, 表单 1 之 1)。

步骤 2A: 使用缺省值 (参见表 10.21) 或为每一粪便管理系统 S 确定 N_2O 直接排放因子 ($EF_{3(S)}$), 并在 $EF_{3(S)}$ 栏中输入相应的排放因子;

步骤 2B: 对于每种粪便管理系统类型 S, 将其排放因子 ($EF_{3(S)}$ 栏) 乘以该系统中管理的氮量 (NE_{MMS} 栏), 以估算每种粪便管理系统的 N_2O 直接排放。要注意的是, 排放量估值应报告为 $kg N_2O$ 。将结果输入本表单中的 $N_{2O_{D(mm)}}$ 栏。

步骤 3: 计算粪便管理系统中的 N_2O 间接排放 (参见类别粪便管理系统中 N_2O 间接排放的工作表, 类别代码 3C6, 表单 2 之 1)。复制额外的工作表, 每张表用于一种粪便管理系统 (MMS)。

步骤 3A: 将缺省值输入 $Frac_{GasMS}$ 栏 (参见表 10.22) 或为每种粪便管理系统每种定义的牲畜种类/类别 T, 确定以 NH_3 和 NO_x 形式挥发的管理的牲畜粪肥氮的国家特定比例 ($Frac_{GasMS}$);

步骤 3B: 用以 NH_3 和 NO_x 形式挥发的粪肥氮的比例 ($Frac_{GasMS}$ 栏) 乘以每种牲畜类别在每种粪便管理系统中排泄的总氮量 (NE_{MMS} 栏), 以估算由 NH_3 和 NO_x 挥发引起的粪肥氮的损失量 ($N_{挥发-MMS}$);

步骤 3C: 使用缺省值 (参见第 11 章表 11.3 管理土壤中的 N_2O 排放), 或者确定源自沉降到土壤和水体表面的大气中氮的间接 N_2O 排放的国家特定排放因子, 并将排放因子输入 EF_4 栏;

步骤 3D: 将由 NH_3 和 NO_x 挥发引起的粪肥氮的损失量 ($N_{挥发-MMS}$ 栏) 乘以排放因子 (EF_4 栏), 以计算每种粪便管理系统的年度 N_2O 间接排放。要注意的是, 排放量估值应报告为 $kg N_2O$ 。将结果输入本表单中的 $N_{2O_{G(mm)}}$ 栏。

步骤 4: 计算粪便管理系统中可施用到土壤或用于饲料、燃料或建筑目的的粪肥氮 (参见肥料粪便管理产生的 N_2O 间接排放的工作表, 类别代码 3C6, 表单 2 之 2)。复制额外的工作表, 每张表用于一种粪便管理系统 (MMS)。

步骤 4A: 将缺省值输入 $\text{Frac}_{\text{损失MS}}$ 栏（参见表 10.23），或确定每种粪便管理系统中每种牲畜种类/类别 T 在管理粪便中损失的总氮量的国家特定比例（ $\text{Frac}_{\text{损失MS}}$ ）。

步骤 4B: 如果可获得用于固体存储或厚铺垫粪便管理系统的有机铺垫使用的国家特定值，将与这两种系统相关的牲畜数量乘以每头牲畜铺垫中的氮含量，以计算铺垫中的氮量。将获得的结果输入 $N_{\text{铺垫MS}}$ 栏。

步骤 4C: 使用公式 10.34 计算可施用于管理土壤、用于饲料、燃料或建筑的管理粪肥氮量，并将得出的结果输入 $N_{\text{MMS_Avb}}$ 栏。然后总和所有粪便管理系统中的数量。该值用于计算管理土壤中产生的 N_2O 排放（参见附件 1 的工作表）。

附件 10A.1 肠道发酵甲烷缺省排放因子的基础数据

此附件列出了用于确定肠道发酵中甲烷排放缺省排放因子的数据。用这些数据实施方法 2，以估算家牛和水牛的缺省排放因子。

表 10A.1
估算表 10.11 中奶牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据

地区	体重, kg	增重, kg/日	饲养方式	牛奶, kg/kg	工作时数/ 日	%妊娠	饲料消化率 (DE %) :	甲烷转化因子 (Y_m)
北美洲 ^a	600	0	畜舍饲养	23.0	0	90%	75%	6.5%
西欧	600	0	畜舍饲养	16.4	0	90%	70%	6.5%
东欧 ^b	550	0	畜舍饲养	7.0	0	80%	60%	6.5%
大洋洲 ^c	500	0	牧场/草原	6.0	0	80%	60%	6.5%
拉丁美洲 ^d	400	0	牧场/草原	2.2	0	80%	60%	6.5%
亚洲 ^e	350	0	畜舍饲养	4.5	0	80%	60%	6.5%
非洲和中东	275	0	畜舍饲养	1.3	0	67%	60%	6.5%
印度次大陆 ^f	275	0	畜舍饲养	2.5	0	50%	55%	6.5%

^a 基于对美国的估算。
^b 基于对前苏联的估算。
^c 基于该地区平均估值。
^d 基于对巴西的估算。
^e 基于对中国的估算。
^f 基于对印度的估算。

资料来源：Gibbs 和 Johnson (1993 年)

表 10A.2
估算表 10.11 中其它牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据

亚类	体重, kg	增重, kg/日	饲养方式	牛奶, kg/kg	工作时数/日	%妊娠	饲料消化率 (DE%) :	甲烷转化因子 (Y _m)	日加权种群组合 %	排放因子 kg CH ₄ /头/年
北美洲^a										
成年母牛	500	0.0	草场/牧场	3.3	0.0	80%	60%	6.5%	36%	76
成年公牛	800	0.0	草场/牧场	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	2%	81
吃奶牛犊	100	0.9	草场/牧场	0.0	0.0	0%	NA	0.0%	16%	0
吃牧草的牛犊	185	0.9	草场/牧场	0.0	0.0	0%	65%	6.5%	8%	48
生长小母牛/阉牛	265	0.7	草场/牧场	0.0	0.0	0%	65%	6.5%	17%	55
育成/生长	375	0.4	草场/牧场	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	11%	66
圈养家牛	415	1.3	畜舍饲养	0.0	0.0	0%	75%	3.0%	11%	33
西欧										
成年公牛	600	0.0	草场/牧场	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	22%	66
育成/生长	400	0.4	草场/牧场	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	54%	73
吃奶牛犊	230	0.3	草场/牧场	0.0	0.0	0%	65%	0.0%	15%	0
吃牧草的牛犊	230	0.3	草场/牧场	0.0	0.0	0%	65%	6.5%	8%	35
东欧^b										
成年母牛	500	0.0	草场/牧场	3.3	0.0	67%	60%	6.5%	30%	75
成年公牛	600	0.0	草场/牧场	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	22%	66
幼牛	230	0.4	草场/牧场	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	48%	45
大洋洲^c										
成年母牛	400	0.0	草场/牧场	2.4	0.0	67%	55%	6.5 %	51%	71
成年公牛	450	0.0	草场/牧场	0.0	0.0	0%	55%	6.5%	11%	61
幼牛	200	0.3	草场/牧场	0.0	0.0	0%	55%	6.5%	38%	46

^a 基于对美国的估算; ^b 基于对前苏联的估算; ^c 基于该地区的平均估值。

表 10A.2 (续)
估算表 10.11 中其它牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据

亚类	体重, kg	增重, kg/日	饲养方式	牛奶, kg/kg	工作数/日	%妊娠	饲料消化率 (DE%) :	甲烷转化因子 (Y _m)	日加权种群组合 %	排放因子 kg CH ₄ /头/年
拉丁美洲 ^d										
成年母牛	400	0.0	自由饲养	1.1	0.0	67%	60%	6.5%	37%	64
成年公牛	450	0.0	自由饲养	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	6%	61
幼牛	230	0.3	自由饲养	0.0	0.0	0%	60%	6.5%	58%	49
亚洲 ^e										
成年母牛- 耕作	325	0.0	畜舍饲养	1.1	0.55	33%	55%	6.5%	27%	50
成年母牛- 放牧	300	0.0	草场/牧场	1.1	0.00	50%	60%	6.5%	9%	46
成年公牛- 耕作	450	0.0	畜舍饲养	0.0	1.37	0%	55%	6.5%	24%	59
成年公牛- 放牧	400	0.0	草场/牧场	0.0	0.00	0%	60%	6.5%	8%	48
幼牛	200	0.2	草场/牧场	0.0	0.00	0%	60%	6.5%	32%	36
非洲										
成年母牛	200	0.0	畜舍饲养	0.3	0.55	33%	55%	6.5%	13%	32
劳役小公牛	275	0.0	畜舍饲养	0.0	1.37	0%	55%	6.5%	13%	41
成年母牛- 放牧	200	0.0	自由饲养	0.3	0.00	33%	55%	6.5%	6%	41
公牛- 放牧	275	0.0	自由饲养	0.0	0.00	0%	55%	6.5%	25%	49
幼牛	75	0.1	草场/牧场	0.0	0.00	0%	60%	6.5%	44%	16
印度次大陆 ^f										
成年母牛	125	0.0	畜舍饲养	0.6	0.00	33%	50%	6.5%	40%	28
成年公牛	200	0.0	畜舍饲养	0.0	2.74	0%	50%	6.5%	10%	42
幼牛	80	0.1	畜舍饲养	0.0	0.00	0%	50%	6.5%	50%	23

^d 基于对巴西的估算； ^e 基于对中国的估算； ^f 基于对印度的估算；资料来源：Gibbs 和 Johnson (1993 年)

表 10A.3
估算水牛的方法 1 肠道发酵甲烷排放因子的数据

亚类	体重, kg	增重, kg/日	饲养方式	牛奶, kg/日	工作 时数/日	%妊娠	饲料消化率 (DE%) :	甲烷转化因子 (Y _m)	日加权种群组合 %	排放因子, kg CH ₄ /头/年
印度次大陆 ^a										
成年公牛	350 - 550	0.00	畜舍饲养	0.00	1.37	0%	55%	6.5%	14%	55 - 77
成年母牛	250 - 450	0.00	畜舍饲养	2.70	0.55	33%	55%	6.5%	40%	57 - 80
幼牛	100 - 300	0.15	畜舍饲养	0.00	0.00	0%	55%	6.5%	46%	23 - 50
其它国家 ^b										
成年公牛	350 - 550	0.00	畜舍饲养	0.00	1.37	0%	55%	6.5%	45%	55 - 77
成年母牛	250 - 450	0.00	畜舍饲养	0.00	0.55	25%	55%	6.5%	45%	45 - 67
幼牛	100 - 300	0.15	畜舍饲养	0.15	0.00	0%	55%	6.5%	10%	23 - 50
^a 基于对印度的估值。 ^b 基于对中国的估值。 资料来源: Gibbs 和 Johnson (1993 年)。										

附件 10A.2 粪便管理产生的甲烷缺省排放因子的基础数据

此附件列出了用于确定粪便管理产生的甲烷排放缺省排放因子的数据。用这些数据实施方法 2，以估算每种牲畜类别的缺省排放因子。

年均温度 (°C)		粪便管理系统 MCFs											
		液体/粪池		固体/泥肥 ¹		草场/牧场		每日施用		发酵		作为燃料/燃烧	
寒冷	10	66%	17%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	11	68%	19%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	12	70%	20%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	13	71%	22%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
温和	14	73%	25%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	15	74%	27%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	16	75%	29%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	17	76%	32%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	18	77%	35%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	19	77%	39%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	20	78%	42%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	21	78%	46%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	22	78%	50%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	23	79%	55%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
温暖	24	79%	60%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	25	79%	65%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	26	79%	71%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	27	80%	78%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%
	28	80%	80%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	10.0%	1.0%

地区	奶牛特性			粪便管理系统使用率 (MS%)													
	质量 ^a kg	B ₀ ^b m ³ CH ₄ kg VS	VS ^c kg/头/日	粪池		泥肥		草场		每日施用		发酵		作为燃料		其它	
北美洲 ^d	604	0.24	5.4	15.0%	27.0%	26.3%	0.0%	10.8%	18.4%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	2.6%			
西欧	600	0.24	5.1	0.0%	35.7%	36.8%	0.0%	20.0%	7.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.5%				
东欧	550	0.24	4.5	0.0%	17.5%	60.0%	0.0%	18.0%	2.5%	0.0%	0.0%	0.0%	2.0%				
大洋洲	500	0.24	3.5	16.0%	1.0%	0.0%	0.0%	76.0%	8.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%				
拉丁美洲	400	0.13	2.9	0.0%	1.0%	1.0%	0.0%	36.0%	62.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%				
非洲	275	0.13	1.9	0.0%	0.0%	1.0%	0.0%	83.0%	5.0%	0.0%	6.0%	4.0%					
中东	275	0.13	1.9	0.0%	1.0%	2.0%	0.0%	80.0%	2.0%	0.0%	17.0%	0.0%					
亚洲	350	0.13	2.8	4.0%	38.0%	0.0%	0.0%	20.0%	29.0%	2.0%	7.0%	0.0%					
印度次大陆	275	0.13	2.6	0.0%	1.0%	0.0%	0.0%	27.0%	19.0%	1.0%	51.0%	0.0%					

^a 每个地区的奶牛平均质量 (缺省估值为 ±10%)
^b B₀ 估值为 ±15%
^c 每头奶牛每日平均 VS 产量 (缺省估值为 ±20%)
^d 对北美洲, 其它粪便管理系统 MCFs 代表深坑式, 其 MCF 值与液体/泥肥相似。
 基于公式 10.23 计算每个地区的排放因子 (EF)

¹ 粪池和液体/泥肥 MCFs 基于 van't Hoff-Arrhenius 公式 (与生物活动温度相关) 计算。粪池 MCFs 还基于较长的保留时间 (Mangino 等(2001 年))。

资料来源: 对北美洲, 奶牛质量值来自 Safley (2000 年), VS 值基于 Petersen 等 (2003 年) 的饲料数据进行估算。北美洲粪便管理系统使用值用 1992 和 1997 年 USDA 农业普查和国家动物健康监测系统进行估算。B₀ 值来自 Morris (1976 年) 和 Bryant 等 (1976 年)。对于西欧和东欧粪便管理系统使用情况而言, 质量和 VS 值基于附件 I 国家 2004 年提交给《联合国气候变化框架公约》秘书处的温室气体清单的分析。对于世界其它国家, Gibbs 和 Johnson (1993 年) 确定了关于奶牛的详细资料, 且粪便管理系统使用情况和 B₀ 估值来自 Safley 等 (1992 年)。甲烷转化因子数据来自 Woodbury 和 Hashimoto (1993 年)。粪池和液体/泥肥系统 MCFs 值基于对美国这些系统分析上获得的数据。

		寒冷										温和								温暖														
		10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28														
48	50	53	55	58	63	65	68	71	74	78	81	85	89	93	98	105	110	112	11	12	13	14	15	20	21	22	23	25	26	27	28			
21	23	25	27	29	34	37	40	43	47	51	55	59	64	70	75	83	90	92	11	12	13	14	15	20	21	22	23	25	26	27	28			
11	12	13	14	15	20	21	22	23	25	27	28	30	33	35	37	42	45	46	23	24	25	26	27	28	28	29	29	29	29	30	30	31	31	31
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
9	10	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	21	23	24	26	28	31	31	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5

表 10A-5
求出的其它牛粪管理甲烷排放因子

年均温度 (°C)		粪管理系统 MCFs									
		液体/ 粪池 泥肥 ¹		固体 存放		草场/ 牧场/ 围场		每日 施用		作为燃料 发酵 燃烧 其它	
寒冷	10	66%	17%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	1.0%	
	11	68%	19%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	1.0%	
	12	70%	20%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	1.0%	
	13	71%	22%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	1.0%	
	14	73%	25%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	1.0%	
温和	15	74%	27%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	16	75%	29%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	17	76%	32%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	18	77%	35%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	19	77%	39%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	20	78%	42%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	21	78%	46%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	22	78%	50%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	23	79%	55%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	24	79%	60%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
	25	79%	65%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	1.0%	
温暖	26	79%	71%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	1.0%	
	27	80%	78%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	1.0%	
	28	80%	80%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	1.0%	

地区	其它牛特征			粪管理系统使用情况 (MS%)									
	质量 ^a kg	B ₀ ^b m ³ CH ₄ /kg VS	VS ^c kg/头/日	粪池	液体/泥肥	固体存放	草场/牧场/围场	每日施用	发酵	燃烧	其它		
北美洲	389	0.19	2.4	0.0%	0.2%	0.0%	18.4%	81.5%	0.0%	0.0%	0.0%		
西欧	420	0.18	2.6	0.0%	25.2%	39.0%	0.0%	32.0%	1.8%	0.0%	2.0%		
东欧	391	0.17	2.7	0.0%	22.5%	44.0%	0.0%	20.0%	0.0%	0.0%	13.5%		
大洋洲	330	0.17	3.0	0.0%	0.0%	0.0%	9.0%	91.0%	0.0%	0.0%	0.0%		
拉丁美洲	305	0.1	2.5	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	99.0%	0.0%	0.0%	1.0%		
非洲	173	0.1	1.5	0.0%	0.0%	0.0%	1.0%	95.0%	1.0%	0.0%	3.0%		
中东	173	0.1	1.5	0.0%	0.0%	0.0%	1.0%	79.0%	2.0%	0.0%	17.0%		
亚洲	319	0.1	2.3	0.0%	0.0%	0.0%	46.0%	50.0%	2.0%	0.0%	2.0%		
印度次大陆	110	0.1	1.4	0.0%	1.0%	0.0%	4.0%	22.0%	20.0%	1.0%	53.0%		

^a 每个地区种猪的平均质量 (缺省估值为±20%)
^b B₀ 估值为 ±15%
^c 每头种猪每日平均 VS 产量 (缺省估值为±25%)
 基于公式 10.23 计算每个地区的排放因子 (EF)

¹ 粪池和液体/泥肥 MCFs 基于 van't Hoff-Arrhenius 公式 (与生物活动温度相关) 计算。粪池 MCFs 还基于较长的保留时间 (长达 1 年) [Mangino 等(2001 年)]。

资料来源: 对于北美洲, 质量, VS 和 B₀ 值分别来自 Salfey (2000 年), 美国农业部农业废弃物现场管理手册和 Hashimoto (1984 年)。北美洲粪管理系统使用值用 1992 和 1997 年美国农业部农业普查和国家动物健康监测系统进行估算。对于西欧和东欧粪管理系统使用情况而言, 动物质量、B₀ 和 VS 值基于附件 I 国家 2004 年提交给《联合国气候变化框架公约》秘书处的温室气体清单的分析。对于世界上其它国家而言, 猪采食量数据来自 Crutzen 等(1986 年), 且粪管理系统使用情况和 B₀ 估值来自 Salfey 等(1992 年)。甲烷转化因子数据来自 Woodbury 和 Hashimoto (1993 年)。粪池和液体/泥肥系统 MCFs 值 基于对美国这些系统分析上获得的数据。

排放因子 kg CH ₄ /头/年																																						
寒冷						温和														温暖																		
10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
6	7	7	8	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	20	21	24	25	26	6	7	7	8	8	10	11	12	13	14	15	16	18	19	21	23	23	23		
1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

表 10A-6
求出的水牛粪便管理排放因子

年均温度 (°C)		粪便管理系统 MCFs									
		液体/粪池	固体/泥肥 ¹	存放	干燥	草场/牧场/围场	每日施用	发酵	作为燃料	燃烧	其它
寒冷	10	66%	17%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	
	11	68%	19%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	
	12	70%	20%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	
	13	71%	22%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	
	14	73%	25%	2.0%	1.0%	1.0%	0.1%	10.0%	10.0%	10.0%	
温和	15	74%	27%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	16	75%	29%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	17	76%	32%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	18	77%	35%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	19	77%	39%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	20	78%	42%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	21	78%	46%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	22	78%	50%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	23	79%	55%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	24	79%	60%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
	25	79%	65%	4.0%	1.5%	1.5%	0.5%	10.0%	10.0%	10.0%	
温暖	26	79%	71%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	10.0%	
	27	80%	78%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	10.0%	
	28	80%	80%	5.0%	2.0%	2.0%	1.0%	10.0%	10.0%	10.0%	

地区	水牛特性			粪便管理系统使用情况 (MS%)								
	质量 ^a kg	B ₀ m ³ CH ₄ /kg VS	VS ^b kg/头/日									
北美洲	(不适用)	(不适用)	(不适用)	(不适用)								
西欧	380	0.1	3.9	0%	20%	0%	79%	0%	0%	0%	0%	0%
东欧	380	0.1	3.9	0%	24%	0%	0%	29%	0%	0%	0%	47%
大洋洲	(不适用)	(不适用)	(不适用)	(不适用)								
拉丁美洲	380	0.1	3.9	0%	0%	0%	0%	99%	0%	0%	0%	1%
非洲	(不适用)	(不适用)	(不适用)	(不适用)								
中东	380	0.1	3.9	0%	0%	0%	0%	20%	19%	0%	42%	19%
亚洲	380	0.1	3.9	0%	0%	0%	41%	50%	4%	0%	5%	0%
印度次大陆	295	0.1	3.1	0%	0%	0%	4%	19%	21%	1%	55%	0%

^a 每个地区的水牛平均质量
^b 每头水牛每日平均 VS 产量

基于公式 10.23 计算每个地区的排放因子 (EF)

¹ 粪池和液体/泥肥 MCFs 基于 van't Hoff-Arrhenius 公式 (与生物活动温度相关) 计算。粪池 MCFs 还基于较长的保留时间 (长达 1 年) [Mangino 等(2001 年)]。

资料来源: 对于世界其它国家, Gibbs 和 Johnson (1993 年) 确定了关于水牛的详细资料, 且粪便管理系统使用情况和 B₀ 估值来自 Safleyet 等 (1992 年)。甲烷转化因子数据来自 Woodbury 和 Hashimoto (1993 年)。粪池和液体/泥肥系统 MCFs 值基于对美国这些系统分析上获得的数据。

排放因子 kg CH ₄ /头/年																																					
寒冷														温和										热带													
10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28
不适用																																					
4	4	5	5	5	6	7	7	8	9	9	10	11	12	13	14	15	16	17	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
5	5	5	6	6	7	8	8	9	10	11	11	12	13	15	16	17	19	19	不适用																		
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	不适用																	
4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	不适用																		
1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	不适用																		
4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	不适用																		

表 10A-7
求出的销售猪粪便管理系统的排放因子

年均温度 (°C)		粪便管理系统 MCFs									
		液体/ 固体		粪池		粪池		每日		其它	
		粪池	泥肥 ¹	存放	干燥育肥场	<1 月	>1 月	施用	发酵		
寒冷	10	66%	17%	2.0%	1.0%	3.0%	17%	0.1%	10.0%	1.0%	
	11	68%	19%	2.0%	1.0%	3.0%	19%	0.1%	10.0%	1.0%	
	12	70%	20%	2.0%	1.0%	3.0%	20%	0.1%	10.0%	1.0%	
	13	71%	22%	2.0%	1.0%	3.0%	22%	0.1%	10.0%	1.0%	
	14	73%	25%	2.0%	1.0%	3.0%	25%	0.1%	10.0%	1.0%	
温和	15	74%	27%	4.0%	1.5%	3.0%	27%	0.5%	10.0%	1.0%	
	16	75%	29%	4.0%	1.5%	3.0%	29%	0.5%	10.0%	1.0%	
	17	76%	32%	4.0%	1.5%	3.0%	32%	0.5%	10.0%	1.0%	
	18	77%	35%	4.0%	1.5%	3.0%	35%	0.5%	10.0%	1.0%	
	19	77%	39%	4.0%	1.5%	3.0%	39%	0.5%	10.0%	1.0%	
	20	78%	42%	4.0%	1.5%	3.0%	42%	0.5%	10.0%	1.0%	
	21	78%	46%	4.0%	1.5%	3.0%	46%	0.5%	10.0%	1.0%	
	22	78%	50%	4.0%	1.5%	3.0%	50%	0.5%	10.0%	1.0%	
	23	79%	55%	4.0%	1.5%	3.0%	55%	0.5%	10.0%	1.0%	
	24	79%	60%	4.0%	1.5%	3.0%	60%	0.5%	10.0%	1.0%	
	25	79%	65%	4.0%	1.5%	3.0%	65%	0.5%	10.0%	1.0%	
热带	26	79%	71%	5.0%	2.0%	30.0%	71%	1.0%	10.0%	1.0%	
	27	80%	78%	5.0%	2.0%	30.0%	78%	1.0%	10.0%	1.0%	
	28	80%	80%	5.0%	2.0%	30.0%	80%	1.0%	10.0%	1.0%	

地区	销售猪特性			粪便管理系统使用情况 (MS%)								
	质量 ^a kg	B ₀ ^b m ³ CH ₄ /kg VS	VS ^c kg/头/日	粪池	粪池	粪池	粪池	粪池	粪池	粪池	粪池	
北美洲	46	0.48	0.27	32.8%	18.5%	4.2%	4.0%	0.0%	40.6%	0.0%	0.0%	0.0%
西欧	50	0.45	0.3	8.7%	0.0%	13.7%	0.0%	2.8%	69.8%	2.0%	0.0%	3.0%
东欧	50	0.45	0.3	3.0%	0.0%	42.0%	0.0%	24.7%	24.7%	0.0%	0.0%	5.7%
大洋洲	45	0.45	0.28	54.0%	0.0%	3.0%	15.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	28.0%
拉丁美洲	28	0.29	0.3	0.0%	8.0%	10.0%	41.0%	0.0%	0.0%	2.0%	0.0%	40.0%
非洲	28	0.29	0.3	0.0%	6.0%	6.0%	87.0%	1.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
中东	28	0.29	0.3	0.0%	14.0%	0.0%	69.0%	0.0%	17.0%	0.0%	0.0%	0.0%
亚洲	28	0.29	0.3	0.0%	40.0%	0.0%	54.0%	0.0%	0.0%	0.0%	7.0%	0.0%
印度次大陆	28	0.29	0.3	9.0%	22.0%	16.0%	30.0%	3.0%	0.0%	9.0%	8.0%	3.0%

^a 每个地区销售猪的平均质量 (缺省估值为±20%)
^b B₀ 估值为 ±15%
^c 每头销售猪每日平均 VS 产量 (缺省估值为±25%)

基于公式 10.23 计算每个地区的排放因子 (EF)

¹ 粪池和液体/泥肥 MCFs 基于 van't Hoff-Arrhenius 公式 (与生物活动温度相关) 计算。粪池 MCFs 还基于较长的保留时间 (长达 1 年) [Mangino 等(2001 年)]。

资料来源: 对于北美洲, 质量, VS 和 B₀ 值分别来自 Salfey (2000 年), 美国农业部农业废弃物现场管理手册和 Hashimoto (1984 年)。北美洲粪便管理系统使用值用 1992 和 1997 年美国农业部农业普查和国家动物健康监测系统进行估算。对于西欧和东欧粪便管理系统使用情况而言, 动物质量、B₀ 和 VS 值基于附件 1 国家 2004 年提交给《联合国气候变化框架公约》秘书处的温室气体清单的分析。对于世界上其它国家而言, 猪采食量数据来自 Crutzen 等 (1986 年), 且粪便管理系统使用情况和 B₀ 估值来自 Salfey 等 (1992 年)。甲烷转化因子数据来自 Woodbury 和 Hashimoto (1993 年)。粪池和液体/泥肥系统 MCFs 值 基于对美国这些系统分析上获得的数据。

排放因子 kg CH ₄ /头/年																																							
寒冷														温和										热带															
10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28		
10	11	11	12	12	12	13	13	14	15	15	16	17	18	18	19	20	22	23	23	6	6	7	7	8	9	9	10	11	11	12	13	14	15	16	18	19	21	21	
3	3	3	3	3	4	4	4	4	5	5	5	6	6	6	7	10	10	10	11	11	12	12	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13		
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2
1	1	1	2	2	2	2	2	3	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	2	2	2	2	2	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	7	7		
2	2	3	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	6	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	5	5	5	6	6	6	6	6	6	

表 10A-9
求出的粪便管理甲烷排放因子

牲畜	国家	绵羊		山羊		骆驼		马		驴/骡		家禽						
		发达	发展中	发达	发展中	发达	发展中	发达	发展中	发达	发展中	发达						
		蛋鸡 (干)	蛋鸡 (湿)	肉仔鸡	火鸡	鸭	发展中											
牲畜特征	质量 (kg)	48.5	28	38.5	30	217	217	377	238	130	130	1.8	1.8	0.9	6.8	2.7	NR	
	消化 (%)	0.60	0.5	0.6	0.5	0.5	0.5	0.7	0.7	0.7	0.7	NR	NR	NR	NR	NR	NR	
	摄取/d (kg 饲料)	1.08	0.7	0.76	0.76	5.42	5.42	5.96	5.96	3.25	3.25	NR	NR	NR	NR	NR	NR	
	% 灰分 (干质)	8.00	8	8	8	8	8	4	4	4	4	NR	NR	NR	NR	NR	NR	
	VS/日 (kg VS)	0.40	0.32	0.3	0.35	2.49	2.49	2.13	1.72	0.94	0.94	0.02	0.02	0.01	0.07	0.02	0.02	
	B ₀ (m ³ /kg VS)	0.19	0.13	0.18	0.13	0.26	0.21	0.3	0.26	0.33	0.26	0.39	0.39	0.36	0.36	0.36	0.24	
粪便管理系统 MCFs																		
年均温度 (°C)	寒冷	10	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.5%	65%	1.5%	1.5%	1.0%	1.0%
		11	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.5%	68%	1.5%	1.5%	1.0%	1.0%
		12	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.5%	70%	1.5%	1.5%	1.0%	1.0%
		13	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.5%	73%	1.5%	1.5%	1.0%	1.0%
		14	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.0%	1.5%	74%	1.5%	1.5%	1.0%	1.0%
	温和	15	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	75%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		16	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	76%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		17	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	76%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		18	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	77%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		19	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	78%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		20	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	78%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		21	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	78%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		22	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	78%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		23	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	79%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
		24	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	79%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%
	25	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	80%	1.5%	1.5%	1.5%	1.5%	
	温暖	26	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	1.5%	80%	1.5%	1.5%	2.0%	2.0%
		27	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	1.5%	80%	1.5%	1.5%	2.0%	2.0%
		28	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	2.0%	1.5%	80%	1.5%	1.5%	2.0%	2.0%
	排放因子 (kg CH ₄ /头/年)																	
年均温度 (°C)	寒冷	10	0.19	0.10	0.13	0.11	1.58	1.28	1.56	1.09	0.76	0.60	0.03	1.13	0.02	0.09	0.02	0.01
		11	0.19	0.10	0.13	0.11	1.58	1.28	1.56	1.09	0.76	0.60	0.03	1.18	0.02	0.09	0.02	0.01
		12	0.19	0.10	0.13	0.11	1.58	1.28	1.56	1.09	0.76	0.60	0.03	1.21	0.02	0.09	0.02	0.01
		13	0.19	0.10	0.13	0.11	1.58	1.28	1.56	1.09	0.76	0.60	0.03	1.26	0.02	0.09	0.02	0.01
		14	0.19	0.10	0.13	0.11	1.58	1.28	1.56	1.09	0.76	0.60	0.03	1.28	0.02	0.09	0.02	0.01
	温和	15	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.30	0.02	0.09	0.03	0.02
		16	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.31	0.02	0.09	0.03	0.02
		17	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.32	0.02	0.09	0.03	0.02
		18	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.33	0.02	0.09	0.03	0.02
		19	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.35	0.02	0.09	0.03	0.02
		20	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.35	0.02	0.09	0.03	0.02
		21	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.36	0.02	0.09	0.03	0.02
		22	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.36	0.02	0.09	0.03	0.02
		23	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.37	0.02	0.09	0.03	0.02
		24	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.38	0.02	0.09	0.03	0.02
	25	0.28	0.15	0.20	0.17	2.37	1.92	2.34	1.64	1.14	0.90	0.03	1.38	0.02	0.09	0.03	0.02	
	温暖	26	0.37	0.20	0.26	0.22	3.17	2.56	3.13	2.19	1.52	1.20	0.03	1.38	0.02	0.09	0.03	0.02
		27	0.37	0.20	0.26	0.22	3.17	2.56	3.13	2.19	1.52	1.20	0.03	1.39	0.02	0.09	0.03	0.02
		28	0.37	0.20	0.26	0.22	3.17	2.56	3.13	2.19	1.52	1.20	0.03	1.39	0.02	0.09	0.03	0.02

NR = 未报告。

排放因子 (除了家禽) 从采食量值和用于确定肠道发酵排放因子的饲料消耗率中确定 (参见附录 10A.1)。MCFs 和 B₀ 值由 Woodbury 和 Hashimoto (1993 年) 假设除了蛋鸡 (湿) 外, 所有动物的粪便在干燥系统中进行处理, 这与 Woodbury 和 Hashimoto (1993 年) 报告的粪便管理系统使用情况一致。发达国家的家禽分为五种类别。蛋鸡 (干) 代表在不含垫草的废弃物管理系统中进行粪肥处理的蛋鸡; 蛋鸡 (湿) 代表在厌氧塘废弃物管理系统中进行粪肥处理的蛋鸡。动物质量估值为 ±30%, VS 值为 ±50% 和 B₀ 值为 ±15%

表 10A-9 (续)
求出的其它家畜粪便管理系统的甲烷排放因子

家畜	家畜特征参数			粪便管理系统特征 MCF	排放因子 (kg CH ₄ /头/年)
	质量 (kg)	VS (kg VS/日)	Bo (m ³ kg VS)		
鹿 ^a	NR	NR	NR	NR	0.22
驯鹿 ^b	NR	0.39	0.19	2.0%	0.36
兔子 ^c	1.60	0.10	0.32	1.0%	0.08
毛皮家畜 ^b	NR	0.14	0.25	8.0%	0.68
鸵鸟 ^b	NR	1.16	0.25	8.0%	5.67

^a Sneath (1997年)引自英国温室气体清单。

^b 挪威农业大学, 化学和生物技术学院, 微生物系估算。^c 意大利(2004年)温室气体清单中获得的数据。

NR = 未报告

参考文献

10.2 节 牲畜种群和饲料特征

AAC (Australian Agricultural Council) (1990). Feed Standards for Australian Livestock Ruminants. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO) Publications, East Melbourne, Victoria, Australia.

AFRC Technical Committee on Responses to Nutrients (1990). Nutritive Requirements of Ruminant Animals: Energy. Rep. 5, CAB International, Wallingford, U.K.

Agricultural and Food Research Council (AFRC) Technical Committee on Responses to Nutrients (1993). Energy and Protein Requirements of Ruminants. 24-159, CAB International, Wallingford, U.K.

Bamualim, A. and Kartiarso (1985). 'Nutrition of draught animals with special reference to Indonesia.' In: Draught Animal Power for Production. J.W. Copland (ed.). Australian Centre for International agricultural Research (ACIAR), Proceedings Series No. 10. ACIAR, Canberra, A.C.T., Australia.

Food and Agriculture Organisation (FAO) (1999). Statistical Database.

Gibbs, M.J. and Johnson, D.E. (1993). "Livestock Emissions." In: International Methane Emissions, US Environmental Protection Agency, Climate Change Division, Washington, D.C., U.S.A.

Gibbs, M.J., Conneely, D., Johnson, D., Lassey, K.R. and Ulyatt, M.J. (2002). CH₄ emissions from enteric fermentation. In: Background Papers: IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, p 297-320. IPCC-NGGIP, Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Kanagawa, Japan.

Ibrahim, M.N.M. (1985). 'Nutritional status of draught animals in Sri Lanka.' In: Draught Animal Power for Production, J.W. Copland (ed.). ACIAR (Australian Centre for International Agricultural Research) Proceedings Series No. 10. ACIAR, Canberra, A.C.T., Australia.

Jurgen, M.H. (1988). Animal Feeding and Nutrition, Sixth Edition, Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, U.S.A.

Lawrence, P.R. (1985). 'A review of nutrient requirements of draught oxen.' In: Draught Animal Power for Production. J.W. Copland (ed.). ACIAR (Australian Centre for International Agricultural Research) Proceedings Series No. 10. ACIAR, Canberra, A.C.T., Australia.

National Research Council (NRC) (1984). Nutrient Requirements of Beef Cattle, National Academy Press, Washington, D.C. U.S.A.

NRC (1989). Nutrient Requirements of Dairy Cattle, 6th, National Academy Press, Washington, D.C. U.S.A.

NRC (1996). Nutrient Requirements of Beef Cattle, National Academy Press, Washington, D.C. U.S.A.

NRC (2001). Nutrient Requirements of Dairy Cattle, 7th Ed., Nat. Acad. Press, Washington, DC.

10.3 节 国内牲畜肠道发酵中的甲烷排放

Clark, H., Brookes, I. and Walcroft, A. (2003). Enteric methane emissions from New Zealand ruminants 1999-2001 calculated using an IPCC Tier 2 approach. <http://www.climatechange.govt.nz/resources/reports/nir-apr03/>.

Crutzen, P.J., Aselmann, I. and Seiler, W. (1986). "Methane Production by Domestic Animals, Wild Ruminants, Other Herbivorous Fauna, and Humans," *Tellus* **38B**:271-284.

Diarra, B. (1994). Net energy value of soybean hulls as feed for sheep. Dissertation. Colorado State University, Ft Collins, CO.

Donovan, K. and Baldwin, L. (1999). Results of the AAMOLLY model runs for the Enteric Fermentation Model. University of California, Davis.

Hindrichsen, I., Kreuzer, M., Machmuller, A., Knudsen, K. E., Madsen, J. and Wettstein, H.R. (2003). Methane release and energy expenditure of dairy cows fed concentrates characterized by different carbohydrates. In: Prog. in Res. En. & Prot. Metabol. (Souffrant, W.B, and CC. Metges, eds.) Wageningen Acad. Pub, The Netherlands, EAAP Publ. 109:413-416.

Johnson, K., Huyler, M., Westberg, H., Lamb, B. and Zimmerman, P. (1994). Measurement of methane emissions from ruminant livestock using a SF₆ tracer technique. *Environmental. Sci. Tech.*, **28**: 359-362.

Johnson, K.A. and Johnson, D.E. (1995). Methane emissions from cattle. *J. Anim. Sci.*, **73**: 2483-2492

- Judd, M.J., Kelliher, F.M., Ulyatt, M.J., Lassey, K.R., Tate, K.R., Shelton, I.D., Harvey, M.J. and Walker, C.F. (1999). Net methane emissions from grazing sheep, *Global Change Biol.*, **5**, pp. 647–657.
- Kujawa, M. (1994). Energy partitioning in steers fed cottonseed hulls or sugar beet pulp. Dissertation, Colorado State University, Ft Collins, CO.
- Kurihara, M., Magner, T., Hunter, R.A. and McCrabb, G.J. (1999). Methane production and energy partition of cattle in the tropics. *British Journal of Nutrition*, **81**, pp. 227-234.
- Lassey, K.R. (2006). Livestock methane emission: from the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. *Agric. For. Meteorol.* (in press).
- Lassey, K.R., Ulyatt, M.J., Martin, R.J., Walker, C.F. and Shelton, I.D. (1997). Methane emissions measured directly from grazing livestock in New Zealand, *Atmos. Environ.*, **31**, pp. 2905-2914.
- Leuning, R., Baker, S.K., Jamie, I.M., Hsu, C.H., Klein, L., Denmead, O.T. and Griffith, D.W.T. (1999). Methane emission from free-ranging sheep: a comparison of two measurement methods, *Atmos. Environ.*, **33**, pp. 1357–1365.
- Murray, B.R., Bryant, A.M. and Leng, R.A. (1978). Methane production in the rumen and lower gut of sheep given lucerne chaff: effect of level of intake, *Br. J. Nutr.*, **39**, pp. 337-345.
- National Research Council (NRC) (1989). Nutrient Requirements of Dairy Cattle, 6th Ed., Nat. Acad. Press, Washington, DC.
- National Research Council (NRC) (1996). Nutrient Requirements of Beef Cattle, 7th Edit., Nat. Acad. Press, Washington, DC.
- National Research Council (NRC) (2001). Nutrient Requirements of Dairy Cattle, 7th Ed., Nat. Acad. Press, Washington, DC.
- Pinares-Patino, C.S., Ulyatt, M.J., Waghorn, G.C., Lassey, K.R., Barry, T.N., Holmes, C.W. and Johnson, D.E. (2003). Methane emission by alpaca and sheep fed on Lucerne hay or grazed on pastures of perennial ryegrass/white clover or birds foot trefoil. *J. Agric. Sci.* **140**:215-226.
- Ulyatt, M.J., Lassey, K.R., Shelton, I.D. and Walker, C.F. (2002a). “Seasonal variation in methane emission from dairy cows and breeding ewes grazing ryegrass/white clover pasture in New Zealand.” *New Zealand Journal of Agricultural Research* **45**:217–226.
- Ulyatt, M.J., Lassey, K.R., Shelton, I.D. and Walker, C.F. (2002b). “Methane emission from dairy cows and wether sheep fed subtropical grass-dominant pastures in midsummer in New Zealand.” *New Zealand Journal of Agricultural Research* **45**:227–234.
- Ulyatt, M.J., Lassey, K.R., Shelton, I.D. and Walker, C.F. (2005). Methane emission from sheep grazing four pastures in late summer in New Zealand. *New Zealand Journal Agricultural Research* **48**: 385-390.

10.4 节 粪便管理产生的甲烷排放

- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J. and Pollinger, A. (1998). Emissions of NH₃, N₂O, and CH₄ from composted and anaerobically stored farmyard manure. Pages 209-216 in Martinez J, Maudet M-N (eds) Ramiran 98, Proc. 8th Int. Conf. on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture. Rennes, France.
- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J. and Alt, Ch. (2001). Emissions of NH₃, N₂O, and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (Housing, Manure Storage, Manure Spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**: pp. 103-113.
- ASAE (1999). ASAE Standards 1999, 46th Edition. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI.
- Hashimoto, A. and Steed, J. (1993). Methane emissions from typical U.S. livestock manure management systems. Draft report prepared for ICF Incorporated under contract to the Global Change Division of the Office of Air and Radiation, US Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- Hill, D.T. (1982). Design of digestion systems for maximum methane production. Transactions of the ASAE, **25**(1): pp. 226-230.
- Hill, D.T. (1984). Methane productivity of the major animal types. Transactions of the ASAE **27**(2): pp. 530-540.
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. Callander B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

- Mangino, J., Bartram, D. and Brazy, A. (2001). Development of a methane conversion factor to estimate emissions from animal waste lagoons. Presented at U.S. EPA's 17th Annual Emission Inventory Conference, Atlanta GA, April 16-18, 2002.
- Moller, H.B., Sommer, S.G. and Ahring, B. (2004). Biological degradation and greenhouse gas emissions during pre-storage of liquid animal manure. *Journal of Environmental Quality*, **33**: pp. 27-36.
- Peterson, K. and Jacobs, H. (2003). 1990-2002 Volatile solids and Nitrogen excretion rates deliverable under EPA Contract No. GS-10F-0124J, Task Order 004-02. Memorandum to EPA from ICF Consulting. August 28, 2003.
- Safley, L.M., Casada, M.E., Woodbury, J.W. and Roos, K.F. (1992). Global Methane Emissions from Livestock and Poultry Manure. US Environmental Protection Agency, Global Change Division, Washington, D.C., February 1992, EPA/400/1091/048.
- Sneath, R.W., Phillips, V.R., Demmers, G.M., Burgess, L.R. and Short, J.L. (1997). Long Term Measurements of Greenhouse Gas Emissions from UK Livestock Buildings. Bio-Engineering Division, Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, MK45 4HS. Livestock Environment: Proceedings of the Fifth International Symposium. Bloomington MN. May 29-31, 1997.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. and Sogaard, H.T. (2000). Greenhouse gas emissions from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality*, **29**: pp. 744-751.
- Steed Jr, J. and Hashimoto, A.G. (1994). Methane emissions from typical manure management systems. *Bioresource Technology* **50**: pp. 123-130.
- USDA (1996). Agricultural Waste Management Field Handbook, National Engineering Handbook (NEH). Part 651, U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. July.
- Woodbury, J.W. and Hashimoto, A. (1993). Methane Emissions from Livestock Manure. In International Methane Emissions, US Environmental Protection Agency, Climate Change Division, Washington, D.C., U.S.A.
- Zeeman, G. (1994). Methane production/emission in storages for animal manure. *Fertilizer Research* **37**: 207-211, 1994. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- 10.5 节 粪便管理产生的 N₂O 排放**
- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J. and Pollinger, A. (1998). Emissions of NH₃, N₂O, and CH₄ from composted and anaerobically stored farmyard manure. Pages 209-216 in Martinez J, Maudet M-N (eds) Ramiran 98, Proc. 8th Int. Conf. on the FAO ESCORENA Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture. Rennes, France.
- Amon, B., Amon, Th., Boxberger, J. and Alt, Ch. (2001). Emissions of NH₃, N₂O, and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (Housing, Manure Storage, Manure Spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**: pp. 103-113.
- Asman, W.A.H., Sutton, M.A. and Schjoerring, J.K. (1998). Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. *New Phytol.*, **139**, p. 27-48
- Bierman, S., Erickson, G.E., Klopfenstein, T.J., Stock, R.A. and Shain, D.H. (1999). Evaluation of nitrogen and organic matter balance in the feedlot as affected by level and source of dietary fiber. *J. Anim. Sci.* **77**:1645-1653.
- Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Osterburg, B., Lüttich, M., Bergschmidt, A., Berg, W., Brunsch, R. (2002). BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Texte 05/02. Umweltbundesamt, Berlin.
- Dustan, A. (2002). Review of methane and nitrous oxide emission factors in cold climates. Institutet for jordbruks-och miljöteknik, JTI-rapport, Lantbruk & Industri, 299.
- Eghball, B. and Power, J.F. (1994). Beef cattle feedlot manure management. *J. Soil Water Cons.* **49**:113-122.
- European Environmental Agency (2002). Joint EMEP/CORINAIR Atmospheric Emission Inventory Guidebook, 3rd ed., July 2002, Copenhagen.
- Groot Koerkamp, P.W.G., Speelman, L. and Metz, J.H.M. (1998). Effect of type of aviary, manure and litter handling on the emission kinetics of ammonia from layer houses. *Br. Poult. Sci.*, **39**, p. 379-392.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J. and Travis, G.R. (2001). Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. *Journal Environmental Quality* **30**: pp. 376-386.
- Harper, L.A., Sharpe, R.R. and Parkin, T.B. (2000). Gaseous emissions from anaerobic swine lagoons: Ammonia, Nitrous Oxide, and Dinitrogen Gas. *Journal of Environmental Quality* **29**: pp. 1356-1365.

- Hutchings, N.J., Sommer, S.G., Andersen, J.M. and Asman, W.A.H. (2001). A detailed ammonia emission inventory for Denmark. *Atmospheric Environment*, **35**, p. 1959-1968.
- Külling, D.R., Menzi, H., Sutter, F., Lischer, P. and Kreuzer, M. (2003). Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived from grass- and hay-based rations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **65**: pp. 13-22.
- Lague, C., Fonstad, T. A., Marquis, A., Lemay, S.P., Godbout, S. and Joncas, R. (2004). Greenhouse Gas Emissions from Swine Operations in Québec and Saskatchewan: Benchmark Assessments. Climate Change Funding Initiative in Agriculture (CCFIA), Canadian Agricultural Research Council, Ottawa, ON.
- Meisinger, J.J. and Jokela, W.E. (2000). Ammonia Volatilization from Dairy and Poultry Manure. In: Managing Nutrients and Pathogens from Animal Agriculture. Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service, Ithaca, NY. March 28-30, 2000. NRAES-130, p.334-354.
- Moller, H.B., Sommer, S.G. and Anderson, B.H. (2000). Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge **137**:235-250.
- Monteny G. J., Groesetein C. M. and Hilhorst M. A. (2001). Interactions and coupling between emissions of methane and nitrous oxide from animal husbandry. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **60**: pp. 123-132.
- Monteny, G.J. and Erisman, J.W. (1998). Ammonia emissions from dairy cow buildings: A review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction. *Neth. J. Agric. Sci.*, **46**, p. 225-247.
- Moreira, V.R. and Satter, L.D. (2004). Estimating nitrogen loss from dairy farms. *Pedology*.
- National Research Council (NRC) (1996). Nutrient Requirements of Beef Cattle, 7th Revised Ed., Nat. Acad. Press, Washington., DC
- Nicks, B., Laitat, M., Vandenheede, M., Desiron, A., Verhaege, C. and Canart, B. (2003). Emissions of Ammonia, Nitrous Oxide, Methane, Carbon Dioxide, and Water Vapor in the Raising of Weaned Pigs on Straw-Based and Sawdust-Based Deep Litters. *Animal Research Journal*, **52**: pp. 299-308.
- Rotz, C.A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *J. Anim. Sci.* **82**(E. Suppl.):E119-E137.
- Sneath, R.W., Phillips, V.R., Demmers, G.M., Burgess, L.R. and Short, J.L. (1997). Long Term Measurements of Greenhouse Gas Emissions from UK Livestock Buildings. Bio-Engineering Division, Silsoe Research Institute, Wrest Park, Silsoe, Bedford, MK45 4HS. Livestock Environment: Proceedings of the Fifth International Symposium. Bloomington MN. May 29-31, 1997.
- Sommer, S.G. and Moller, H.B. (2000). Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *Journal of Agricultural Science*, Cambridge **134**:327-335.
- Sommer, S.G., Petersen, S.O. and Sjøgaard, H.T. (2000). Greenhouse gas emission from stored livestock slurry. *Journal of Environmental Quality* **29**: pp. 744-751.
- US EPA (2004). National Emission Inventory – Ammonia Emissions from Animal Husbandry Operations, Draft Report. January 30, 2004.
- Wagner-Riddle, C. and Marinier, M. (2003). Improved Greenhouse Gas Emission Estimates from Manure Storage Systems. Prepared for Climate Change Funding Initiative in Agriculture, Final Project Report, Component 2-3 Projects, Climate Change Science and Technology.
- Webb, J. (2001). Estimating the potential for ammonia emissions from livestock excreta and manures. *Environ. Pollut.* **111**, p. 395-406.