

## 第 5 章

---

### 农田

## 作者

Rodel D. Lasco (菲律宾)、Stephen Ogle (美国)、John Raison (澳大利亚)、Louis Verchot (世界农林中心/美国)、Reiner Wassmann (德国) 和 Kazuyuki Yagi (日本)

Sumana Bhattacharya (印度)、John S. Brenner (美国)、Julius Partson Daka (赞比亚)、Sergio P. González (智利)、Thelma Krug (巴西)、Yue Li (中国)、Daniel L. Martino (匈牙利)、Brian G. McConkey (加拿大)、Pete Smith (英国)、Stanley C. Tyler (美国) 和 Washington Zhakata (津巴布韦)

## 参加作者

Ronald L. Sass (美国) 和 Xiaoyuan Yan (中国)

## 目录

5	农田	
5.1	导言	5.6
5.2	仍为农田的农田	5.7
5.2.1	生物量	5.7
5.2.1.1	方法的选择	5.7
5.2.1.2	排放因子的选择	5.8
5.2.1.3	活动数据的选择	5.10
5.2.1.4	方法 1 和方法 2 计算步骤	5.11
5.2.1.5	不确定性评估	5.11
5.2.2	死有机物质	5.12
5.2.2.1	方法选择	5.12
5.2.2.2	排放/清除因子的选择	5.13
5.2.2.3	活动数据的选择	5.13
5.2.2.4	方法 1 和方法 2 的计算步骤	5.13
5.2.2.5	不确定性评估	5.14
5.2.3	土壤碳	5.14
5.2.3.1	方法的选择	5.14
5.2.3.2	库变化和排放因子的选择	5.15
5.2.3.3	活动数据的选择	5.18
5.2.3.4	方法 1 计算步骤	5.21
5.2.3.5	不确定性评估	5.22
5.2.4	源自生物量燃烧的非CO <sub>2</sub> 温室气体排放	5.23
5.2.4.1	方法的选择	5.23
5.2.4.2	排放因子的选择	5.23
5.2.4.3	活动数据的选择	5.23
5.2.4.4	不确定性评估	5.24
5.3	转化为农田的土地	5.24
5.3.1	生物量	5.24
5.3.1.1	方法的选择	5.24
5.3.1.2	排放/清除因子的选择	5.26
5.3.1.3	活动数据的选择	5.28
5.3.1.4	方法 1 和方法 2 的计算步骤	5.28
5.3.1.5	不确定性评估	5.29
5.3.2	死有机物质	5.29

5.3.2.1	方法的选择	5.29
5.3.2.2	排放/清除因子的选择	5.30
5.3.2.3	活动数据的选择	5.31
5.3.2.4	方法1和方法2的计算步骤	5.31
5.3.2.5	不确定性评估	5.32
5.3.3	土壤碳	5.33
5.3.3.1	方法选择	5.33
5.3.3.2	库变化和排放因子的选择	5.34
5.3.3.3	选择活动数据	5.35
5.3.3.4	方法1计算步骤	5.36
5.3.3.5	不确定性评估	5.36
5.3.4	来自生物量燃烧的非CO <sub>2</sub> 温室气体排放	5.36
5.3.4.1	方法的选择	5.37
5.3.4.2	选择排放因子	5.37
5.3.4.3	选择活动数据	5.37
5.3.4.4	不确定性评估	5.38
5.4	完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告	5.38
5.4.1	完整性	5.38
5.4.2	建立一致的时间序列	5.39
5.4.3	质量保证和质量控制	5.40
5.4.4	报告及归档	5.40
5.5	稻子种植中的CH <sub>4</sub> 排放	5.41
5.5.1	方法的选择	5.41
5.5.2	排放因子和换算系数的选择	5.44
5.5.3	活动数据的选择	5.47
5.5.4	不确定性评估	5.47
5.5.5	完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告	5.48
参考文献		5.51

## 公式

公式 5.1	稻子种植中的CH <sub>4</sub> 排放	5.41
公式 5.2	调整后的日排放因子	5.44
公式 5.3	调整后有机添加物的CH <sub>4</sub> 排放换算系数	5.46

## 图

图 5.1	农田系统分类方案.....	5.20
图 5.2	水稻生产中CH <sub>4</sub> 排放的决策树.....	5.43

## 表

表 5.1	含有多年生生物种的作物体系的地上部木材生物量和收获周期的缺省系数.....	5.9
表 5.2	世界不同生态区中农林结合体系的潜在碳储量.....	5.9
表 5.3	多种类型多年生农田的缺省地上部生物量（吨/公顷）.....	5.9
表 5.4	一国可能存在的多年生农田亚类的样例.....	5.10
表 5.5	农田不同管理活动的相关库变化因子（F <sub>LU</sub> 、F <sub>MG</sub> 和 F <sub>I</sub> ）（20 年以上）.....	5.16
表 5.6	有机耕作土壤的年排放因子（EF）.....	5.18
表 5.7	土地转化活动对碳汇影响的简单扰乱矩阵（方法 2）实例.....	5.26
表 5.8	因土地转化为农田而清除的缺省生物量碳库.....	5.27
表 5.9	转变后一年转化为农田的土地存在的缺省生物量碳库.....	5.27
表 5.10	土地利用转化为农田的土壤库变化因子（F <sub>LU</sub> 、F <sub>MG</sub> 、F <sub>I</sub> ）.....	5.34
表 5.11	缺省CH <sub>4</sub> 基准排放因子假设稻子种植前 180 天内没有进行灌水， 但稻子种植期中连续灌水（无有机添加物）.....	5.44
表 5.12	连续灌水稻田种植期中水分状况的缺省CH <sub>4</sub> 排放换算系数.....	5.45
表 5.13	种植期前水分状况的缺省CH <sub>4</sub> 排放换算系数.....	5.46
表 5.14	不同类型有机添加物的缺省转换系数.....	5.46

## 框

框 5.1	农田的相关碳汇.....	5.6
框 5.2	稻子种植产生的CH <sub>4</sub> 排放的影响条件.....	5.42

## 5 农田

### 5.1 引言

本节概述了估算和报告农田温室气体排放的层级方法学。农田包括可耕地和耕地、稻田以及农林结合体系（其植被结构低于林地类阈值，且预计以后也不会超过这些阈值）。农田包括所有的一年生和多年生作物农田及临时休耕地（即再次耕种之前搁置一年或数年的土地）。一年生作物包括谷物、油料作物、蔬菜、块根作物和饲料。多年生作物包括与草本作物混合生长的树木和灌木（例如农林结合体系）或果园、葡萄园以及种植园，如：可可、咖啡、茶叶、油椰、椰子、橡胶树和香蕉，但符合林地归类标准的土地除外。通常用于种植一年生作物，但作为一年生作物——牧草轮作（混合体系）的组成部分，临时用于饲料作物或放牧可耕地，属于农田类别。

永久农田中储存的排放或清除的碳数量，取决于作物类型、管理做法，以及土壤和气候变化。例如，每年都会收获一年生作物（如谷物、蔬菜），所以没有长期的生物量碳存储。但是，果园、葡萄园和农林结合体系中多年生木本植被能将大量的碳储存在长寿的生物量中，其数量取决于物种类型和培育品种、密度、生长速率和收获及修枝方法。土壤中的碳库可能很大，而且库的变化可能与土壤特性和管理做法有关，包括作物类型和轮作、犁耕、排水、残余物管理以及有机土壤改良。作物残余物的燃烧产生大量非 CO<sub>2</sub> 温室气体，并提供了计算方法。

由于碳动态情况的不同，分别为 *仍为农田的农田* (CC) 和 *转化为农田的土地* (LC) 提供指南。土地利用由林地、草地和湿地转化为农田，通常会导致生物量和土壤中碳的净损失，以及 N<sub>2</sub>O 向大气的排放。然而，在先前植被稀疏或受到严重扰乱的土地（例如采矿地）上营造的农田，会导致生物量和土壤碳的净增加。特别是与土壤碳相关的一些变化，可能会发生在一年之后的时期。指南涉及的碳汇列在框 5.1 中。

术语“土地利用转化”仅指土地从一种利用类型变为另一种。如果现有的多年生作物农田再植相同或不同的作物，土地利用仍为农田；因此，应当采用与 *仍为农田的农田* 相关的方法来估算碳库的变化，如下文 5.2 节所述。

框 5.1 农田的相关碳汇	
生物量	
-	地上部生物量
-	地下部生物量
死有机物质	
-	死木
-	枯枝落叶
土壤（土壤有机质）	

与《1996年 IPCC 指南》相比较，《2006年 IPCC 指南》有以下新特色：

- 整个农田一节是新加的；
- 生物量碳和土壤碳在同一节；
- 稻子的 CH<sub>4</sub> 排放归为农田类别；
- 生物量燃烧中的非 CO<sub>2</sub> 气体排放（*仍为农田的农田*和*转化为农田的土地*）亦归在农田一章；以及
- 为农田和农林结合体系区域的生物量提供缺省值。

## 5.2 仍为农田的农田

本节为至少 20 年期间（缺省期<sup>1</sup>）未经过任何土地利用转化的农田的温室气体清单提供指南。5.3 节提供了比本节更新的*转化为农田的土地*的指南。*仍为农田的农田*的年度温室气体的排放和清除包括：

- 估算所有碳汇和源的年度碳库变化；及
- 估算所有碳汇和源的非 CO<sub>2</sub> 气体年度排放。

采用公式 2.3 估算*仍为农田的农田*中的碳库变化。

### 5.2.1 生物量

#### 5.2.1.1 方法的选择

碳可存储在多年生木本植被农田的生物量中，包括但不限于下述单一栽培，如：咖啡、油椰、椰子、橡胶园、水果和坚果园，以及多种栽培（如农林复合体系）。第 2 章的 2.2.1 节提供了估算木材生物量碳库变化的缺省方法。本节详述了这些估算*仍为农田的农田*中生物量碳库的方法。

只估算了多年生木本作物的生物量变化。对于一年生作物，假设单一年份中生物量库的增加等于当年收获和死亡引起的生物量损失，这样，生物量碳库无净累积。

农田生物量中的碳变化 ( $\Delta C_{CC_B}$ ) 可以估算自：(a) 年度生物量增加和损失率（第 2 章，公式 2.7）或者 (b) 两个时点的碳库（第 2 章，公式 2.8）。第一种办法（增加-损失方法）提供了缺省方法 1，并且经下文所述的改进后，也能用作方法 2 或方法 3。第二种办法（库-差别方法）适用于方法 2 或方法 3，但不适用于方法 1。*优良作法*是根据给定的国家情况，通过采用可行的最高层级方法改进清单。如果*仍为农田的农田*的碳排放和清除是一个关键类别，并且生物量的子类别被视为非常重要，*优良作法*是各国采用方法 2 或方法 3。*优良作法*是各国使用第 2 章图 2.2 中的决策树，来确定估算生物量中碳库变化的适合层级。

##### 方法 1

缺省方法是用生长引起的生物量净累积的估值乘以多年生木本作物农田的面积，并减去与收获或采集或扰乱相关的损失（按照第 2 章公式 2.7）。将农田面积（收获多年生木本作物）与碳库值相乘来估算损失。

缺省方法 1 假设为：清除的多年生木材生物量（例如，清除的并改种另一种作物的生物量）中所有的碳在清除当年排放；而且多年生木本作物在相当于名义收获/成熟周期的一段时间内累积碳。后一种假设意味着，多年生木本作物在有限期间累积生物量，直至它们经收获被清除或达到一种稳定状态为止，在这种状态下，生物量中没有碳的净累积，因为生长速率已经放慢，而且生长引起的增量被自然死亡、修枝或其它损失所抵消。

在方法 1 中，表 5.1 所示的缺省系数适用于本国求出的土地面积估值。

##### 方法 2

使用方法 2 估算生物量中的变化，可以采用两种方法。方法 1（亦称为**增加-损失方法**）要求从报告年的生物量碳增量中减去生物量碳损失（第 2 章，公式 2.7）。方法 2（亦称为**库-差别方法**）要求对两个时间点的特定土地利用面积进行生物量碳库清查（第 2 章，公式 2.8）。

相反，方法 2 估算一般确立按气候区划分的主要木本作物类别的估值，如果可能，采用国家特定碳累积率或库损失，或两个时间点的国家特定碳库估值。按照方法 2，估算多年生木本植被中地上部和地上部生物量的碳库变化。方法 2 要求按主要农田类型和管理体系所列的生物量库的国家特定或区域特定估值，以及主要管理体系（例如，主要作物，生产管理）作用下库变化的估值。*优良作法*是各国应尽可能地使用国家特定或区域特定数据，以纳入多年生作物或树木生物量变化。当数据丢失时，可使用缺省数据。

<sup>1</sup> 各国采用高层级方法可能使用不同的时间段，这取决于土地利用发生变化后碳库达到平衡所用的时间。

### 方法 3

方法 3 估算可采用高度分解的方法 2 或涉及过程模式和/或详细测量的国家特定方法。方法 3 涉及长期采用碳库统计抽样和/或过程模式的清查体系，按气候、农田类型和管理制度进行分类。例如，纳入了如收获和施肥等管理效应的经过验证的国家特定生长模型，以及与其相应的管理活动数据，可用来估算农田生物量碳库随时间的净变化。

模型，或许结合测量（如森林清查中的测量），可用来估算库变化乃至外推整个农田面积，如方法 2 中所示。选择合适模式的关键标准为：它们能够表述在活动数据中体现的所有管理做法。关键是在代表了国内气候、土壤和农田管理体系的国家或特定区域现场位置进行独立观测，来验证模式。

## 5.2.1.2 排放因子的选择

估算碳库变化所需的排放和清除因子包括（a）生物量年累积率或年生长率，及（b）受到清除（采伐）、燃木采集和扰乱等活动影响的生物量损失因子。

### 地上部木材生物量的生长率

#### 方法 1

5.1-5.3 各表提供了主要气候区域和农业体系的生物量库和生物量生长率及损失的估值。然而，鉴于作物体系（包括树木或木本作物）中的重大变化，*优良作法*是寻求地上部木材生物量生长率的国家数据。

#### 方法 2

在更细分类的类别，木材生物量年生长率数据可以依据不同作物和农林结合体系的国家数据源。估算年度木材生物量生长率的变化率应当反映特定管理/土地利用活动（例如施肥、收获、疏伐）中的变化。应将实地研究的结果与其它来源的生物量生长估值作比较，以核实它们处于纪录范围内。在生物量累积率估算的求导中，重要的是认识到生物量生长率主要产生于管理改变后的最初 20 年，20 年后生长率将趋于一个新的稳定状态（很少或没有发生变化）水平，除非管理条件发生进一步变化。

#### 方法 3

方法 3，需要高度分解的生物量累积系数。这可能涉及物种的分类，纳入管理效应（如收获和施肥）的特定生长模式。地上部生物量的测量是必须的，这与定期测量地上部生物量累积的森林清单相似。

表 5.1  
含有多年生物种的作物体系的地上部木材生物量和收获周期的缺省系数

气候区	收获时地上部 生物量碳库 (吨碳/公顷)	收获/成熟 周期 (年)	生物量累积率 (G) (吨碳/公顷/年)	生物量碳损失 (L) (吨碳/公顷/年)	误差范围 <sup>1</sup>
温带(所有湿度状况)	63	30	2.1	63	± 75%
热带, 干	9	5	1.8	9	± 75%
热带, 湿润	21	8	2.6	21	± 75%
热带, 湿	50	5	10.0	50	± 75%

注：数值摘自 Schroeder (1994 年)出版的《文献调查与综合资料》。  
<sup>1</sup>表示名义误差估值，作为均值的百分比，相当于两倍标准偏差。

表 5.2  
世界不同生态区中农林结合体系的潜在碳储量

区域	生态区	体系	地上部生物量 (吨/公顷)	范围 (吨/公顷)
非洲	高度潮湿热带	农林结合	41.0	29 - 53
南美	低度潮湿热带	农林结合	70.5	39 - 102
南美	干低地	农林结合	117.0	39 - 195
东南亚	潮湿热带	农林结合	120.0	12 - 228
东南亚	干低地	农林结合	75.0	68 - 81
澳大利亚	潮湿热带	林牧结合	39.5	28 - 51
北美洲	高度潮湿热带	林牧结合	143.5	133 - 154
北美洲	低度潮湿热带	林牧结合	151.0	104 - 198
北美洲	干低地	林牧结合	132.5	90 - 175
北亚	低度潮湿热带	林牧结合	16.5	15 - 18

资料来源：Albrecht 和 Kandji, 2003 年

表 5.3  
多种类型多年生农田的缺省地上部生物量(吨/公顷)

农田类型	区域	地上部生物量	范围	误差	参考文献
油椰	东南亚	136.0	62 - 202	78	
成熟橡胶	东南亚	178.0		90	Palm 等, 1999 年
未成熟橡胶	东南亚	48.0	16 - 80		Wasrin 等, 2000 年
未成熟肉桂(7年)	东南亚	68.0		47	Siregar 和 Gintings, 2000 年
椰子	东南亚	196.0			Lasco 等, 2002 年
<b>改良的休耕地</b>					
2 年期休耕地	东非	35.0	27 - 44	40	Albrecht 和 Kandji, 2003 年
1 年期休耕地	东非	12.0	7 - 21	89	Albrecht 和 Kandji, 2003 年
6 年期休耕地(平均)	东南亚	16.0	4 - 64		Lasco 和 Suson, 1999 年
条植法	东南亚	2.9	1.5 - 4.5	105	Lasco 等, 2001 年
<b>多层体系</b>					
丛林式橡胶	东南亚	304.0		17	Tomich 等, 1998 年
石梓-可可	东南亚	116.0		53	Lasco 等, 2001 年

## 地下部生物量的累积

### 方法 1

缺省假设农业体系中多年生树木的地下部生物量没有发生变化。无法获得用于农业体系的地下部生物量的缺省值。

### 方法 2

方法 2 包括实际测量的多年生木本植被地下部生物量数据的使用。建议采用方法 2 的计算，估算地下部生物量的累积量。根茎比例表明了单一种类（例如，Anderson 等，1972 年）和共有类别（例如，Jackson 等，1996 年；Caims 等，1997 年）各种值的广泛范围。因而，可获得的地下部生物量的数据是有限的，应尽可能使用由经验求出的特定区域或植被类型的根茎比例。

### 方法 3

如果采用库差别方法，将包括使用实地研究（与森林清单相同）和建模研究数据。

## 清除、燃木和扰乱产生的生物量损失

### 方法 1

缺省假设为：假设所有生物量损失在同一年被排放。没有农田来源产生的生物量清除、燃木收集和扰乱损失的数据。粮农组织提供圆木和燃木消费总数据，但并没有按来源（例如，农田、林地等）分类。人们认识到，世界范围内关于燃木的统计资料极为缺乏而且并不确定。缺省清除和燃木收集的统计资料（第 4 章 4.2 节进行了讨论）可能包括来自农田的生物量（如，来自家庭庭院的燃木采伐）。因此，必须确保不重复计算损失。如果不能获得源自农田的圆木或燃木数据，缺省办法会包括林地中的损失（4.2 节），但不包括来自农田的损失。

### 方法 2 和方法 3

更精细尺度的国家级数据，依据不同来源（包括农业体系）的清单研究或生产和消费研究，可用来估算生物量损失。这些数据可以通过多种方法获得，包括通过航空摄影（或者高分辨率卫星图像）和基于地面的测量林地来估算木本植被的密度（林冠覆盖）。农田类型和条件的不同，使得物种组成、密度和地上部与地下部生物量的比例均有极大的不同，因而，最有效的是按农田类型对抽样和调查地块进行分层。第 3 章附件 3A.3 给出了关于生物量清单调查和抽样技术的一般性指南。

## 5.2.1.3 活动数据的选择

本节的活动数据指多年生木本作物蓄积量和收获土地的土地面积估值。面积数据采用第 3 章所述的方法估算。数据应视作总农田面积的层（保持土地利用数据的一致性），并根据采用的方法层及生长和损失因子的可获性进行分解。农田亚类的样例见表 5.4。

广义亚类	具体亚类
果园	芒果、柑桔、苹果
种植园作物	橡胶、椰子、油椰、咖啡、可可
农林结合体系	灌木种植（条植）、改良的休耕地、多层体系、家庭庭院、边界种植、防风林

### 方法 1

在方法 1 中，结合第 3 章概述的方法，采用年度或定期调查来估算定植的以及收获或清除的多年生木本作物年均面积。将面积估值进一步细分为一般气候区或土壤类型，以匹配缺省生物量增加和损失值。方法 1 的计算，可使用国际统计资料，如粮农组织数据库和其它来源的数据，来估算多年生木本作物的土地面积。

### 方法 2

方法 2 中，使用了更详细的年度或定期调查来估算不同类别的多年生木材生物量作物的土地面积。面积进一步分类为相关亚类，以使多年生木本作物类型和气候区的所有主要组合都按各自的面积估值来表述。这些面积估值必须与用方法 2 得出的任何国家特定的生物量碳增量和损失值相匹配。如果只能获

得部分国家特定的较高分辨率数据，鼓励各国利用根据最佳可获得知识所做的可靠假定来推断多年生木本作物的整体土地基础。

### 方法 3

方法 3 需要分解到国家以下级精细网格程度的高分辨率活动数据。与方法 2 相似，土地面积根据主要气候和土壤类别以及其它具有潜在重要性的区域变量（例如，区域管理做法的模式），分为多年生木本作物的各特定类型。此外，*优良作法*是结合使用空间明晰的面积估值与当地生物量增量估值、损失率和管理做法，以提高估值的准确性。

## 5.2.1.4 方法 1 和方法 2 计算步骤

### 下文概述了利用方法 1 和方法 2 估算仍为农田的农田中生物量碳库变化 ( $\Delta C_B$ ) 的步骤

使用农田的工作表（参见附件 1-AFOLU 工作表），计算仍为农田的农田中生物量碳库的变化。

#### 步骤 1：输入报告年的农田亚类。

一般而言，覆盖多年生木本多种农田类别的国家，有着多变的生物量库和增量。这些例子为：果园（例如芒果、柑桔）、种植园（例如椰子、橡胶）和农林复合农场。

#### 步骤 2：对每一亚类，输入多年生木质生物量和农田年度面积

每一亚类农田的面积（A）（公顷）一般可获自国家土地利用机构、农业部和自然资源部。可能的数据来源包括：卫星图像、航空摄影和基于土地的调查，以及粮农组织数据库。

#### 步骤 3：对每一亚类，输入多年生木质生物量累积中的年均碳库（吨碳/公顷/年）

把表 5.1 中的生物量累积率 G 的每一农田亚类的年均增长率 ( $\Delta C_G$ )，输入工作表适合的栏中。

#### 步骤 4：对每一亚类，输入生物量损失中的年度碳库（吨碳/公顷/年）

如果存在采伐，将来自采伐的生物量的碳库量 ( $\Delta C_L$ ) 输入适合的栏。用表 5.3 中缺省的多种农田地上部木质以上生物量，乘以缺省碳密度（0.5 吨碳/吨生物量），进行估算。

#### 步骤 5：计算每一亚类中的生物量的年度碳库变化

采用第 2 章中的公式 2.7，计算生物量中的年度碳库变化  $\Delta C_B$ 。

#### 步骤 6：将所有亚类的估值相加，计算碳库中的总变化 ( $\Delta C_B$ )。

**例 1：**清查年，在热带湿润环境下栽培了 9 万公顷多年生木本作物，与此同时，有 1 万公顷的作物遭到采伐。未成熟的多年生木本作物面积，以大约 2.6 吨碳/公顷/年的速率累积地上部碳。在清除年，采伐地区损失了生物量库中所有的碳。热带湿润环境下多年生木本作物农田的碳库损失缺省值是 21 吨碳/公顷/年。从这些值中，估算每年累积 23.4 万吨碳和损失 21 万吨碳。采用第 2 章中的公式 2.7，热带湿润环境下碳库的净变化是 2.4 万吨碳/年。

## 5.2.1.5 不确定性评估

下面的讨论对与每层方法生物量碳估算相关的不确定性的评估办法提出了指导意见。

### 方法 1

采用方法 1 时不确定性的来源包括：土地面积估值（见第 3 章）以及碳累积和损失率缺省值的准确度。不同作物体系的面积估值不确定性可能较低（ $<10\%$ ），因为大多数国家每年都会使用可靠方法估算农田面积。使用公布的农林结合体系碳库研究汇编来求出表 5.1 提供的缺省数据（Schroeder, 1994 年）。虽然缺省值是从各项研究中求出，但与它们有关的不确定性范围未包括在出版物中。因此，根据专家判断，参数值的不确定性水平可默认为  $\pm 75\%$ 。可利用方法 1，将此信息连同本报告第 3 章面积估值的不确定性的衡量一起用来，评估农田生物量中碳排放和清除估值的不确定性。第 3 章第 1 卷中给出了关于不确定性分析的指导意见。

## 方法 2

方法 2 将降低总体不确定性，因为国家特定的排放和清除因子比率应能提供本国境内作物体系和气候区碳增量和损失的更准确的估值。*优良作法*是计算国家特定的碳增长率的误差估值（即标准偏差、标准误差或范围），并将这些变量用于基本的不确定性评估。*优良作法*是各国评估国家特定系数的误差范围，并与碳累积系数缺省值的误差范围作比较。如果国家特定比率有着等于或大于缺省系数的误差范围，*优良作法*是使用方法 1 并根据更多的实地测量进一步精确国家特定比率。

方法 2 也可利用更高分辨率的活动数据，如本国境内不同气候区或特定作物体系的面积估值。较高分辨率的数据与那些更精细尺度的土地基础界定的生物量碳增量因子的结合使用，可进一步降低不确定性水平（例如，求咖啡种植园的面积时用咖啡种植系数相乘，而不是通用的农林结合体系缺省值）。

## 方法 3

方法 3 与方法 1 和方法 2 相比，能提供最大程度的确定性。*优良作法*是计算所有本国界定的生物量增长和损失率的标准偏差、标准误差或范围。*优良作法*是各国建立模式参数的概率密度函数，以用于蒙特卡罗模拟。对耕作系统而言，不确定性，特别是与面积估值相关的，可能较小或不存在。

## 5.2.2 死有机物质

本节列出了*仍为农田的农田*（CC）中估算关于死有机物质池的碳库变化的方法。为两种类型的死有机物质池提供了方法。1) 死木及 2) 枯枝落叶。本报告第 1 章给出了关于这些池的详细定义。

死木是一个多变的池，在实地测量和转为枯枝落叶、土壤或排放到大气层中的速率的相关不确定性测量方面有着许多实际困难。死木碳在景观林分间变化很大。死木的量取决于最后扰乱的时间、扰乱时投入的量（死亡）、自然死亡率、衰减率以及管理。

枯枝落叶累积可衡量枯枝落叶年度脱落量（包括所有的树叶、细枝条及小树枝、干草、果实、花和树皮）减去年分解率。枯枝落叶量还受最后扰乱的时间和扰乱类型的影响。木材和牧草的采伐、燃烧和放牧等管理极大地改变了枯枝落叶的性质，然而很少有研究能明确记录管理对枯枝落叶碳所产生的效应。

一般而言，农田含少量或不死木，作物残余物或枯枝落叶（除了农林结合系统），可算入农田或林地，这取决于各国报告所采用的定义。

### 5.2.2.1 方法选择

第 2 章图 2.3 中的决策树为执行估算程序而选择适合层级提供指南。估算死有机物质碳库的变化需要死木库和枯枝落叶库变化的估值（参阅第 2 章公式 2.17）。

每个死有机物质池（死木和枯枝落叶）应分别处理，但确定每个池变化的方法是相同的。

#### 方法 1

方法 1 假设农田中不存在死木和枯枝落叶库，或者它们处于平衡状态（如在农田结合系统和果园中）。因此，不必估算这些池的碳库变化。

#### 方法 2 和方法 3

方法 2 和方法 3 可计算由管理做法引起的死木和枯枝落叶的碳变化。提出了估算死有机物质中碳库变化的两种方法。

*方法 1*（亦称为**增加-损失方法**，第 2 章中的公式 2.18）：*方法 1* 涉及估算农田管理类别的面积，以及由死木及枯枝落叶库转入和转出的年均转移量。这需要*仍为农田的农田*下的面积估值，根据：1) 不同气候或农田类型；2) 管理制度，或其它明显影响死木和枯枝落叶碳汇的因素；3) 根据不同的农田类型，每公顷基础上上转为死木和枯枝落叶库的生物量的数量，以及由死木和枯枝落叶库转为生物量的数量。

*方法 2*（亦称为**库-差别方法**，第 2 章中的公式 2.19）：*方法 2* 涉及估算农田的面积，以及两个时间段（ $t_1$  和  $t_2$ ）的死木和枯枝落叶库。用库变化除以两次测量之间的时期（年），得到清查年死木和枯枝落叶库的变化量。对于进行定期清查的国家，*方法 2* 是可行的。此方法更适合采用*方法 3* 的国家。当国家存在国家特定排放因子和国家数据时，采用*方法 3*。国家界定的方法可能基于农田永久样地和/或模式的详细清单。

### 5.2.2.2 排放/清除因子的选择

**碳比例**死木和枯枝落叶的碳比例是变化的，取决于分解的阶段。木材的变化比枯枝落叶的小的多，可采用值为 0.50 吨碳/吨干物质的碳比例。

#### 方法 1

方法 1 的假设是：所有仍为农田的农田中，死有机物质碳库都微不足道或未发生变化，因此不需要排放/清除因子和活动数据。农田管理或扰乱发生明显变化（很可能影响死有机物质池）的国家，鼓励其使用方法 2 或方法 3 建立国内数据以量化并报告这种影响。

#### 方法 2

对于部分农田类别，如果不能获得国家特定或区域值，*优良作法*是结合缺省值，采用不同农田类别中死有机物质的国家一级数据。从被采伐的活体树转移到采伐残余物的碳的国家特定值，以及分解率（方法 1 的情况下）或死有机物质池中的净变化（方法 2 的情况下），可以在国家特定数据中获得，同时应考虑农田类型、生物量利用率、采伐做法和采伐活动中损坏的植被量。

#### 方法 3

对于方法 3，国家应建立自己的方法学和参数，以估算死有机物质的变化。这些方法学可能来自上文具体描述的方法 1 或方法 2，或可能基于其它方法。采用的方法需要明确记录。

国家一级分解的死有机物质碳估值应该确定为国家农田清单，国家一级模式的组成部分，或者来自专项温室气体清单项目，遵循第 3 章附件 3A.3 所示的原则进行定期抽样。清单数据可以结合模式研究以捕捉所有农田碳汇的动态。

### 5.2.2.3 活动数据的选择

活动数据包括仍为农田的农田面积，按主要农田类型和管理做法进行概述。农田总面积应与本章其它各节报告的面积一致，尤其是仍为林地的林地的生物量相关节（4.2.1 节）。将这些信息与国家土壤、气候、植被和其它地理数据相联系，使其更易于评估死有机物质的变化。

### 5.2.2.4 方法 1 和方法 2 的计算步骤

#### 下文归纳了估算死有机物质碳库中变化的步骤

#### 方法 1

由于假设死有机物质池是稳定的，因此不需要活动数据。

#### 方法 2（增加-损失方法） – 第 2 章中的公式 2.18

将每种死有机物质池（死木和枯枝落叶）分开处理，但用于每个池的方法是相同的。

**步骤 1:** 确定将用于此评估和代表性面积类别或农田类型以及管理体系。应采用第 3 章所描述的方法获得面积数据。

**步骤 2:** 确定每个类别中死有机物质库的净变化。确定来自清单或科学研究的，用于各类死木或枯枝落叶平均投入量和产出量的值。国家应该采用当地可获得的来自这些池的投入量和产出量数据。用投入量减去产出量，以计算死有机物质池的净变化。负值表明库的净减少。

**步骤 3:** 基于步骤 2，确定每个类别死有机物质碳库中的净变化。将死木和枯枝落叶的碳比例乘以死有机物质库中的变化，以确定死木碳库中的净变化。对于死木，碳比例缺省值为 0.50 吨碳/吨干物质；对于枯枝落叶，碳比例缺省值为 0.40 吨碳/吨干物质。

**步骤 4:** 确定每个类别死有机物质碳汇中的总变化，需要各类别的代表面积与那个类别死有机物质碳库的净变化相乘。

**步骤 5:** 总和所有类别死有机物质的总变化，以确定死有机物质碳库的总变化。

**方法 2（库-差别方法） – 第 2 章中的公式 2.19**

将每种死有机物质池分开处理，但用于每个池的方法是相同的。

**步骤 1:** 如方法 1 所述，确定将用于评估和代表面积类别。

**步骤 2:** 确定每个类别死有机物质库的净变化。从清查数据中，确定清查时间间隔、清查初期 ( $t_1$ ) 死有机物质的平均库量以及清查末期 ( $t_2$ ) 死有机物质平均库量。通过用  $t_2$  的死有机物质库减去  $t_1$  的死有机物质库并除以时间间隔，使用这些数值进行死有机物质库的年净变化的计算。负值表明死有机物质库的减少。

**步骤 3:** 确定每个类别死有机物质碳库中的净变化。将每个类别死有机物质库中的净变化乘以死有机物质的碳比例，来确定死有机物质碳库中的净变化。死木的碳比例缺省值为 0.50 吨碳/吨干物质，枯枝落叶的碳比例缺省值为 0.40 吨碳/吨干物质。方法 3 需要国家特定或生态体系特定的扩展系数。方法 2 可以采用国家一级的缺省扩展系数。

**步骤 4:** 通过将每个活动类别的代表面积乘以那个类别死有机物质碳库中的净变化，以确定每个活动类别死有机物质碳汇中的总变化。

**步骤 5:** 总和所有活动类别死有机物质中的总变化，以确定死有机物质碳库的总变化。

**5.2.2.5 不确定性评估**

因为假设死有机物质库是稳定的，所以方法 1 不需要进行不确定性的估算。对于方法 2 和方法 3，应该采用第 3 章中的方法获得面积数据和不确定性的估值。应该在当地评估碳累积和损失因子。

**5.2.3 土壤碳**

农田管理改良土壤碳库的变化程度，取决于具体活动如何影响土壤体系的碳投入和产出 (Paustian 等, 1997 年; Bruce 等, 1999 年; Ogle 等, 2005 年)。影响农田中土壤碳库的主要管理做法分类为：残余物管理类型、耕作管理、肥料管理（矿肥和有机改良）、作物的选择和耕作系统的强度（例如，连作与休耕时期的轮作）、灌溉管理，以及轮作中作物和干草或牧草的混合体系。此外，有机土壤的排水和种植可降低土壤碳库 (Armentano 和 Menges, 1986 年)。

*估算土壤碳库变化的一般信息和指南（包括公式）见第 2 章 2.3.3 节。应先阅读该节，再阅读关于农田土壤碳库的具体指南。* 采用公式 2.24（第 2 章）估算农田土壤碳库总变化，此公式总合了矿质土壤和有机土壤的土壤有机碳库变化；以及与土壤无机碳汇相关的碳库变化（仅方法 3）。本节提供了估算土壤有机碳库变化的具体指南。土壤无机碳的充分叙述见 2.3.3.1 节。

为了计算仍为农田的农田的相关土壤碳库变化，各国至少需要有清单期开始和结束时农田面积的估值。如果土地利用和管理活动数据有限，那么总计数据，如粮农组织关于农田的统计资料，与土地管理体系大概分布（例如，中等、低和高投入耕作系统等）的专家知识一起，可以用作起点。农田管理分类的分层必须根据气候区和主要土壤类型，后者可根据缺省或国家特定分类。其实现方法是将土地利用与适当的气候和土壤图吻合。

**5.2.3.1 方法的选择**

可采用方法 1、2 或 3 编制清单，每一连续层方法需要比前一层更多的详细资料和来源。各国将有可能采用不同的层级方法，准备对各土壤碳亚类的估算（即矿质土壤和有机土壤中土壤有机碳库变化；以及与土壤无机碳汇相关的库变化）。2.3.3.1 节（第 2 章）中提供了用于矿质土壤（图 2.4）和有机土壤（图 2.5）的决策树，以帮助清单编制者选择对土壤碳清单的适合层级方法。

**矿质土壤****方法 1**

就矿质土壤而言，估算方法基于影响土壤有机碳的管理发生变化后一个有限时期内土壤有机碳库的变化。公式 2.25（第 2 章）用来估算矿质土壤中土壤有机碳库的变化，通过用清查期开始年的碳库 ( $SOC_{(0-T)}$ ) 减去清查时期最后一年的碳库 ( $SOC_0$ )，并除以库变化因子的时间依赖 ( $D$ )。实际上，必须获得关于土地利用和管理的国家特定数据，并且归入各种适合的土地管理体系（例如，高、中等和

低投入种植），包括耕作管理，然后按 IPCC 气候区和土壤类型进行分层。采用缺省参考碳库（SOC<sub>参考</sub>）和缺省库变化因子（ $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$ 、 $F_I$ ）来估算清查期开始和结束时的土壤有机碳库（SOC）。

#### 方法 2

对于方法 2，采用与方法 1 相同的基本公式（公式 2.25），但是纳入了国家特定信息，以更好的表述库变化因子、参考碳库、气候区、土壤类型和/土地管理分类体系。

#### 方法 3

方法 3 可采用动态模式和/或详细的土壤碳清查测量作为估算年度库变化的基础。采用估算土壤碳净变化的耦合公式计算模式的估值。存在多种模式（例如，见 McGill 等，和 1996 年；Smith 等，1997 年所作的审评）。选择合适模式的关键标准是：模式能够表述相关的所有农田管理做法/体系；模式投入（即驱动变量）与全国范围投入数据的可获性相适合；并可按试验数据进行验证。

亦可能采用基于测量的方式建立方法 3，在此方式中对监测网定期取样以估算有机土壤碳库的变化。将可能需要比所用模式更高密度的基准场点，以适当代表土地利用和管理体系、气候和土壤类型的组合。附加指导意见第 2 章 2.3.3.1 节见。

### 有机土壤

#### 方法 1

公式 2.26（第 2 章）用于估算有机土壤（例如产生于泥炭，Histosols）有机土中的碳库变化。基本方法是按气候区对有机耕作土壤进行分层，并设定特定气候区的年碳损失率。将排放因子乘以土地面积，然后相加，以估算年度碳排放。

#### 方法 2

对于方法 2，使用与方法 1 相同的基本方程（公式 2.26），但纳入了国家特定信息，以更好地表述特定排放因子、气候区和/或管理分类体系。

#### 方法 3

用于有机土壤的方法 3，采用动态模式和/或测量网络，如上文关于矿质土壤的描述。

## 5.2.3.2 库变化和排放因子的选择

### 矿质土壤

#### 方法 1

表 5.5 提供了土地利用（ $F_{LU}$ ）、输入（ $F_I$ ）和管理（ $F_{MG}$ ）的方法 1 缺省库变化因子。附件 5A.1 和参考文献中提供了获得缺省库变化因子的方法和研究。库变化的缺省时间段（ $D$ ）为 20 年，并且假设管理做法影响至 30 厘米深度的库，这亦是表 2.3 中（第 2 章）参考土壤碳库的深度。

#### 方法 2

方法 2 需要估算国家特定库变化因子。输入（ $F_I$ ）和管理因子（ $F_{MG}$ ）的求导分别在中等投入和精耕进行比较而得出，因为它们被认为是 IPCC 缺省管理分类中的名义做法（参见活动数据的选择）。如果基于经验分析，更加细分的类别中库变化因子有着显著的差别，*优良作法*是求出管理、气候和土壤类型的更高分辨率分类值。在方法 2 中，还可以从国家特定数据中求出参考碳库。第 2 章 2.3.3.1 节提供了附加指导意见。

#### 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能优于多变速率，多变速率能更准确地捕捉土地利用和管理效应。进一步的讨论见第 2 章 2.3.3.1 节。

### 有机土壤

#### 方法 1

表 5.6 提供了有机耕作土壤的缺省排放因子。多年生树木系统（诸如归为农田的果树等）排放因子的分配，可能基于表 5.6 中有机土壤耕作因子或有机土壤的森林系统（参见第 4 章）。浅排水将导致与森林管理更为相似的排放，而多年生树木系统的深度排水将产生与一年生耕作系统更为相似的排放。

## 方法 2

排放因子从方法 2 的国家特定实验数据中求出。优良作法是求出用于有机土壤和/或更细气候区分类上特定农田土地管理类别的排放因子，假设新类别捕捉碳损失率中的明显差别。第 2 章 2.3.3.1 节给出了附加指导意见。

## 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能优于多变速率，多变速率能更准确的捕捉土地利用和管理效应。

表 5.5  
农田不同管理活动的相关库变化因子 ( $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$  和  $F_I$ ) (20 年以上)

因子值类型	层级	温度状况	水分状况 <sup>1</sup>	IPCC 缺省值	误差 <sup>2,3</sup>	说明
土地利用 ( $F_{LU}$ )	长期耕种	温带/北温带	干	0.80	± 9%	表示连续管理超过 20 年、主要为一年生作物的土地面积。投入和耕作因子还适用于估算碳库变化。土地利用因子的估算与充分耕作和名义 (“中度”) 碳输入水平的采用有关。
			潮湿	0.69	± 12%	
		热带	干	0.58	± 61%	
			潮湿/湿	0.48	± 46%	
	热带山区 <sup>4</sup>	n/a	0.64	± 50%		
土地利用 ( $F_{LU}$ )	稻田	所有	干和潮湿/湿	1.10	± 50%	长期 (>20 年) 湿地一年生作物 (水稻)。可包括双季非水淹作物。就水稻而言, 不使用耕作和投入因子。
土地利用 ( $F_{LU}$ )	多年生/树种	所有	干和潮湿/湿	1.00	± 50%	长期多年生树种, 果树和坚果树, 咖啡和可可
土地利用 ( $F_{LU}$ )	休耕 (少于 20 年)	温带/北温带和热带	干	0.93	± 11%	表示暂时休耕的一年生作物农田 (例如土壤保护保留地) 或再植多年生草的其它闲置农田。
			潮湿/湿	0.82	± 17%	
		热带山区 <sup>4</sup>	n/a	0.88	± 50%	
耕作 ( $F_{MG}$ )	充分	所有	干和潮湿/湿	1.00	NA	对土壤进行充分耕作和/或频繁 (年内) 耕作等大量的干扰。在种植期, 地表覆盖的残余物很少 (例如, <30%)。
耕作 ( $F_{MG}$ )	减少	温带/北温带	干	1.02	± 6%	初次和/或二次耕地但减少了对土壤的干扰 (通常浅翻和不充分翻)。通常种植时, 地表落叶残余物覆盖率 >30%。
			潮湿	1.08	± 5%	
		热带	干	1.09	± 9%	
			潮湿/湿	1.15	± 8%	
	热带山区 <sup>4</sup>	n/a	1.09	± 50%		
耕作 ( $F_{MG}$ )	免耕地	温带/北温带	干	1.10	± 5%	不经初耕直接播种, 只在播种区最低限度干扰土壤。一般使用杀虫剂控制杂草。
			潮湿	1.15	± 4%	
		热带	干	1.17	± 8%	
			潮湿/湿	1.22	± 7%	
		热带山区 <sup>4</sup>	n/a	1.16	± 50%	

表 5.5 (续)  
农田不同管理活动的相关库变化因子 ( $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$  和  $F_I$ ) (20 年以上)

因子值类型	层级	温度状况	水分状况 <sup>1</sup>	IPCC 缺省值	误差 <sup>2,3</sup>	说明
投入 ( $F_I$ )	低	温带/北温带	干	0.95	± 13%	由于清除的残余物（经收集或烧除）产生少量残余物返回，长期休耕地或种植产生残余物少的作物（例如、蔬菜、烟草、棉花），无矿物质肥料或氮固定作物。
			潮湿	0.92	± 14%	
		热带	干	0.95	± 13%	
			潮湿/湿	0.92	± 14%	
热带山区 <sup>4</sup>	n/a	0.94	± 50%			
投入 ( $F_I$ )	中	所有	干和潮湿/湿	1.00	NA	代表种植一年生作物，其作物残余物均返回田地中。如果残余物被清除，则添加补充有机质（例如，粪肥）。轮伐中还需要矿物质肥料或氮固定作物。
投入 ( $F_I$ )	高一无粪肥	温带/北温带和热带	干	1.04	± 13%	表示中度碳投入耕作系统中作物残余物投入量明显增大，原因是种植产生大量残余物的作物、使用绿肥、种植覆盖作物、改良的植被休耕地，灌溉、在一年作物轮作经常使用多年生草，但不施粪肥（见下行）。
			潮湿/湿	1.11	± 10%	
		热带山区 <sup>4</sup>	n/a	1.08	± 50%	
投入 ( $F_I$ )	高一有粪肥	温带/北温带和热带	干	1.37	± 12%	表示由于定期施加动物粪肥引起的超过中等碳投入耕作系统的大量碳的高投入。
			潮湿/湿	1.44	± 13%	
		热带山区 <sup>4</sup>	n/a	1.41	± 50%	
<p><sup>1</sup> 如数据充足，为温带和热带温度状况，以及干、潮湿和湿水分状况确定各自的值。温带和热带与第3章界定的地带对应；水分状况与热带总合潮湿和湿带对应，以及温带区域中的潮湿带。</p> <p><sup>2</sup> ±两个标准偏差，表示为均值的百分比；如没有足够的研究数据用于求得缺省值的统计分析，根据专家意见，假设不确定性为±50%。NA表示“不适用”，在这种情况下因子值构成界定的参考值，不确定性反映在土地利用的参考碳库和库变化因子中。</p> <p><sup>3</sup> 这一误差范围不包括：由于进行可能无法代表世界所有区域真实影响的小规模抽样可能造成的潜在的系统误差。</p> <p><sup>4</sup> 这里没有足够的研究数据估算热带山系气候区中矿质土壤的库变化因子。作为近似值，温带和热带区域库变化的平均值用作热带山系气候的近似库变化值。</p> <p>注：参见附件 5A.1 关于农田矿质土壤碳排放/清除的缺省库变化因子的估算。</p>						

表 5.6  
有机耕作土壤的年排放因子 (EF)

气候温度状况 <sup>1</sup>	IPCC 缺省值 (吨碳/公顷/年)	误差 <sup>2</sup>
北温带/冷温带	5.0	± 90%
暖温带	10.0	± 90%
热带/亚热带	20.0	± 90%

<sup>1</sup> 第3章提供了气候分类。  
<sup>2</sup> 表示名义误差估值，作为均值的百分比，相当于两倍标准偏差。估算根据 Glenn 等，1993年；Kasimir-Klemedtsson 等，1997年；Freibauer 和 Kaltschmitt，2001年；Leifeld 等，2005年；Augustin 等，1996年；Nykänen 等，1995年；Maljanen 等，2001年，2004年；Lohila 等，2004年；Ogle *et al* 等，2003年；Armentano 和 Menges，1986。

### 5.2.3.3 活动数据的选择

#### 矿质土壤

##### 方法 1

农田系统按影响土壤碳储量的做法分类。图 5.1 提供了缺省管理分类系统。清单编制者应该采用这种分类，以与缺省方法 1 库变化因子一致的方式划分管理系统。方法 2 和方法 3 可能进一步进行这种分类。一般说来，增加碳储量的做法，如灌溉、矿肥施用、有机改良、种植覆盖作物以及种植产生大量残余物的作物等，有着高投入，然而减少碳储量的做法，如残余物燃烧/清除、休耕地以及种植多种低残余物的作物等，有着较低的投入。这些做法用来划分管理系统，然后估算土壤有机碳库的变化。不考虑用于小于三分之一给定种植序列（即轮作）的做法，这与用于估算缺省库变化因子的实验数据的分类保持一致。稻子生产、多年生农田和闲置土地（即从生产中清除的土地），被视为独特的管理系统（见下文）。

根据耕作管理，进一步划分每种一年生耕作系统（低投入、中等投入、高投入，以及高投入 w/有机改良）。耕作方法分为不耕作（不经初耕直接播种并且在播种带只有最低限度干扰土壤；典型情况下使用杀虫剂控制杂草），减少耕种（初次和/或二次耕地，但是减少对土壤的干扰，通常是浅翻或不全翻；通常种植时地表残余物覆盖率>30%）和充分耕作（对土壤进行充分耕作等大量的干扰和/或年内进行频繁耕地，在种植时，地表覆盖的残余物<30%）。*优良作法*是如果持续使用（每年），仅考虑减少耕种和不耕作，因为在减少或不耕状态下即使偶尔进行充分耕作都将明显降低预期土壤有机碳储量（Pierce 等，1994年；Smith 等，1998年）。评估轮作耕作系统（即混合减少耕作，不耕作和/或充分耕作方法）对土壤碳库的影响会需要方法 2。

土地利用活动数据的主要类型为：1) 总计统计资料（方法一），2) 含土地利用转化明晰信息但不含具体地理参照的数据（方法二），或 3) 含土地利用转化和地理参照明晰信息的数据（方法三），如土地利用和管理清单，这些清单构成对一国土地面积统计抽样的补充（参见第 3 章关于方法的讨论）。至少，全球可获的土地利用和作物生产统计资料，如粮农组织数据库（<http://apps.fao.org/>），提供了按主要土地利用类型分列的土地总面积的年度汇编，选择管理数据（例如，灌溉与非灌溉农田）、“多年生”作物土地面积（即葡萄园、多年生草本作物和木本作物-果园等）以及一年生作物（例如小麦、稻子、玉米、高粱等）。粮农组织数据库会是总计数据（方法一）的一个例子。

管理活动数据对土地利用数据进行补充，提供了管理系统分类（如作物类型和轮作、耕作方法、灌溉、粪肥施用、残余物管理等）的信息。这些数据还可以是总计统计资料（方法一）或关于明晰管理变化的信息（方法二或三）。如果可能，*优良作法*是确定与耕作系统（例如轮作和耕作方法）相关的土地面积的具体管理做法，而不是仅按作物列示面积。遥感数据是土地利用和管理活动数据的一个关键来源，而专家知识可能是耕作方法信息的另一个来源。*优良作法*是采用第 1 卷第 2 章（引出专家知识）给出的方法引出专家知识。

根据在相同地点重复调查的国家土地利用和资源清单，由采用方法二或三所收集的活动数据组成，并且与总计的土地利用和农田管理数据（方法一）相比，具有某些优势。时间序列数据可以更易与特定

耕作系统相关联（即结合一系列年份的作物类型和管理），而土壤类型的确定可通过抽样或通过合适的土壤图上查找该位置。根据适当的统计设计选定的清查点还能够估算与活动数据相关的变率，这可作为正式不确定性分析的组成部分。采用方法三调查的一个例子是美国国家资源清单（Nusser 和 Goebel, 1997 年）。

活动数据需要各国国内的补充信息，以便按气候和土壤类型对面积进行分层。如果此类信息还未汇编，初步的办法是用本国或全球来源的土壤和气候图吻合现有的（本国或来自全球数据集如 IGBP\_DIS 的）土地覆盖/土地利用图，如粮农组织《世界土壤图》和来自联合国环境规划署的气候数据。第 3 章附件 3A.5 提供了关于缺省气候和土壤分类方案的详细说明。土壤分类基于土壤分类学说明和质地数据，而气候区基于年均温度和降水量、海拔高度、霜冻发生量和可能蒸发量。

### 方法 2

如果能够获得足够的信息，方法 2 可能涉及比方法 1 更细的管理系统的分层（参见图 5.1）。这可能涉及进一步细分一年生作物投入类别（即低、中、高和用添加剂的高投入）、稻子栽培、多年生耕作系统和闲置地。*优良作法*是：基于经验数据将缺省类别进一步细分，这些数据能表明所提及类别的土壤有机碳储量间的重要差别。此外，方法 2 可能涉及气候区和土壤类型更细的分层。

### 方法 3

为了在方法 3 中应用动态模式和/或直接基于测量的清单，相对于方法 1 和方法 2，需要总合气候、土壤、地形和管理数据的相似或更详细的数据，但是确切的要求取决于模式或测量设计。

## 有机土壤

### 方法 1

与矿质土壤应用方法相反，有机土壤的农田不分为各种管理系统，基于以下假设：与所有农田管理类型相关的排水，可刺激之前在本底缺氧环境下聚集的有机质的氧化。可是为了采用 2.3.3.1 节（第 2 章）所描述的方法，必须将农田按照气候区和土壤类型进行分层（参见第 3 章附件 3A.5，关于土壤和气候分类的讨论）。

关于在方法 1 的讨论下所列示的用于矿质土壤的相似数据库和方法可以用于求出面积估值。可以通过将气候和土壤地图吻合土地利用地图来确定农田有机土壤的土地面积。关于与土地利用调查相结合的排水项目的国家特定数据，可用来获得更加精确的相关面积估值。

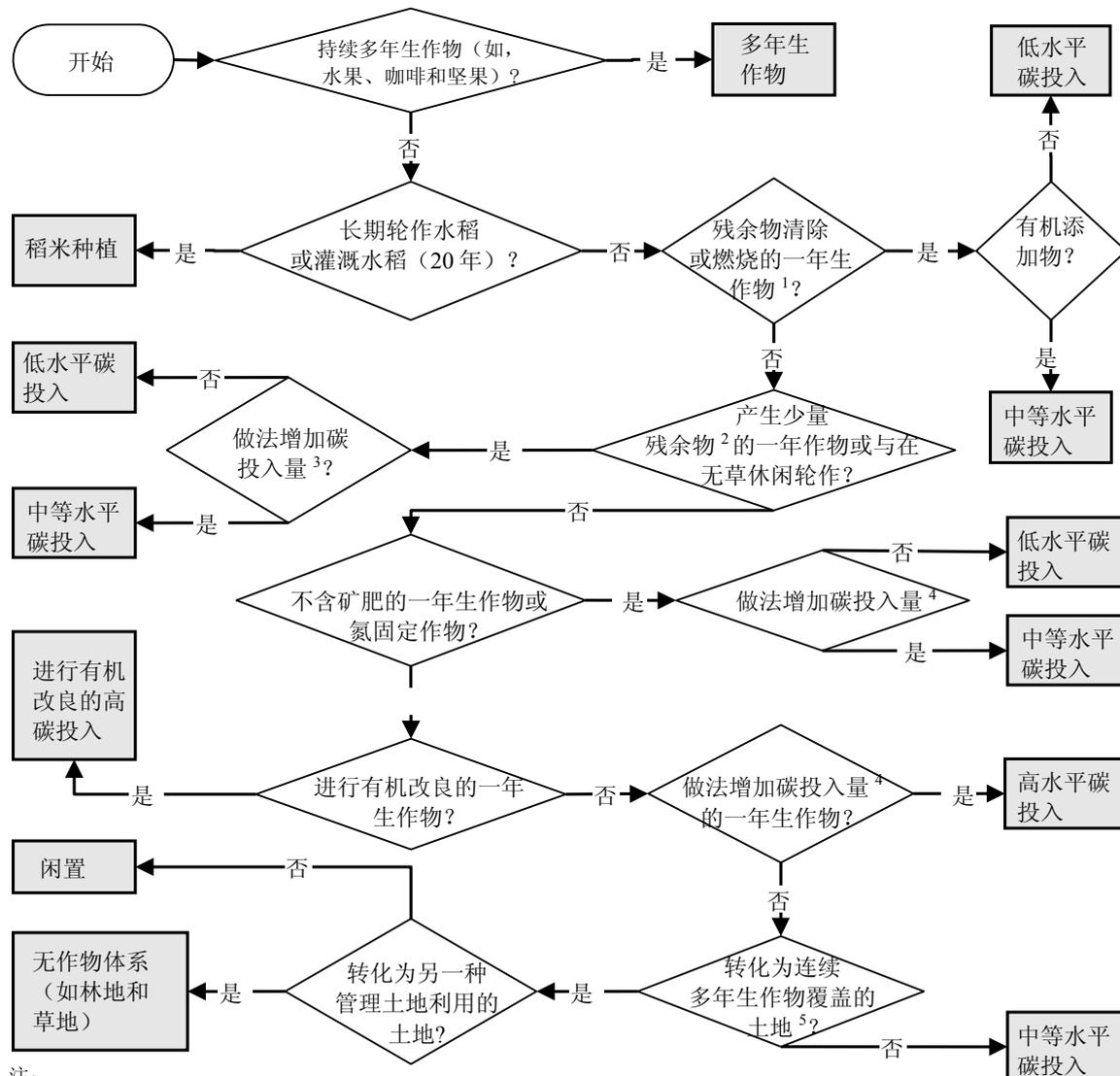
### 方法 2

如果可以获得充足的数据，方法 2 可能涉及管理系统的分层。这可能涉及按排水类别、作物类型（Freibauer, 2003 年）或耕作扰乱，细分一年生耕作系统。此外，方法 2 可以涉及对气候区进行更细的分层。

### 方法 3

相对于方法 1 和方法 2，用于有机土壤的方法 3 可能包括关于气候、土壤、地形和管理数据的更详细的数据，但是确切要求将取决于模式或测量设计。

图 5.1 农田系统分类方案为了将农田管理系统分类，清单编制者应该从顶端开始并顺着流程图回答问题（如果答案为肯定的，越过分枝），直到达到流程图的末端。分类流程图与表 5.5 中的缺省库变化因子保持一致。按耕作方法进一步细分碳投入类别（即低、中等、高和用有机添加物的高投入）。



注：

1. 一般不包括田间放牧的残余物。
2. 例如，棉花、蔬菜和烟草。
3. 增加碳投入量使其超过低残留量品种一般产生的量，其方法有添加有机物、种植保护作物/绿肥和作物/牧草混作系统。
4. 通过加强残余物生产提高碳投入的方法，如灌溉、种植保护作物、绿肥、植被性休耕、种植产生大量残余物的作物和混合作物体系。
5. 多年生作物覆盖不常收获。

注：仅考虑用于至少三分之一轮作种植序列的做法，如灌溉、剩余物燃烧/清除、使用矿肥、种植氮固定植物、添加有机物种植保护作物/绿肥、种植低残余物作物或休耕。

### 5.2.3.4 方法 1 计算步骤

#### 矿质土壤

矿质土壤上仍为农田的农田的  $SOC_0$  及  $SOC_{(0-T)}$  和每公顷土壤碳库净变化的估算步骤如下所示：

**步骤 1：**依据活动数据的收集年份，将数据分进清查时间段（例如，1990 至 1995 年，1995 至 2000 年，等。）

**步骤 2：**按第一次清查期初期国内的矿质土壤类型和气候区，确定仍为农田的农田的量。清查时期的第一年将取决于活动数据的时间步骤（0-T；例如 5、10 或 20 年前）。

**步骤 3：**采用图 5.1 将农田分为适当的管理系统。

**步骤 4：**根据气候和土壤类型，分配来自表 2.3 中天然参考碳库值（ $SOC_{参考}$ ）。

**步骤 5：**根据管理分类（步骤 2），为每一农田分配土地利用因子（ $F_{LU}$ ）、管理因子（ $F_{MG}$ ）和碳投入水平（ $F_I$ ）。 $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$  和  $F_I$  值见表 5.5。

**步骤 6：**将这些因子（ $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$ 、 $F_I$ ）与参考土壤碳库（ $SOC_{参考}$ ）相乘，以估算清查时期的“初始”土壤有机碳库（ $SOC_{(0-T)}$ ）。

**步骤 7：**采用相同的天然参考碳库（ $SOC_{参考}$ ）重复步骤 1-5，估算最终土壤有机碳库（ $SOC_0$ ），但是需要采用可代表清查最后一年（0 年）条件的土地利用、管理和投入因子。

**步骤 8：**估算仍为农田的农田上土壤有机碳库中的年均变化（ $\Delta C_{矿质}$ ），方法是将最终土壤有机碳库（ $SOC_0$ ）减去“初始”土壤有机碳库  $SOC_{(0-T)}$ ，然后除以库变化因子的时间依赖（即采用缺省因子为 20 年）。如果清查期超过 20 年，那么除以最终和初始之间的差额。

**步骤 9：**如果存在附加清查时间段（例如，1990 至 2000 年，2001 至 2010 年等），重复步骤 2-8。

下文给出了矿质土壤上仍为农田的农田的数据例子，采用了公式 2.25 和缺省参考碳库（表 2.3）和库变化因子（表 5.5）。

**样例：**下述例子显示如何计算农田总面积的土壤碳库变化。暖温带湿润气候条件下的松软土，有 100 万公顷的永久性一年生作物农田。该区域的天然参考碳库（ $SOC_{参考}$ ）是 88 吨碳/公顷。在清查计算期开始时（在本例中，清查期为 1990 年的 10 年前），农田系统的分布是 40 万公顷碳投入水平低、充分耕作的一年生作物农田和 60 万公顷中等投入水平、充分耕作的一年生作物农田。这样，该面积的初始土壤碳库为： $40 \text{ 万公顷} \cdot (88 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 0.69 \cdot 1 \cdot 0.92) + 60 \text{ 万公顷} \cdot (88 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 0.69 \cdot 1 \cdot 1) = 58.78 \text{ 百万吨碳}$ 。清查时期的最后一年（本例中，最后一年指 2000 年），有：20 万公顷低碳投入水平、充分耕作的一年生作物，70 万公顷中等碳投入水平、减少耕作的一年生作物和 10 万公顷中等碳投入水平、无耕作的一年生作物。这样，清查时期的总土壤碳库为： $20 \text{ 万公顷} \cdot (88 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 0.69 \cdot 1 \cdot 0.92) + 70 \text{ 万公顷} \cdot (88 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 0.69 \cdot 1.08 \cdot 1) + 10 \text{ 万公顷} \cdot (88 \text{ 吨碳/公顷} \cdot 0.69 \cdot 1.15 \cdot 1) = 64.06 \text{ 百万吨碳}$ 。这样，该时期内整个面积的年均碳库变化为： $64.06 - 58.78 = 5.28 \text{ 百万吨}/20 \text{ 年} = \text{每年土壤碳库增加 } 264 \text{ 000 吨碳}$ （注：20 年是库变化因子的时间依赖，即因子表述 20 年的年变化率）。

#### 有机土壤

排水有机土壤的土壤碳损失的估算步骤，如下所述：

**步骤 1：**依据收集活动数据的年份，将数据分进清查时间段（例如，1990-1995 年，1995-2000 年，等。）

**步骤 2：**确定每一清查时期最后一年有机土壤上仍为农田的农田的总量。

**步骤 3：**依据气候分配用于二氧化碳年度损失的合适排放因子（EF）（来自表 5.6）。

**步骤 4：**将所有气候区的面积（A）与排放因子（EF）相乘，并求和，得以估算总排放量。

**步骤 5:** 对于附加清查时期，重复各步骤。

下文给出了排水有机土壤上关于 *仍为农田的农田* 的数据示例，采用公式 2.26 和缺省排放因子（表 5.6）。

**示例:** 下述例子显示如何计算总计农田总面积的土壤碳库变化。暖温带湿润气候条件下的有机土，有 40 万公顷的永久一年生作物农田的排水有机土壤。这种气候的排放因子为 10.0 吨碳/公顷/年。因此，清查时期内有机土壤的土壤年度碳库变化为：40 万公顷 • 10.0 吨碳/公顷 = 4.0 百万吨碳/年。

### 5.2.3.5 不确定性评估

土壤碳清单中存在三大类不确定性来源：1) 土地利用及管理活动和环境数据中的不确定性；2) 如果采用方法 1 或方法 2（仅矿质土壤）时参考土壤碳库中的不确定性；3) 有关方法 1 或方法 2 库变化/排放因子中的不确定性，方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差，或者与方法 3 基于测量清单相关的测量误差/抽样变率。一般说来，清单的精确度随着三大类别估算值抽样数的增加而提高（得到较小的置信区间），然而减少偏差（即提高准确性）很可能通过建立纳入国家特定信息的高层级清单。

对于方法 1，表 2.3 的脚注 1 提供了与参考碳库相关的不确定性，表 5.5 提供了库变化因子，表 5.6 提供了有机土壤排放因子。清单编制者需要处理土地利用和管理数据中的不确定性，然后使用适合的方法（如简单误差传播公式）与缺省因子和参考碳库（仅矿质土壤）的不确定性合并。如果对于活动数据采用土地利用面积的总计统计资料（例如，粮农组织数据），清查机构可能不得不采用土地面积估值的不确定性缺省级别（±50%）。对于清单编制者来说，*优良作法*是用国家特定活动数据取代缺省水平求出不确定性。

当应用到具体国家时，矿质土壤的缺省参考碳库和库变化因子以及有机土壤的排放因子可存在内在的高不确定性，特别是偏差。缺省值表示土地利用和管理影响或参考碳库全球平均值，可能与区域特定值不同（Powers 等，2004；Ogle 等，2006 年）。采用方法 2 求出国家特定因子或建立方法 3 国家特定估算系统，可以减少偏差。高层级方法的基本依据将是在国家或附近区域进行实验，研究土地利用和土壤碳管理的效应。此外，*优良作法*是：通过计算国内土地利用和管理影响中的明显差别（如气候区和/或土壤类型中的变异），甚至以降低因子估值的准确性为代价，以进一步最小化偏差（Ogle 等，2006 年）。对于报告库变化来说，偏差被认为更加困难，因为在不确定性范围中不一定捕捉了偏差（即如果因子中存在明显偏差，那么真实库变化可能在报告的不确定性范围之外）。

更完备的国家体系可以减少土地利用活动统计中的不确定性，如建立或扩展采用附加抽样地的基于地表的调查，和/或纳入覆盖更广的遥感。*优良作法*是设计可用充足的样本捕捉多数土地利用和管理活动的分类，以最小化国家一级不确定性。

对于方法 2，国家特定信息被纳入清单分析，以减少偏差。例如，Ogle 等（2003 年）采用国家特定数据构造 US 特定因子的概率分布函数，以及关于农业土壤的活动数据和参考碳库。*优良作法*是评价因子、参考碳库或土地利用及管理活动数据间的依赖性。尤其是，土地利用和管理活动数据中一般有很强的依赖性，因为管理做法在时间和空间上趋于相关。总合库变化/排放因子、参考碳库和活动数据中的不确定性，可以采用诸如简单误差传播公式或蒙特卡罗程序等方法，以估算土壤碳库变化的平均和标准偏差（Ogle 等，2003 年；Vanden Bygaart 等，2004 年）。

方法 3 更为复杂，简单误差传播公式可能无法有效量化与产生的估值相关的不确定性。蒙特卡罗分析可能可行（Smith 和 Heath，2001 年），但是如果模式参数过多（部分模式可能含数百个参数），此种分析可能很难执行，因为必须创建量化方差和参数间协方差的联合概率分布函数。还有其它方法，如基于经验的方法等（Monte 等，1996 年），这些方法采用来自监测网络的测量结果，以统计学角度评价测量结果和模式结果间的关联（Falloon 和 Smith，2003 年）。与建模方式所相反，基于测量的方法 3 清单中不确定性的确定可以参照抽样方差、测量误差和其它相关源的不确定性。

## 5.2.4 源自生物量燃烧的非CO<sub>2</sub>温室气体排放

来自仍为农田的农田中的非 CO<sub>2</sub> 排放（特别是 CH<sub>4</sub>、CO、NO<sub>x</sub> 和 N<sub>2</sub>O），通常与农业残余物的燃烧相关，后者随国家、作物和管理系统而变化。不必报告来自生物量燃烧的 CO<sub>2</sub> 排放，因为假设燃烧过程中释放的碳会在下一个生长季节被植被再吸收。

农业残余物就地烧除的百分比（可燃的燃料质量）的估算，应该考虑燃烧前动物消耗造成的残余物清除比例、田间衰减比例以及其它再部门使用比例（例如，生物燃料、家畜饲料、建筑材料等）。这对消除重复计算的可能性来说很重要。

来自仍为农田的农田中生物量燃烧的非 CO<sub>2</sub> 排放的估算方法，遵循第 2 章公式 2.27 的通用方程。估算应基于年度数据。

### 5.2.4.1 方法的选择

第 2 章图 2.6 中的决策树提供了选择应使用的适合层级的一般性指南。来自生物量燃烧的温室气体排放的估算方法要求使用公式 2.27（第 2 章）。在方法 1 下，活动数据通常被高度分解，燃烧和排放因子是第 2 章提供的缺省值。在方法 2 下，按气候区所分的主要作物类型的估值建立，一般采用国家特定残余物累积率和国家特定燃烧及排放因子估值。方法 3 是包含过程建模和/或详细测量的国家特定方法。

所有国家都应努力改进清查和报告办法，根据本国情况，尽可能采用高层级方法。如果仍为农田的农田的燃烧是关键类别，各国应该采用方法 2 或方法 3。

### 5.2.4.2 排放因子的选择

#### 方法 1

采用方法 1 的各国应该用表 2.4 中的缺省燃烧消费值 ( $M_B \times C_f$ ) 代替第 2 章公式 2.27 中的数量  $M_B$  和  $C_f$ 。表 2.5 为每种相关温室气体提供了应使用的缺省排放因子。

#### 方法 2

此方法是方法 1 的扩展，包括使用国家特定的可用燃料、燃烧和排放因子。各国可以根据作物生产统计资料以及作物产量和所产生残余物的比例，估算可用燃料的量。需要进行实地研究，以估算从田间清除的作物残余物（作为燃料或草料）比例和留下的不同耕作系统燃烧的残余物比例。各国应该侧重于将要燃烧的最重要作物或每公顷生物量和每单位土地排放水平相对高的系统（例如，甘蔗、棉花）。

#### 方法 3

此方法使用基于国家特定参数的模式，采用国家清单数据，以确保没有忽略作物残余物的燃烧。基于第 3 章所描述的抽样方法（附件 3A.3），方法 3 取决于在不同气候区和管理系统下，现场测量的不同耕作系统就地烧除的残余物量。各国应该优先建立国家特定燃烧和排放因子，以将被燃烧的最重要作物残余物作为重点。

### 5.2.4.3 活动数据的选择

#### 方法 1

活动数据包括农业残余物一般会被烧除的作物类型的土地面积估值。咨询国家农业政府部门协商则可以获得，例如，缺乏卫星图像的客观数据。各国还可以估算种植一年生作物生产的作物面积，以及每公顷平均产量的估值。如果不能获得国家估值，可以采用粮农组织统计资料。优良作法是利用国家来源交叉检验粮农组织数据。

#### 方法 2

在方法 2 下，各国应该采用按特定国家和作物管理系统特定的残余物累积率进一步分解的面积估值（例如，按气候区分的主要作物类型）。其完成可以采用更详细的年度或定期调查估算不同作物类别土地面积。应该将面积进一步分为相关亚类，以使表述的作物类型和气候区的所有主要组合，都有各自的面积估值。

#### 方法 3

方法 3 需要在国家以下一级分解到精细格网尺度的高分辨率活动数据。与方法 2 类似，按主要气候及土壤类别和其它模式中将使用的具有潜在重要性的区域变量（例如区域管理做法的模式），将土地面

积分为特定作物类型。各国应该努力获得空间明晰面积估值，以便完成农田的覆盖并确保面积没有被高估或低估。此外，空间明晰面积估值可以与当地相关排放率和管理影响相联系，以改进估值的精确度。用于不同耕作系统的面积数据应该与前些节（生物量、死有机物质）中所用的面积相一致，但是残余物可能只在总面积的某部分烧除。

#### 5.2.4.4 不确定性评估

通常会烧除残余物的每种作物类型的种植面积估值，可能有较高的不确定性。全球作物生产的统计资料，可能是间接估算种植面积的一种方法，如果不能基于每年更新此统计资料，可能会产生极大的不确定性。田间燃烧农业残余物比例的变量可能存在最大不确定性。如基于国家特定参数，方法 2 估值会更为精确。*优良作法*是提供国家特定燃烧和排放因子以及烧除面积的误差估值（即标准偏差、标准误差、范围）

### 5.3 转化为农田的土地

总体而言，土地总表面积的约 50% 通过直接人为活动进行了转换，20% 的土地生系统转为永久农田，为了作物种植和放牧等多种用途，世界上 25% 的森林已经被清除（Moore, 2002 年）。为了满足日益增长的食品和纤维需求，世界上部分地区的农田面积一直在增加。过去 20 年里，多数的农田扩张发生在东南亚、南亚部分地区、东非大湖地区和亚马孙流域。（千年生态系统评估，2005 年）根据环境有限集团的资料（<http://www.environmental.com.au/>），在同一时期，平均每年 1200 万公顷的热带森林被毁坏。20 世纪 90 年代，平均毁林率为 1460 万公顷/年。转化为农田是毁坏热带森林之后的一种主要土地利用变化。对于许多国家而言，*转化为农田的土地*上的温室气体的排放和清除可成为一种主要来源。估算*转化为农田的土地*上的年度温室气体排放和清除，包括以下几种：

- 估算所有碳汇和源的年度碳库变化：
  - 生物量（地上部和地下部生物量）；
  - 死有机物质（死木和枯枝落叶）；
  - 土壤（土壤有机质）。
- 估算地上部生物量和死有机物质燃烧所产生的非二氧化碳气体（CH<sub>4</sub>、CO、N<sub>2</sub>O、NO<sub>x</sub>）

#### 5.3.1 生物量

##### 5.3.1.1 方法的选择

本节为计算生物量中的碳库变化提供了指导意见，碳库变化产生于土地从自然条件和其它用途到农田转变（包括毁林和转变为农田的牧场及放牧地）。这些方法要求：根据土地利用调查时期内用途发生转变的土地面积估值，估算转变前后生物量库的碳。转化为农田的结果是：假设（在方法 1 中）主要的植被被完全清除并引起排放，导致生物量中的剩余碳的数量接近于零。某些类型的耕作系统在此后不久即种植，使得生物量中的碳储量增加。采用初始与最后生物量碳库之差来计算土地利用转化引起的碳库变化，并在随后的年份中，利用第 5.2.1 节（*仍为农田的农田*）中的方法来计算农田中多年生木质生物量的累积和损失。

*优良作法*是估算*转化为农田的土地*的碳库变化时考虑所有碳汇（即地上部和地下部生物量、死有机物质和土壤）。目前，尚无足够的信息来提供一种附有缺省参数的缺省方法，来估算死有机质池内碳库的变化。<sup>2</sup>除了在转化年份，死有机物质可能不太重要。假设农田中不存在死有机物质。此外，下面的方法只考虑地上部生物量中的碳库变化，因为可获得的多年生作物农田地下部碳库的数据有限。

<sup>2</sup> 应假定所有枯枝落叶和死木池（利用第 2 章 2.3.2 节中描述的方法进行估算）在土地转变后氧化。

《IPCC 指南》介绍了一些日益先进的替代办法，可纳入以下更详细数据：转变用途的土地面积、土地上的碳库，以及由于土地转化引起的碳损失。*优良作法*是采用合适的层级，根据关键源分析、数据的可获得性和国家情况。所有国家都应努力改进清查和报告方法，根据本国情况尽可能努力采用最高的层级。对于各国来说，如果*转化为农田的土地*中碳的排放和清除是一个关键类别，而且如果根据第 1 卷第 4 章概述的原则，生物量的亚类视为重要的话，*优良作法*是采用方法 2 或方法 3。各国应使用图 1.3 中的决策树来帮助选择方法。对许多国家而言，*转化为农田的土地*可能是关键类别，此外生物量还可能是关键源。

### 方法 1

方法 1 遵循第 4 章（林地）中的办法，估算为成为农田而清除的生物量数量，用转化前林地或草地生物量的平均碳库乘以一年内转变的面积。*优良作法*是全面核算所有转化为农田的土地。因此，本节详述该方法，以使它涵盖不同的初始利用，包括森林（但不局限于森林）。

第 2 章中的公式 2.15 概述了土地利用转化为农田的碳库变化一阶估算值的主要要素。估算每一转化类型的每公顷基础上的平均碳库变化。平均碳库变化等于初始土地利用的生物量清除引起的碳库变化（即用土地利用刚刚发生转变后生物量中的碳减去转变前生物量中的碳），加上转变后一年农田生长的碳库。必须仅阐述在土地利用转化中取代被清除植被的所有木本植被。*GPG-LULUCF* 将合并转变后生物量中的碳和转变后土地上生长的生物量中的碳为一个单项。本方法中，将它们分列为两项，即  $B_{\text{之后}}$  和  $\Delta C_g$  以提高透明度。

在方法 1，假设土地利用刚刚发生转化后的生物量碳库（ $B_{\text{之后}}$ ）为零，即在种植作物前土地上的植被完全清除。用在特定年份发生此种转变的土地面积估值乘以特定土地利用转化的每公顷的平均碳库变化。在随后年份中，将一年生作物的生物量变化视为零，因为一年生长的生物量中的碳增加为收获中的损失相抵消。多年生木本作物的生物量的变化计算遵循 2.3.1.1 节所述的方法（保持土地利用类别不变的土地中生物量碳库变化）。

方法 1 的缺省假设是，生物量中所有的碳通过就地或异地的燃烧或衰减过程损失到大气中。方法 1 的计算不区分因燃烧的立即排放与其它转化相关的损失。

### 方法 2

方法 2 的计算在结构上类似于方法 1，但有下列区别：首先，方法 2 主要依赖最初和最后土地利用中碳库的国家特定估值，而不是缺省值。*转化为农田的土地*的面积估算按较精细空间尺度的原始植被（例如，来自林地或草地）进行分解，以捕捉国家特定碳库值的区域与耕作系统差异。

其次，方法 2 可能修改刚刚发生转变后碳库为零的假定。这使各国能够顾及到这样一种土地利用发生转变的情况，即原始利用的土地上的植被只是部分而不是全部被清除。

第三，在方法 2 中，*优良作法*是：如可行，将碳损失分摊到燃烧和衰减过程。土地利用转化中的燃烧和衰减导致了  $\text{CO}_2$  的排放。此外，燃烧还会产生非  $\text{CO}_2$  微量气体的排放。通过将碳损失分摊到燃烧和衰减过程，各国还能够计算燃烧产生的非  $\text{CO}_2$  微量气体的排放（5.3.4 节）。

土地转化活动对 5 种碳库产生的直接影响可概述在一个扰乱矩阵中，矩阵说明了转化为农田后原始生态系统的池中碳的保持、转移和释放。扰乱矩阵可为每种池确定仍留在其中的碳比例以及转移到其它池的碳比例。小部分转移是可能的，并列示于表 5.7 的扰乱矩阵。扰乱矩阵确保所有碳汇核算的一致性。

采用公式 2.20 可估算转为死木和枯枝落叶的生物量。

### 方法 3

方法 3 类似于方法 2，但有下列区别：1) 各国不是依靠年均转化率，而是利用关于每年转变的土地的每种最初和最后用途的空间分解面积的直接估值；2) 碳密度和土壤碳库变化基于当地的特定信息，这可能使生物量与土壤间形成动态联系；3) 生物量材积基于实际清查得出。采用公式 2.20 估算土地利用转化后转为死木和枯枝落叶的生物量

表 5.7  
土地转化活动对碳汇影响的简单扰乱矩阵（方法 2）实例

到 \ 从	地上部生物量	地下部生物量	死木	枯枝落叶	土壤有机质	采伐的木材产品	大气	行的总和（必须等于 1）
地上部生物量								
地下部生物量								
死木								
枯枝落叶								
土壤有机质								

在矩阵的左边输入每一种池转入每列顶部所示池的比例。矩阵左边的所有池必须完全填满，这样每行的值加起来必定等于 1。不可能的转变用黑色标出。

### 5.3.1.2 排放/清除因子的选择

缺省方法所需的排放/清除因子为：初始土地利用转化为农田前后的碳库；以及农田生长一年后生物量碳库的生长。

#### 方法 1

主要为林地和草地的初始土地利用类别（ $B_{\text{之前}}$ ）中的缺省生物量碳库参见表 5.8。应该根据生物类型、气候、土壤管理系统等，获取不同林地或草地类别的初始土地利用碳库。假设在为农田利用进行整地时清除所有的生物量，这样  $B_{\text{之前}}$  的缺省值为 0 吨碳/公顷。

此外，需要转变后种植的作物在生长一年后的碳库值（ $\Delta C_G$ ）。表 5.9 提供了  $\Delta C_G$  的缺省值。分别提供一年生非木本作物和多年生木本作物的缺省值。对种植一年生作物的土地而言， $\Delta C_G$  的缺省值是每公顷 5 吨碳，它基于《IPCC 指南》最初建议的每公顷 10 吨干生物量（干生物量已在表 5.9 中换算为吨碳）。随着时间的变化，多年生木质生物量中碳的累积总量将超过一年生作物农田的缺省碳库。不过，本节提供刚转变后一年生长的缺省值，它给出的多年生木本作物的碳库通常低于一年生作物。

表 5.8  
因土地转化为农田而清除的缺省生物量碳库

土地利用类别	转化前的生物量碳库 (B <sub>之前</sub> ) (吨碳/公顷)	误差范围 <sup>#</sup>
林地	按气候区划分的各种森林类型的碳库，参见第 4 章 4.7 至 4.12 各表。库以干物质形式计量。用碳比例 (CF) 0.5 乘以各值，将干物质换算为碳。	参见 4.3 节 (转化为林地的土地)
草地	按气候区分列的各类草地的碳库，见第 6 章。	± 75%

表示名义误差估值，作为均值的百分比，相当于两倍标准偏差。

表 5.9  
转变后一年转化为农田的土地存在的缺省生物量碳库

按气候区划分的作物类型	一年后生物量中的碳库 (ΔC <sub>G</sub> ) (吨碳/公顷)	误差范围 <sup>#</sup>
一年生作物农田	5.0	± 75%
多年生作物农田		
温带 (所有水分状况)	2.1	± 75%
热带，干	1.8	± 75%
热带，湿润	2.6	± 75%
热带，湿	10.0	± 75%

表示名义误差估值，作为均值的百分比，相当于两倍标准偏差。

## 方法 2

方法 2 应包括一些因土地转化引起的生物量库和清除的国家特定估值，还应包括土地转化为农田后燃烧和衰减引起的就地和异地损失估值。可通过系统研究与国内土地利用和土地利用转化相关的碳含量和排放以及清除来作出上述改进，并根据国家特定条件重新审查缺省假设。

提供了因燃烧和衰减引起的排放的缺省参数。但是，鼓励各国制定国家特定系数以提高估计的准确性。对林地和草地转化就地燃烧的生物量比例，《IPCC 指南》采用的一般缺省值为 0.5。研究报告表明，这一部分的变率很大，可能低至 0.2 (Fearnside, 2000 年; Barbosa 和 Fearnside, 1996 年; Fearnside, 1990 年)。第 4 章 (林地) 提供了各种森林植被类别中就地燃烧的生物量比例的更新缺省值。这些缺省值应用于从林地到农田的转变。对于初始用途不是林地的土地，留在现场并燃烧的生物量比例的缺省值是 0.35。这一缺省值考虑到了研究，该研究表明该部分应处于 0.2 至 0.5 的范围 (例如，Fearnside, 2000 年; Barbosa 和 Fearnside, 1996 年; Fearnside, 1990 年)。优良作法是各国应采用 0.35，或这个范围内的其它值，但应就选择的依据提供文件证明。如没有关于带离现场并燃烧的生物量数量的缺省值；各国将根据本国数据来源得出一个比例。在第 4 章中 (林地)，由于燃烧而氧化的缺省氧化生物量比例是 0.9，如 GPG-LULUCF 先前的阐述。

估算衰减引起的排放的方法是：假设所有生物量在 10 年期间衰减掉。为了报告，各国有两种选择：1) 报告 1 年中衰减引起的全部排放，确认实际上它们是在 10 年期间发生的，以及 2) 每年报告一次衰减引起的所有排放，估算该速率为总量的十分之一。如果各国选择后一种办法，它们应给公式增加一个乘法因子 0.10。

## 方法 3

方法 3 中，用于测量和监测的所有参数应是国家界定值，以获取更准确的值而不是缺省值。还可以利用过程模式和衰减公式。

### 5.3.1.3 活动数据的选择

所有层级都要求估算转化为农田的土地面积。应采用相同的面积估值，计算*转化为农田的土地*上的生物量和土壤碳。较高的层级需要有面积的更大特异性。至少，应分别确定所有层级中转化为农田的林地和天然草地的面积。这意味着，至少部分了解了转化前的土地利用。如果将这些指南中第3章中方法一用于土地面积的确定，可能需要专家判断。

#### 方法 1

需要从初始土地利用（即林地、草地、定居地等）到最后作物类型（即一年生或多年生作物）转化为农田的面积（ $A_{\text{转为其它}}$ ）的各自估值。例如，各国应分别估算转化为一年生作物农田的热带湿润林地的面积、转化为多年生作物农田的热带湿润林地的面积、转化为多年生作物农田的热带湿润草地的面积，等等。但是为了允许其它池达到平衡并使土地面积估值总体保持一致，土地面积应在转化后保持转化类别 20 年（或者依据国家情况允许的其它时间段）。该方法假设面积估值基于一年的时间范围，如果按较长时间间隔的测量估值确定，可能需要在土地利用转化平均速率的基础上进行估算。如果各国没有这些数据，可将部分抽样外推至整个土地基础，或根据本国专家的判断，将历史性的转化估值在时间上外推。在方法 1 下的计算，诸如粮农组织数据库、《IPCC GPG 报告》和其它来源的国际统计资料，补充以可靠的假定，可用来估算每种初始土地利用*转化为农田的土地*的面积。对更高层级的计算，则采用特定国家数据来源估算从初始土地利用到最后作物类型的所有可能的转变。

#### 方法 2

*优良作法*是各国采用从初始土地利用到最后作物类型所有可能发生转变的实际面积的估值。通过分析土地利用和土地覆盖格局的定期遥感图像，通过定期进行关于土地利用格局的基于地面的抽样，或通过混合清查系统，可以实现土地面积的充分覆盖。如果可以获得部分较高分辨率的特定国家数据，鼓励各国利用根据可获的最佳知识所做的可靠假定来外推至整个土地基础。可根据本国专家的判断，将历史的转化估值在时间上外推。

#### 方法 3

用于方法 3 计算的活动数据应充分核算转变为农田的所有的土地利用，并加以分解以考虑国内各种不同的条件。分解可按行政区域（郡、省等）、生物群落、气候参数或这些参数的组合进行。在许多情况下，各国可能拥有关于土地转化多年趋势的信息（来自土地利用和土地覆盖的定期抽样或遥感清查）。需要建立定期土地利用变化矩阵，给出基于遥感和现场调查的分解水平下最初和最终土地利用面积。

### 5.3.1.4 方法 1 和方法 2 的计算步骤

#### 下文概述了采用缺省方法估算生物量中碳库变化 ( $\Delta C_B$ ) 的步骤

使用*转化为农田的土地*的工作表（参见附件 1，AFOLU 工作表），计算*转化为农田的土地*中生物量碳库的变化，如下所示：

**步骤 1：**输入报告年的农田亚类。5.2 节所用的农田亚类还可能用于填补工作表中适合的栏。

**步骤 2：**对每种亚类，输入转化为农田的土地的年度面积（ $A_{\text{转为其它}}$ ）。年度面积数据可从多种来源获得，如国家的林业部、农业部、计划部或测绘局。

**步骤 3：**对每种亚类，输入刚刚转化为农田后的生物量碳库（ $B_{\text{之后}}$ ），吨碳/公顷。生物量和碳数据可能为缺省值或国家特定值。

**步骤 4：**对于每种亚类，输入刚刚转为农田前的生物量碳库（ $B_{\text{之前}}$ ），吨碳/公顷。生物量和碳数据可能为缺省值或国家特定值。

**步骤 5：**当土地转化为农田时，计算转化类型的每公顷碳库变化（ $C_{\text{转化}}$ ）（公式 2.16）。

**步骤 6：**使用表 5.1 获得农田生长一年的碳库变化值（ $\Delta C_G$ ），以及损失引起的生物量碳的减少（ $\Delta C_L$ ）值。将值输入适合的栏中。

**步骤 7：**采用公式 2.15 计算*转化为农田的土地*中生物量中的年度碳库变化（ $\Delta C_B$ ）。

**步骤 8：**总和所有的生物量中年度碳库变化。

### 5.3.1.5 不确定性评估

#### 方法 1

这种方法的不确定性来源是采用了全球或国家的平均转变率，以及转化为农田的土地面积的估值。此外，依赖于初始和最后条件的碳库缺省参数也会造成相对较高程度的不确定性。这种方法的缺省值有着与自身相关的误差范围。利用出版的农林结合系统碳库研究成果汇编来求出 5.2 节中的缺省数据（Schroeder, 1994 年）。虽然缺省值是从多项研究中求出，但它们相关的不确定性范围未包括在出版物中。因此，根据专家判断，假设碳库的缺省不确定性水平为 $\pm 75\%$ 。对许多国家而言，*转化为农田的土地*可能是关键源类别，并应全力减少不确定性。

#### 方法 2

方法 2 至少使用一些国家界定的缺省值，这将提高估值的准确性，因为它们更能代表国家的相关状况。采用国家特定的数值将需要充分的抽样规模和/或通过专家判断来估算不确定性。此数据应与使用第 3 章的建议求出的活动数据的不确定性估值一起，用于本报告第 1 卷第 3 章阐述的不确定性分析办法。

#### 方法 3

来自土地利用和管理清查系统的活动数据应提供一个基础，以获取与土地利用变化相关的面积的不确定性估值。可利用蒙特卡罗程序结合排放和活动数据及其相关的不确定性，以估计整个清查的均值和置信区间。其不确定性可能少于其它层级，因为碳库变化的估值基于更多的测量和更完善的模式。

## 5.3.2 死有机物质

林地、草地、聚居地和其它土地利用类别都可能转化为农田，一般说来，除了农林结合系统，都只含少量或不含死木或枯枝落叶。为两种类型的死有机物质池提供了方法。1) 死木，及 2) 枯枝落叶。本报告第 1 章提供了关于这些池的详细定义。

死木是一个多变的池，在测量转为枯枝落叶、土壤或排放到大气中的速率的相关不确定性方面较困难。

枯枝落叶的累积取决于枯枝落叶脱落的量，包括所有的树叶、细枝条及小树枝、果实、花、和树皮，减去分解率。枯枝落叶的质量还受最后扰乱的时间和扰乱类型的影响。在农田发展的早期阶段，枯枝落叶迅速增加。诸如植被的采伐和燃烧等管理活动极大地改变枯枝落叶库，然而很少有研究明确记录管理对枯枝落叶碳所产生的效应。

一般说来，农田含少量或不含死木或枯枝落叶，因此通常假设这些池在转化后接近零，除了农林结合系统可能在农田或林地下计算，这取决于各国报告所采用的定义。很可能转化前许多土地利用也是如此，那么还可以假设转化前相应的碳池也为零。转化为农田的森林、农林结合系统和湿地是例外，以及聚居地（基于附近用途而非土地覆盖被确定为聚居地）周围的森林区域，这些情况下死有机物质池中可能含大量碳。

在较高级别方法下估算转化为农田的土地中的死有机物质中的碳库变化，要求使用两阶段的方式。在第一阶段中，经常会发生与土地利用变化相关的死有机物质的突然变化，特别是预定的以及与整地活动相关的变化（例如，清除和燃烧）。第二阶段考虑变为新的稳定状态系统的过渡期中衰减和累积过程。在部分时间点，农田生态系统应当在某一时间达到平衡，届时可视为*仍为农田的农田*并在此类别下阐述。过渡期应为 20 年，但部分国家可在较高级别下确定更准确的适合的过渡期。

为了计算过渡期，转化为农田的土地应该作为年度面积。也就是，在某一特定年发生转化的土地，应当在转化年份里用第一阶段方法进行计算，此后 19 年用第二阶段方法计算。在 20 年时期结束时，该特定年的土地面积加入在*仍为农田的农田*类别计算的面积。

### 5.3.2.1 方法的选择

第 2 章图 2.3 中的决策树为实施估算程序而选择适合层级提供帮助。估算死有机物质碳库的变化需要死木库变化和枯枝落叶库变化的估值（参阅第 2 章中的公式 2.17）。

将每种死有机物质池（死木和枯枝落叶）分开处理，但用于每个池的方法是相同的。

### 方法 1

方法 1 涉及估算每种土地转化类型的面积，仅利用主要转化类别（例如，林地转化为农田）。方法 1 下由于其它土地转化为农田引起的死木和枯枝落叶池中碳库的迅速和突然变化（第一阶段），采用第 2 章中的公式 2.23 进行估算。公式 2.23 中的  $C_0$  可能为零而无需划分  $T_{om}$ 。方法 1 缺省假设为清除所有转化中的死木和枯枝落叶，并且在*转化为农田的土地*上没有死木或枯枝落叶保留或累积。认为这种假设不正确的国家（例如，普遍施行刀耕火种农业的国家），当计算转化为农田的土地时鼓励其采用较高级方法。此外，假设农田在转化后的第一年达到稳定状态的生物量。因此，就方法 1 而言，第二阶段没有过渡期，并且转化为农田的土地算入转化后第二年的*仍为农田的农田*。

多数系统不存在死木或枯枝落叶的缺省值。没有关于森林死木的全球缺省值，但存在关于枯枝落叶的值（第 2 章中的表 2.2）。这些值以吨碳/公顷计量，不以枯枝落叶库计量。各国应该进行最佳估算并采用来自林业和农业研究机构的当地数据，以提供转化前初始系统中死木和枯枝落叶的最佳估值。

### 方法 2

方法 2 要求使用与方法 1 所用数据相比进一步分解的数据。应该按管理制度报告活动数据。方法 2 也采用上文所介绍的两阶段方式。

如上文生物量相关节中所建议，土地转化活动对五种碳库的直接影响可概述在一个扰乱矩阵中。扰乱矩阵说明了转化为农田后，原始生态系统的池中碳的保持、转移和释放。扰乱矩阵可确定仍留在该池中的碳库比例和转移到其它池的碳比例。可能有小部分转移，并列示在表 5.7 的扰乱矩阵中。扰乱矩阵的使用可确保所有碳汇核算的一致性。

采用方法 1 中所介绍的第 2 章公式 2.23，估算方法 2 和方法 3 下由于其它土地转化为农田引起的死木和枯枝落叶碳库的立即和突然变化。在过渡期，增加或损失碳的池经常呈现非线性损失或累积曲线，可通过连续转移矩阵来表示。对于方法 2，可以假设一个线性变化的函数；基于此方法的方法 3 应该采用曲线的真实形状。这些曲线应当用于报告年转移的每种土地面积，以估算死木和枯枝落叶碳池中的年度变化。

对于计算转移阶段死木和枯枝落叶碳变化，提供两种方法：

**方法 1**（亦称为 **增加-损失方法**，第 2 章中的公式 2.18）：方法 1 涉及估算每种土地转化类型的面积，转入及转出死木及枯枝落叶库的年均转移量。这要求估算*转化为农田的土地*的面积要根据以下几点：即不同气候或农田类型；管理制度，或明显影响死木和枯枝落叶碳库的其它因素；依据不同的农田类型，每公顷土地上转为死木和枯枝落叶库的生物量的数量，以及由死木和枯枝落叶库转为生物量的数量。

**方法 2**（亦称为 **库-差别方法**，第 2 章中的公式 2.19）：方法 2 涉及*转化为农田的土地*的面积估算，以及两个时间期（ $t_1$  和  $t_2$ ）的死木和枯枝落叶库量的估算。用库变化除以两次测量的时段（年），得到清查年死木和枯枝落叶库的变化量。对于进行定期清查的国家，库差别方法是可行的。此方法更适合采用方法 3 的国家。当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于农田永久样地和/或模式的详细清单。

### 方法 3

对于方法 3，国家应当建立自己的方法学和参数，以估算死有机物质的变化。这些方法可能来自上文描述的具体方法，或者可能建立在其它办法的基础上。采用的方法需要明确记录。

方法 2 可能适合采用方法 3 的国家。当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于草地永久样地和/或模式的详细清单。

## 5.3.2.2 排放/清除因子的选择

**碳比例**：死木和枯枝落叶的碳比例是变化的，并且取决于分解的阶段。木材的变化比枯枝落叶的小的多，可采用值为 0.50 吨碳/吨干物质的碳比例。

### 方法 1

对于方法 1，假设转化为农田的土地中死木和枯枝落叶碳库在转化中全部损失，并在转化后农田中没有累积新的死有机物质。一些国家含有大量死木或枯枝落叶组分（例如，清除土地上的刀耕火种系统、农林结合系统等）其它生态系统大量转化为农田，鼓励它们建立国内数据以量化这种影响并在方法 2 或方法 3 下进行报告。

## 方法 2

对于部分转化类别，如果不能获得国家或区域值，*优良作法*是结合缺省值，采用关于不同农田类别中死木和枯枝落叶的国家一级数据。从被采伐的活体树转移到采伐残余物的碳的国家特定值，以及分解率，在方法 1（增加-损失方法）的情况下，或死有机物质池中的净变化，在方法 2（库-差别方法）的情况下，可以获自国内扩展系数，同时考虑农田类型、生物量利用率、采伐做法和采伐活动中损坏的植被量。扰乱状况的国家特定值应当从科学研究中求出。

## 方法 3

国家一级分解的死有机物质碳估值应该确定为国家土地利用清单，国家一级模式的组成部分，或者来自专项温室气体清单项目，遵循第 3 章附件 3A.3 所示的原则进行定期抽样。清单数据可以结合模式研究以捕捉所有农田碳汇的动态。

方法 3 提供比低层级方法更为确定的估值，并且表明各个碳汇之间的重要联系。部分国家已经建立了扰乱矩阵，此类矩阵为每种类型的扰乱提供了不同池中碳的重新分配方式。模拟死有机物质碳动态平衡的其它重要参数是衰减率，衰减率可随木材和小气候条件，以及整地过程而变化（例如控制的散烧或堆积燃烧）。

### 5.3.2.3 活动数据的选择

活动数据应与用于估算转化为农田的土地面积上生物量变化的活动数据相一致。按照第 3 章中所列的一般原则，及通过国家统计资料先前的描述，可从森林机构、资源保护机构、市政当局和测绘机构获得活动数据。应进行交叉检验以确保每年转化土地表述的完整性和一致性，避免遗漏或重复计算。数据应按一般气候类别和农田类型进行分解。方法 3 清单需要新农田营造的更全面信息，信息涉及细分的土壤类别、气候及空间和时间分辨率。发生在超过所选过渡期年份上的所有变化，应该包括在超过过渡期（缺省为 20 年）的转变中，报告为 *仍为农田的农田* 的亚类。

所有方法都要求估算转化为农田的土地面积。用于生物量计算、死有机物质和土壤碳估值的面积数据应该相同。如有必要，可累积土地分析中所用的面积数据，以匹配生物量较低层级估值所需的范围；但在较高层级下，分层应考虑主要土壤类型。应该采用第 3 章介绍的方法获得面积数据。高层级方法要求更详细的数据，但是应该符合《IPCC 指南》的最低清单要求为：可分别确定转化森林的面积。这是因为在转化之前森林通常碳密度较高。这意味着可能需要至少部分了解了土地利用变化矩阵，因此当采用第 3 章的方法一和方法二估算正在利用的土地面积时，可能需要附加调查来确定正从林地转化为农田的土地面积。如第 3 章所指出的，当调查正在建立时，通常直接确定转化的面积比估算不同时间特定利用下总土地面积的差别更为准确。

### 5.3.2.4 方法 1 和方法 2 的计算步骤

#### 方法 1

**步骤 1:** 确定将用于本评估的转化土地类别以及各年转化的代表面积 ( $A_{on}$ )。应该采用第 3 章介绍的方法获得面积数据。高层级要求更详细的数据，但是当采用方法 1 时，符合《IPCC 指南》的最低的清单要求为：可分别确定转化森林的面积。

**步骤 2:** 对于每种活动类别，（分别）确定转化前每公顷的死木和枯枝落叶库 ( $\Delta C_o$ )。

**步骤 3:** 对于每种活动类别，（分别）确定转化后每公顷特定农田类型的死木和枯枝落叶库 ( $\Delta C_n$ )。对于方法 1，假设转化后的死木和枯枝落叶库为零。

**步骤 4:** 通过最终库量减去初始库量，计算每种转化类型的每公顷死木和枯枝落叶库的净变化负值表明库的损失。

**步骤 5:** 用库的净变化乘以此库中的碳比例（枯枝落叶为 0.40 吨碳/吨干物质，而死木为 0.50 吨碳/吨干物质），将各个库的净变化换算成以吨碳/公顷为单位。

**步骤 6:** 将每种碳库中的净变化与报告年中的转化面积相乘，以得到死木和枯枝落叶中的年度碳库变化 ( $\Delta C_{死有机物质}$ )。

#### 方法 2

**步骤 1:** 确定转化土地的类别以及各年转化的代表面积。当计算处于转变阶段的土地时，需要每种类别不同转化阶段的代表面积。

**步骤 2：突然变化**

- 确定将用于本评估的活动类别和代表面积。类别包括转化类型的定义，以及先前土地覆盖管理和农田管理的性质（如果适用），例如：“热带季节性采伐森林转化为谷物作物农田”。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化前每公顷的死木和枯枝落叶库。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化为农田一年后的每公顷死木和枯枝落叶库。
- 通过用最终库量减去初始库量，计算每种转化类型的每公顷死木和枯枝落叶库的净变化。负值表明了库的损失。
- 如方法 1 所述，将各个库中的净变化换算成以吨碳/公顷为单位。
- 用各个碳库中的净变化乘以报告年中转化的面积。

**步骤 3：过渡变化**

- 确定将用于本评估的活动类别和土地群以及代表面积。类别包括转化类型的定义，以及先前土地覆盖管理和农田管理的性质（如果适用），例如：“热带季节性采伐森林转化为家畜牧场（使用外来草种）”
- 目前处于过渡阶段（转化和新的状态稳定的耕作系统之间）的所有土地群，采用方法 1（增加-损失方法）或方法 2（库-差别方法）（参见下文）来确定按活动类别所列的死木和枯枝落叶库（分别）的年变化率。
- 确定前一年土地面积中死木和枯枝落叶的库（通常来自之前的清单）。
- 将前一年的库加上净变化率，以计算每一土地群的死木和枯枝落叶库的变化。
- 如方法 1 所述，将各个库中的净变化换算成以吨碳/公顷为单位。
- 用每种碳库的净变化乘以报告年的每一土地群面积。

**方法 1（增加-损失方法；参见第 2 章中的公式 2.18）**

- 确定死木和枯枝落叶的各自年均投入量。
- 确定死木和枯枝落叶各自的年均损失量。
- 用投入量减去损失量，确定死木和枯枝落叶中的净变化率。
- 方法 2 要求使用国家特定和耕作系统特定的库变化因子，并且应该采用可获的最佳当地数据（并成文归档）。

**方法 2（库差别方法；参见第 2 章中的公式 2.19）**

- 确定清查时间间隔，清查初期以及清查末期的平均死木和枯枝落叶库
- 采用这些数字计算死木和枯枝落叶库中的净变化，通过用最终库减去初始库并除以清单间年数。负值表明了库的损失。
- 方法 2 要求使用国家特定和耕作系统特定的库变化因子，并且应该采用可获的（并成文归档）最佳当地数据。

**5.3.2.5 不确定性评估**

本节考虑与*转化为农田的土地*的清单估值相关的特定来源的不确定性。不确定性来源包括：土地面积估值、碳增加和损失、碳库、燃烧土地面积的比例和扩展系数的准确度。必须计算基本不确定性评估中所用的国家界定术语的误差估值（即标准偏差、标准误差和范围）。

**排放因子不确定性**

这些与先前土地利用上每单位面积枯枝落叶和死有机物质库的相关不确定性估算是相同的。当假设农田枯枝落叶和死有机物质池的碳密度为零时，不需要估算不确定性。如果不是这种情况，不确定性评估应当通过分析当地数据，并且都应该大于系数 2。

**活动数据不确定性**

采用第3章中的方法应可获得面积数据和不确定性估值。方法2和方法3还可采用高分辨率活动数据，如本国境内不同气候区或农田管理系统的面积估值。这将降低与定义在相同分辨率下的碳累积因子相关的不确定性水平。

### 5.3.3 土壤碳

土地通常从天然土地、管理林地和草地转化为农田，但有时转化也会发生于湿地和少量聚居地。不论何种土壤类型（即，矿质或有机），多数情况下，土地转化为农田会导致转化后数年间的土壤碳损失（Mann, 1986年；Armentano和Menges, 1986年；Davidson和Ackerman, 1993年）。可能的例外是，对先前旱地的灌溉以及退化土地向农田的转化。

估算土壤碳库变化的一般信息和指南见第2章2.3.3节（包括公式），需要先阅读该节，再考虑阅读关于农田土壤碳库的具体指南。采用公式2.24（第2章）估算转化为农田的土地上土壤碳库总变化，此公式总合了矿质土壤和有机土壤的土壤有机碳库（SOC库）变化；以及土壤无机碳汇的有关碳库变化（仅方法3）。本节提供了估算土壤有机碳库变化的具体指南；土壤无机碳的讨论，参见2.3.3.1节（下文农田一节的讨论中，未提供额外指南）。

为了说明与转化为农田的土地相关的土壤碳库变化，各国至少需要清查期转化为农田的土地的面积估值。如果土地利用和管理数据有限，如粮农组织统计资料的总计数据，可以与国家专家关于正在转化的土地利用类型大概分布和相关管理的知识一起，用作开始点。如果先前土地利用和转化未知，仍然可以采用仍为农田的农田中提供的方法计算土壤有机碳库的变化，但当前年份农田的土地基础面积可能与清查初始年有所不同。然而，重要的是在清查时间段中所有土地利用部分的土地总面积不变（例如，假如在清查期内700万公顷的林地和草地转化为农田，意味着清查的最后一年农田将增加700万公顷，而林地和草地在最后一年相应地减少700万公顷）。按照气候区域和主要土壤类型将转化为农田的土地进行分层，也可以根据缺省或国家特定分类进行。此分类的完成可采用吻合气候和土壤地图，结合土地转化位置的相关空间明晰数据。

#### 5.3.3.1 方法选择

采用方法1、2或3建立清单，每一连续层需要获得比前一层更详细的资源。还有可能各国采用不同的层级编制各个土壤碳亚类的估值（即矿质土壤和有机土壤中土壤有机碳库变化；以及与土壤无机碳汇相关的库变化）。2.3.3.1节（第2章）中提供了用于矿质土壤（图2.4）和有机土壤（图2.5）的决策树，用以帮助清单编制者选择其土壤碳清单的适合层级。

#### 矿质土壤

##### 方法1

可采用第2章中的公式2.25估算土地利用转化为农田的矿质土壤的土壤有机碳库变化。对于方法1，从缺省参考土壤有机碳库（SOC<sub>参考</sub>）和缺省库变化因子（ $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$ 、 $F_I$ ）中计算初始（转化前）土壤有机碳库（SOC<sub>(0-T)</sub>）和清查期最后一年的碳库（SOC<sub>0</sub>）。通过用库之间的差额（一段时间）除以农田库变化因子的时间依赖（D），估算库的年变化率（缺省为20年）。

##### 方法2

用于矿质土壤的方法2亦采用公式2.25（第2章），但纳入了国家特定参考碳库和/或库变化因子，也可能纳入更加细分的土地利用活动和环境数据。

##### 方法3

方法3涉及更详细的国家特定模式和/或基于测量的方法，以及高度分解的土地利用和管理数据。方法3估算土地利用转化为农田所引起的土壤碳变化，可能采用模式、数据集和/或监测网络。如果可能，建议将方法3与生物量清除和（包括碎木片和枯枝落叶）清除后处理的植物残余物估值结合，因为剩余物清除和处理（例如燃烧、整地）的变化会影响土壤有机质形成的碳投入以及分解和燃烧产生的碳损失。重要的是，模式的评价采用在国家或特定区域现场位置进行的独立观测，可表述转化后土壤碳库变化上气候、土壤和森林类型/管理间的相互作用。

## 有机土壤

### 方法 1 和方法 2

清查期内有机土壤上*转化为农田的土地*与长期耕种的有机土壤同样处理。采用方程 2.26（第 2 章）计算碳损失。方法 1 和方法 2 的附加指导意见可见*仍为农田的农田*一节（5.2.3 节）。

### 方法 3

方法 3 涉及更详细的国家特定模式和/或基于测量的方法，以及高度分解的土地利用和管理数据（参见上文矿质土壤部分的进一步讨论）。

## 5.3.3.2 库变化和排放因子的选择

### 矿质土壤

#### 方法 1

对于未管理天然土地，以及管理林地、聚居地和处于低扰乱状况的名义管理草地，假设土壤碳库等于参考值[即土地利用、扰乱（仅森林）、管理和投入因子等于 1]，但必须采用合适的库变化因子，以表述非参照条件的先前土地利用系统，如改良和退化的草地。亦必须采用合适的库变化因子，以表述投入和管理对新农田系统中土壤碳储量的影响。缺省参考碳库见表 2.3（第 2 章）。缺省库变化因子，参见相应的土地利用相关章。

土地利用暂时转化为农田的情况下，库变化因子见表 5.10，并代表作物休耕周期的平均土壤碳库，这取决于轮作系统中休耕（植被恢复）期的长度。成熟的休耕表示非农田植被（例如森林）为用作农田在再次清除前恢复到成熟或接近成熟状态的情况，而短期休耕，再次清除之前植被恢复达不到那种程度。如果已处于轮作状态的土地转变为永久农田（或其它土地用途），代表轮作的库变化因子将用于计算（第 2 章公式 2.25）“初始”碳库（ $SOC_{(0-T)}$ ）值。

因子值类型	层级	气候状况	IPCC 缺省值	误差 <sup>#</sup>	定义
土地利用	天然林地和草地 (未退化)	所有	1	NA	代表天然或长期，未退化和可持续管理的林地及草地
		热带	1	NA	
土地利用	轮作- 短期休耕	热带	0.64	± 50%	永久轮作，在这种情况下对热带森林或林区进行清除以便在短期内（例如 3-5 年）种植一年生作物，然后撂荒再生长。
	轮作- 成熟休耕	热带	0.8	± 50%	
土地利用、管理和投入	管理森林	(缺省值为 1)			
土地利用、管理和投入	管理草地	(缺省值见表 6.2)			
土地利用、管理和投入	农田	(缺省值见表 5.5)			

<sup>#</sup> 表示名义误差估值，作为均值的百分比，相当于两倍标准偏差。NA 表示“不适用”，在这种情况下因子值构成界定的参考值。

## 方法 2

国家特定库变化因子的估算大概是与方法 2 相关的最重要的内容。采用土地利用因子 ( $F_{LU}$ )，对照参考条件计算土地利用间土壤有机碳库的差别。然后用投入因子 ( $F_I$ ) 和管理因子 ( $F_{MG}$ ) 进一步修正新农田系统的碳库值。求取这些库变化因子的附加指导意见，见 5.2.3.2 节“仍为农田的农田”。参见推导其它土地利用类别库变化因子的特定信息的相应各节 (5.2.3.2 节“林地”，6.2.3.2 节“草地”，8.2.3.2 节“聚居地”和 9.3.3.2 节“其它土地”)。

在方法 2 中，亦可从国家特定数据中求出参考碳库。然而，所有土地利用中的参考值应该保持一致 (即林地、农田、草地、聚居地、其他土地)，因此开展 AFOLU 部门土壤碳的多个清查队伍必须协调合作。

## 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能有利于多变速率，多变速率可更准确地捕捉土地利用和管理效应。参见 2.3.3.1 节 (第 2 章) 进一步的讨论。

### 有机土壤

#### 方法 1 和方法 2

清查期内有机土壤上*转化为农田的土地*，与长期耕种的有机土壤同样处理。表 5.6 中给出了方法 1 排放因子，而方法 2 排放因子从国家或区域特定数据中求出。

#### 方法 3

恒定库变化率因子本身的估算不太可能有利于多变速率，多变速率可更准确地捕捉土地利用和管理效应。参见第 2 章 2.3.3.1 节进一步的讨论。

### 5.3.3.3 选择活动数据

#### 矿质土壤

##### 方法 1 和方法 2

为了估算土壤碳库的变化，应根据主要气候区和土壤类型将*转化为农田的土地*的面积估值进行分层。分层可以根据适合的气候与土壤地图的吻合，以及土地转化位置的相关空间明晰数据。第 3 章附件 3A.5 提供了缺省气候和土壤分类方案的详细介绍。关于土地利用/管理活动数据处理，土地利用各节均提供了具体信息 (4.2.3.3 “林地”，5.2.3.3 “农田”，6.2.3.2 “草地”，8.2.3.2 “聚居地”和 9.3.3.2 “其它土地”)。

评价*转化为农田的土地*对土壤有机碳库的影响的一个重要问题是：土地利用和管理活动数据的类型。采用方法 2 或 3 (参见第 3 章关于各种办法的讨论) 收集的活動数据，提供了确定*转化为农田的土地*的先前土地利用的基本依据。相反，总计数据 (第 3 章方法一) 仅提供清查期开始和结束时 (例如，1985 年和 2005 年) 的面积总量。方法一数据不足以确定特定转化。在这种情况下，所有农田将报告在*仍为农田的农田*类别中，实际上转化成为景观的步骤变化这使得所有土地部门间实现协调特别重要，以确保总土地基础长期保持不变，因为由于土地利用的变化每一清查年中单个部门内将损失和获得部分土地面积。

##### 方法 3

在方法 3 中动态模式的应用和/或基于测量的直接清查，相对于方法 1 或方法 2，需要关于气候、土壤、地形和管理数据组合的类似或更详细数据，但是确切要求取决于模式或测量设计。。

#### 有机土壤

##### 方法 1 和方法 2

清查期内有机土壤上*转化为农田的土地*，与长期耕种的有机土壤同样处理。5.2.3.3 节讨论了活动数据的指南。

##### 方法 3

与矿质土壤相似，方法 3 可能需要关于气候、土壤、地形和管理数据组合的更详细数据。相对于方法 1 或方法 2 而言，确切要求将取决于模式或测量设计。

### 5.3.3.4 方法 1 计算步骤

#### 矿质土壤

估算矿质土壤上转化为农田的土地的  $SOC_0$  和  $SOC_{(0-T)}$  以及每公顷土壤碳库的净变化的步骤如下：

**步骤 1：**按照活动数据收集的年份，将数据分入清查时期（例如，1990-1995 年，1995-2000 年等。）

**步骤 2：**按第一次清查时期开始时国内的矿质土壤类型和气候区，确定转化为农田的土地的量。清查时期的第一年取决于活动数据的时间步骤（0-T；例如 5、10 或 20 年前）。

**步骤 3：**对于转化为农田的草地，使用图 6.1 将先前的草地分为适合的管理系统。在方法 1 一级，其它土地利用不必分类。

**步骤 4：**根据气候和土壤类型，分配表 2.3 中的天然参考碳库值（ $SOC_{参考}$ ）。

**步骤 5：**根据管理分类（步骤 2）分配每一草地的土地利用因子（ $F_{LU}$ ）、管理因子（ $F_{MG}$ ）和碳投入水平（ $F_I$ ）。草地的  $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$  和  $F_I$  值见表 6.2。假设所有其它的土地利用值为 1。

**步骤 6：**将这些因子（ $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$ 、 $F_I$ ）乘以参考土壤碳库，以估算清查时期的“初始”土壤有机碳库（ $SOC_{(0-T)}$ ）。

**步骤 7：**采用相同的天然参考碳库（ $SOC_{参考}$ ），重复步骤 1-5，以估算最终土壤有机碳库（ $SOC_0$ ），但是需要采用代表清查最后一年（0 年）农田条件的土地利用、管理和投入因子。

**步骤 8：**用最终土壤有机碳库（ $SOC_0$ ）减去“初始”土壤有机碳库（ $SOC_{(0-T)}$ ），然后除以库变化因子的时间依赖（即，采用缺省因子为 20 年），以估算转化为农田的土地上土壤有机碳库中的年均变化（ $\Delta C_{矿质}$ ）。注：如果清查期超过 20 年，那么除以最后和初始时间之间的差额。

**步骤 9：**如果存在额外清查时间段（例如，1990-2000 年，2001-2010 年等），重复步骤 2-8。注意，转化为农田的土地这个名称将保留 20 年。因此，少于 20 年的清查期可能需要参考先前的清查期，以评价某一地块是否被视为转化为农田的土地或仍为农田的农田。

采用方程 2.25 和缺省参考碳库（表 2.3）以及库变化因子（表 5.5），下文给出了矿质土壤上转化为农田的林地的数例。

**示例：**对于热带湿润环境中的火山土壤上的森林： $SOC_{参考}=70$  吨碳/公顷。所有的森林土壤（和天然草地），库变化因子（ $F_{LU}$ 、 $F_{MG}$ 、 $F_I$ ）的缺省值都是 1；这样， $SOC_{(0-T)}$  是 70 吨碳/公顷。如果土地转化为一年生作物农田，实行集约耕作和低剩余物碳投入，那么  $SOC_0=70$  吨碳/公顷  $\bullet 0.48 \bullet 1 \bullet 0.91=30.9$  吨碳/公顷。这样，清查期内该面积土壤的年均碳库变化的计算为： $(30.9 \text{ 吨碳/公顷} - 70 \text{ 吨碳/公顷}) / 20 \text{ 年} = -2.0 \text{ 吨碳/公顷/年}$ 。

#### 有机土壤

计算步骤和示例与上文 5.2.3.4 节所描述的相同。

### 5.3.3.5 不确定性评估

转化为农田的土地的不确定性分析基本上与仍为农田的农田中的相同。存在三大类不确定性根源：1) 土地利用、管理活动和环境数据中的不确定性；2) 如果采用方法 1 或方法 2（仅矿质土壤），参考土壤碳库中的不确定性；3) 方法 1 或方法 2 中库变化/排放因子中的不确定性，方法 3 基于模式方式的模式结构/参数误差，或者与方法 3 相关的基于测量清单的测量误差/抽样变率。参见仍为农田的农田中不确定性一节的附加讨论（5.2.3.5 节）。

## 5.3.4 来自生物量燃烧的非 $CO_2$ 温室气体排放

对许多国家，非农田转化，特别是林地和草地到农田的转化，产生的温室气体排放可能是关键源类别。转化为农田的土地中的温室气体排放，产生于转化前初始土地利用类别中生物量和死有机物质

(DOM) 的不完全燃烧。CO<sub>2</sub> 排放算入新土地利用类别 (*转化为农田的土地*)。本节中最主要的非 CO<sub>2</sub> 排放产生于林地到农田的转化, 但亦可能是草地转化为农田的结果。由其它土地类别 (聚居地、湿地或其它土地) 到农田的转化的可能性极小。

在热带, 常见做法是相继烧除森林残余物, 直到多数 (或全部) 森林残余物和死有机物质被清除, 并且可以建立农业。在一些地方, 达到三次或四次燃烧是必要的。在林地转化为农田过程中, 被清除的部分地上部森林生物量可能转为采伐的木材产品, 并且一定的量可能从现场清除而用作燃木 (因而, 离场烧除) 保留下来的通常被现场烧除。

第 2 章 2.4 节描述了 *转化为农田的土地* 上火烧产生的 CO<sub>2</sub> 排放的估算方法。

如果未管理林地中土地利用发生了转化, 应报告其生物量燃烧的非 CO<sub>2</sub> 排放, 因为转化的土地被视为管理土地。

*转化为农田的土地* 中生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放应使用的估算方法, 与用于 *仍为农田的农田* 的方法基本上相同。

### 5.3.4.1 方法的选择

第 2 章图 2.6 的决策树给出了层级选择的指南, 供各国报告转化为农田的土地上非 CO<sub>2</sub> 排放时采用。发生大范围非农田转化的国家 (特别是从林地转化为农田), 应尽量采用方法 2 或方法 3。

方法选择与转化土地的烧除面积、可用燃料的质量以及燃烧和排放因子的国家数据的可获性直接相关。当采用较高层级时, 可用燃料质量的国家特定数据可用于表述: 因转化而清除的, 转化为采伐木材产品的 (如果适用), 为燃料使用和离场燃烧而清除的生物量的量。

只要 *转化为农田的土地* 中生物量燃烧产生的温室气体排放为关键类别, 各国都应尽量采用方法 2 或方法 3 进行报告。如果模式已经建立并经验证, 即便在 *转化为农田的土地* 并非关键类别的情况下, 各国亦应采用方法 3。

### 5.3.4.2 选择排放因子

#### 方法 1

燃烧的燃料质量对于估算温室气体排放至关重要。第 2 章 2.4 - 2.6 各表给出了支持估算方法 1 排放量的缺省数据。各国需要判断如何使其植被类型归入缺省各表所描述的广义植被类别。对于方法 1, 应假设在转化后会立即损失的先前土地利用类别中地上部生物量和死有机物质中的所有碳。转化前生物量的缺省值见与其各自土地利用类别相关各章 (例如, 林地的缺省因子见林地生物量相关各章)。非 CO<sub>2</sub> 排放的计算, 应采用燃料实际燃烧量的估值 (表 2.4)。

#### 方法 2

在方法 2 中, 应采用可用燃料质量的国家特定估值。在森林转化为农田的情况下, 应依据森林类型分解数据。应建立能更好反映国家条件 (气候区、生物群落、燃烧条件) 的燃烧和排放因子, 并提供不确定性范围。此外, 方法 1 假设在转化后立即损失地上部和死有机物质中的所有碳, 与方法 1 不同, 在方法 2 中应估算转移为采伐的木材产品和燃木 (离场燃烧) 的生物量, 以提供用于燃烧的燃料质量的更可靠估值。

#### 方法 3

方法 3 中, 对于转化为农田的不同土地类型, 估算 CO<sub>2</sub> 和非 CO<sub>2</sub> 排放所需的所有参数应由各国建立。

### 5.3.4.3 选择活动数据

估算来自生物量燃烧的非 CO<sub>2</sub> 排放所需的 *活动数据*, 系指这种活动所影响的面积。各国将转化为农田的面积分层为林地和草地转化, 因为从一种土地利用类别转为另一种, 可用于燃烧的燃料量可能变化很大。最重要的转化是从林地转化为农田, 因为每公顷包含着大量生物量。*优良作法* 是确保用于估算非 CO<sub>2</sub> 排放的面积数据与用于生物量和死有机物质相关各节的数据保持一致。

### 方法 1

采用方法 1 的各国应估算由初始土地利用（林地、草地等）转化为农田的面积。各国采用第 3 章的方法 1，应该尽量将不同土地利用类别的*转化为农田的土地*进一步分层。转化应每年估算。可采用每年转化为农田的面积与总种植面积的比例求出估值。估算此比例，可基于历史知识、本国专家的判断，和/或来自转化面积的抽样以及最终土地利用的评估。另外，可以采用如粮农组织等国际数据来源的数据求出估值，以估算每年转化的林地和草地面积，并采用专家判断估算此面积转化为农田的面积比例。

### 方法 2

如果可能，国家应对所有可能转化为农田的土地采用实际面积估值。与方法 1 相比，适当分辨率的多时遥感数据可提供土地利用转化的更佳估值。分析可能基于领土完全覆盖或所选择的代表性区域样本，从中可求出整个领土中转化为农田的面积估值。

### 方法 3

方法 3 中的活动数据应基于第 3 章中描述的方法 3，其中估算了每年转化为农田（从林地、草地或其它土地利用类别）的总面积。*优良作法*是以空间明晰的方式建立第 3 章所述的土地利用变化矩阵。应根据生物、气候、土壤、政治边界或这些参数的组合，将数据进行分解。

## 5.3.4.4 不确定性评估

### 方法 1

不确定性源自：（一）使用全球或国家平均转化速率或转化为农田的土地面积的粗略估值；（二）燃烧的转化面积的估值；（三）可用的燃料质量；及（四）燃烧和排放因子。提供了与排放和燃烧因子相关的不确定性，与（一）和（二）项的相关不确定性可能有着显著差异，这取决于估算它们所用的方法。

这些不确定性导致的燃烧面积估值超过 20%，并且单位面积的排放量在系数 2 之内（采用方法 1）是不可能的。

### 方法 2

相对于方法 1 和第 3 章的方法 1，使用产生自更可靠来源（遥感数据、抽样方式）的面积估值可提高准确性。这些来源亦可提供转化和燃烧面积的更佳估值。将转化为采伐的木材产品的生物量，或现场清除的生物量（作为燃木），以及留在现场将衰减掉的生物量考虑在内，可消除估值中的偏差（高估）。如果结合误差范围（以标准偏差的形式），排放或燃烧因子的估值，可用来评估转化为农田的土地的相关不确定性。

### 方法 3

不确定性较小，取决于遥感和实地调查、所用的模式方法以及相关数据输入的准确性。

## 5.4 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

这里所列的资料对于第 1 卷提供的相关问题的一般指南，是一种补充。

### 5.4.1 完整性

#### 方法 1

对于方法 1 而言，完整的农田清单包括三个要素：1) 已经估算了清查期内所有*转化为农田的土地*以及*仍为农田的农田*上生物量燃烧引起的碳库变化和非 CO<sub>2</sub> (CH<sub>4</sub>、CO、N<sub>2</sub>O、NO<sub>x</sub>) 排放，2) 清单分析考虑了方法 1 中所描述的所有管理做法的影响，3) 分析说明了影响排放和清除的气候和土壤变量（如方法 1 所描述的）。

后两种要素要求将管理系统分配到农田面积中，并按气候区和土壤类型分层。*优良作法*是除了对生物量燃烧，还对于生物量和土壤池（如果这些源类别需要分类），各国亦采用相同的面积分类。这可确保一致性和透明性，并允许有效利用土地调查和其它数据收集工具，可明确联系生物量和土壤池中 CO<sub>2</sub> 与清除，以及生物量燃烧产生的非 CO<sub>2</sub> 排放。

估算生物量和土壤碳库，农田清单应当考虑土地利用变化（*转化为农田的土地*）和管理的影响。然而，在部分情况下，活动数据或专家知识可能不足以估算农林结合、作物轮作做法、耕作方法、灌溉、粪肥施用、残余物管理等产生的影响。在这些情况下，各国可进行仅涉及土地利用的清查，但是结果会不完整，在报告文件中必须明确标明遗漏的管理做法以保持透明性如果有遗漏，*优良作法*是为未来清单收集附加活动数据，特别是生物量或土壤碳为关键源类别时。

对于温室气体排放和清除据信可忽略不计或长期不变的某些农田面积，可以不计算碳库变化，例如没有管理或土地利用变化的非木本作物农田。在这种情况下，*优良作法*是各国归档并解释遗漏原因。

对于生物量燃烧，应估算所有主要作物残余物类别的非 CO<sub>2</sub> 温室气体，注意计算因能源生产等其它目产生的田间残余物的清除量，以及收获与燃烧活动期间因放牧和分解引起的残余物的损失量。当林地转化为农田时，应包括死有机物质燃烧和清除的树木生物量产生的排放。

## 方法 2

完整的方法 2 清单与方法 1 有着相似的要素，但是纳入了国家特定数据：估算碳库变化因子、参考土壤碳库、残余物估值（燃料载量）、生物量燃烧的燃烧和排放因子；并进行气候说明和土壤分类以及改善管理系统分类。此外，对于方法 2 清单，*优良作法*是纳入每一组分的国家特定数据。然而，如果总合了国家特定数据与方法 1 缺省值，清单仍然是完整的。

## 方法 3

除了方法 1 和方法 2 的考虑，方法 3 清单的完整性还取决于国家特定评估系统的组分。实际上，方法 3 清单能充分说明来自农田的排放和清除，使用了关于气候、土壤、生物量燃烧和管理系统的更多精细分析数据。对于清单编制者，*优良作法*是描述国家特定系统的要素并记录成文，说明方法和数据源的完整性。一旦明确了漏缺，*优良作法*是收集额外数据并进一步建立国家特定系统。

## 5.4.2 建立一致的时间序列

### 方法 1

对于评估排放或清除趋势，一致的时间序列不可或缺。为了保持一致性，编制者应在整个清查期应用相同的分类和因子，包括气候、土壤类型、管理系统分类，碳库变化因子、参考土壤碳库、残余物估值（可燃物载量）、燃烧因子和非 CO<sub>2</sub> 排放因子。为所有这些特性提供缺省值，这样，一致性应该不成问题。此外，土地基础也应长期保持一致，除了*转化为农田的土地*或转化为其它土地利用的农田。

整个清单中，国家应采用一致来源的土地利用、管理和生物量燃烧的活动数据。如果使用抽样方法，应在清查期间坚持使用，以确保方法一致。如果创建了亚类，各国应对如何定义它们保持明晰记录，并在清单中一致应用这些亚类。

在一些情况下，随着新信息的获得，长期内活动数据来源、定义或方法可能发生变化。清单编制者应确定数据或方法的变化对趋势的影响，如果影响被视为重大，应该采用第 1 卷第 5 章提供的方法再次计算整个时间序列的排放和清除量。

对于碳库变化，产生一致时间序列的一个重要要素是：确保在先前各报告期转化为农田的土地下报告的碳库与所报告的当前报告期仍为农田的土地库状况之间的一致性。例如，如果在先前报告期从林地转化为农田的土地上，50 吨地上部活生物量转化为死有机物质池，本阶段的报告必须假设这些土地的死有机物质池的开始碳库为 50 吨。

### 方法 2

除了方法 1 中讨论的问题，还有与采用国家特定信息相关的额外考虑。具体来说，*优良作法*是在整个清单中应用新值或从国家特定信息中得出分类，并重新计算时间序列。否则，碳库或生物量燃烧为正趋势或负趋势，可能部分起因于时间序列中某时间点的清单方法改变，但不代表真实的趋势。

可能无法获得整个时间序列的新的国家特定信息。在这些情况下，*优良作法*是证明因活动水平变化与国家特定数据或方法的更新所产生的影响。第 1 卷第 5 章列出了这些情况下进行重新计算的指导意见。

### 方法 3

与方法 1 和方法 2 相似，*优良作法*是在整个时间序列中应用国家特定估算系统。在整个清查期中，清查机构应使用相同的测量程序（抽样策略、方法等）和/或模式系统。

## 5.4.3 质量保证和质量控制

### 方法 1

*优良作法*是对农田清单数据实施质量保证/质量控制的内部和外部审查。内部评审应由负责清查的机构进行，而外部评审由未直接涉足清单编制的其它机构、专家和组织进行。

内部评审应着重于清单实施过程以确保：1) 已经将活动数据按气候区和土壤类型进行了合适的分层；2) 管理分类/说明已经适当应用；3) 已经将活动数据适当地转录至工作表或清单计算软件中；4) 已经适当地分配了库变化因子、参考土壤碳库、残余物估值（燃料载量）以及生物量燃烧和排放因子。质量保证/质量控制方法可能包括直观检查以及嵌入程序的功能，以核查数据输入和结果。总合统计资料也可能有用，如将工作表中的层面积相加，以确定它们是否与土地利用统计资料保持一致。总面积应该在清查期内保持不变，并且层面积应仅随土地利用或管理分类而变化（气候和土壤面积应保持不变）。

外部评审需要考虑清单方法的可靠性、清单文件的彻底性、方法的说明和整体的透明性。重要的是评估农田总面积是否真实，并且评审者应交叉检验不同土地利用类别（即林地、农田、草地等）的面积估值，以确保清查期内一国整个土地基础的总和每年都相等。

### 方法 2

除了方法 1 的质量保证/质量控制方法，清查机构还应该审查国家特定气候区、土壤类型、管理系统分类、碳库变化因子、参考碳库、残余物估值（可燃物载量）、燃烧因子和/或生物量燃烧的非 CO<sub>2</sub> 排放因子。如果采用基于直接测量的因子，清查机构应审查测量结果以确保它们代表环境和土壤管理条件的实际范围，而且是按照公认的标准制定的（IAEA, 1992 年）。如果可行，*优良作法*是将国家特定因子与情况可比的其它国家所用的方法 2 库变化和排放因子以及 IPCC 缺省值相比较。

鉴于排放和清查趋势的复杂性，外部审查应吸纳行业专家，以鉴评剩余可燃物载量估值、库变化因子、燃烧和排放因子以及国家特定气候区、土壤类型和/或管理系统详情。

### 方法 3

国家特定清单系统可能需要额外的质量保证/质量控制方法，但这取决于所建立的系统。*优良作法*是建立特定国家高级清单系统的具体质量保证/质量控制程序，将报告存档，包括报告文件中的总合结果。

## 5.4.4 报告及归档

### 方法 1

一般来说，*优良作法*是将生成国家清单估值所需的所有信息记录和归档。对于方法 1，清单编制者应将农田活动数据趋势和不确定性编制成文。关键活动包括土地利用变化、矿肥的使用、农林结合做法、有机添加物、耕作管理、轮作、残余物管理（包括燃烧）、灌溉方法、混作系统的范围、水稻系统中的水管理，以及土地利用变化。

*优良作法*是将下述真实数据库存档：诸如农业普查数据和数据的处理程序（例如，统计资料计划）；分类所用的定义或总计活动数据；以及将活动数据按气候区和土壤类型进行分层的程序（用于方法 1 和方法 2）。应当将为产生结果所制作的输入/输入文件与工作表或清单软件一起存档。

当活动数据不能直接从数据库中获得或多种组合数据集总合时，应说明求取活动数据所用的信息、假设和过程。此归档文件应包括数据收集和估算的频率以及不确定性。使用的专家知识应编写成文并相应存档。

*优良作法*是归档并解释生物量和土壤碳库的趋势，以及土地利用和管理活动中的生物量燃烧。如上所述，生物量库的变化应与土地利用或农林结合做法的变化直接联系，而土壤碳库的趋势可能起因于土地利用或关键管理活动的转变。残余物的生物量燃烧排放取决于用于整地（为种植）的燃烧的范围。应解释各年间排放的重大波动。

各国需要包括下列文档：清单完整性，与时间序列一致性或其漏缺相关的事项，以及质量保证/质量控制方式和结果。

## 方法 2

除了方法 1 的考虑，清单编制者应该成文并归档国家特定碳库变化因子、参考土壤碳库、残余物估值（可燃物载量）、生物量燃烧的燃烧和排放因子、管理系统分类、气候区和/或土壤类型的基本依据。此外，*优良作法*是将估算国家特定值所用信息的元数据和数据来源存档。

报告文件应包括国家特定因子（即平均值和不确定性）。*优良作法*是在清单报告中包括关于国家特定因子和方法 1 缺省值，以及来自类似国情区域的报告国家的方法 2 因子之间差别的讨论。如果不同的年份使用不同的排放因子、参数和方法，应解释这样做的理由并成文归档。此外，清查机构应说明国家特定的管理分类、气候和/或土壤类型，因此建议应纪录归档基于新分类的改进清单方法。例如，耕作管理办法可被细分为方法 1 类别（即减少、免耕和充分耕作）外的额外类别，但是如果新类别间的库变化或排放因子有着极大的差异，进一步的细分仅可改善清单估值。

讨论排放和清除趋势时，应年区分活动水平变化与方法变化，并将这些变化的原因成文归档。

## 方法 3

与较低层级方法类似，方法 3 清单也需要关于活动数据和排放/清除趋势的类似文件，但应包括额外文件以解释国家特定估算系统的基本依据和框架。对于基于测量的清单，*优良作法*是将抽样设计、实验程序 and 数据分析技术成文归档。应将测量数据与数据分析结果一起存档。对于采用模式的方法 3，*优良作法*是将模式版本记录归档并提供模式说明，以及建立所有模式输入文件、源编码和执行程序的永久档案附件。

# 5.5 稻子种植中的CH<sub>4</sub>排放

水灌稻田中土壤有机质厌氧分解产生甲烷(CH<sub>4</sub>)，并主要通过水稻作物的传输作用释放到大气中（Takai, 1970 年；Cicerone 和 Shetter, 1981 年；Conrad, 1989 年；Nouchi 等, 1990 年）。特定面积的稻田 CH<sub>4</sub>年排放量，可衡量水稻生长期和种植季数、种植前和种植期间水分状况以及有机无机土壤的改良（Neue 和 Sass, 1994 年；Minami, 1995 年）。土壤类型、温度和稻米种植品种也影响 CH<sub>4</sub> 的排放。

与《1996 年指南》和 *GPG2000* 相比，计算 CH<sub>4</sub> 排放的这些新指南纳入了多种变化，即（1）从可获数据的更新分析中求出的排放因子和换算系数的修正值，（2）用日排放因子代替季节性排放因子，以能够更灵活地区分种植季节和休闲期，（3）种植期前的水分状况的新换算系数和稻草还田时间安排，（4）纳入符合《2006 年修正指南》一般原则的方法 3。修订的指南亦主张单独计算稻子种植中的 N<sub>2</sub>O 排放（作为一种管理土壤），见第 11 章。

## 5.5.1 方法的选择

公式 5.1 列出了估算稻子种植中甲烷排放的基本公式。将日排放因子乘以稻子种植期和年收获面积，估算 CH<sub>4</sub> 的排放量。<sup>3</sup> 以其最简单的形式，使用国家活动数据（即，国家平均稻子种植期和收获面积）和统一的排放因子，实施此公式。然而，在一个国家内，稻子生产的自然条件和农业管理可能会有很大变化。*优良作法*是通过将国家总的收获面积分为数个子单位（例如，不同水分状况的收获面积），解释这种可变性。将每个子单位的收获面积乘以各自的种植期以及定义该子单位所代表状况的排放因子（Sass, 2002 年）。此分解方法中，年排放总量等于各收获面积子单位排放量之和。

公式 5.1  
稻子种植中的 CH<sub>4</sub> 排放

$$CH_4 \text{ 水稻} = \sum_{i,j,k} (EF_{i,j,k} \cdot t_{i,j,k} \cdot A_{i,j,k} \cdot 10^{-6})$$

其中：

CH<sub>4</sub> 水稻 = 稻子种植中的年度 CH<sub>4</sub> 排放，Gg CH<sub>4</sub> /年

EF<sub>ijk</sub> = 在 i, j, 和 k 条件下的日排放因子，kg CH<sub>4</sub>/公顷/日

<sup>3</sup> 在一年内在同一土地上多次耕种时的情况下，“收获面积”等于每次种植面积的总和

$t_{ijk}$  =  $i, j$ , 和  $k$  条件下的稻子种植期, 日

$A_{ijk}$  = 在  $i, j$ , 和  $k$  条件下水稻的年收获面积, 公顷/年

$i, j$ , 和  $k$  = 分别代表不同的生态系统、水分状况和有机添加量, 以及其它可以引起水稻  $\text{CH}_4$  排放变化的条件

应考虑不同的条件, 包括水稻生态系统、种植期前和种植期间的灌水方式, 以及有机添加物的类型和数量。如果可以获得与这些条件与  $\text{CH}_4$  排放间关系的有关国家特定信息, 分类可以考虑土壤类型和水稻品种等其它条件。表 5.12 列出了种植期水稻生态系统类型和水分状况。如果国家水稻生产将不同生产系统 (例如灌水方式) 细分为多种气候区, 公式 5.1 应分别各在地区应用。如果可使用水稻统计资料或专家判断区分管理做法、行政单位 (行政区或省) 或其它要素, 则采用同样的方式。此外, 如果在特定年收获不止一季作物, 应估算每一种植季节的排放量, 同时考虑栽培做法间的可能差别 (例如有机添加剂的使用、种植期前和种植期的灌水方式)。

图 5.2 的决策树通过应用 IPCC 优良作法方法的过程指导清单机构工作。该决策树表明实施 IPCC 方法是按层级分解结构。在此层级中, 被清单机构利用的分解水平将取决于活动和排放因子数据的可获得性, 以及水稻促成国家温室气体排放的重要性。该决策树特定的步骤和变量, 及其逻辑原理, 在决策树之后文中进行讨论。

### 方法 1

方法 1 适用于稻子种植产生的甲烷排放并非关键源类别的国家, 或国家特定排放因子不存在的国家。水稻年收获面积的分类至少需要三种基准水分状况, 包括灌溉、雨育和高地。鼓励纳入尽可能多的影响  $\text{CH}_4$  排放的条件 ( $i, j, k$  等) (总结在框 5.2 中)。将基准缺省排放因子 (稻子种植前 180 天内没有进行季前灌水的田地以及无有机添加物的连续水灌田为  $\text{EF}_c$ ) 乘以多种换算系数, 调整每一子单位的排放量, 如公式 5.2 所示。按公式 5.1 所示, 分别计算每一水分状况和有机添加物。

#### 框 5.2 稻子种植产生的 $\text{CH}_4$ 排放的影响条件

计算  $\text{CH}_4$  排放和确定排放因子时, 应考虑稻子种植的下述特征:

**稻子种植方法的地区差异:** 如果一个国家地域辽阔且具有不同气候和/或生产系统的不同农业区域 (例如灌水方式), 应对每个区域采用不同的计算系统。

**复种作物:** 如果一年中在同一块给定的土地面积上种植不止一季作物, 并且在各种植季节间作物生长条件发生了变化, 应计算每个季节的排放。

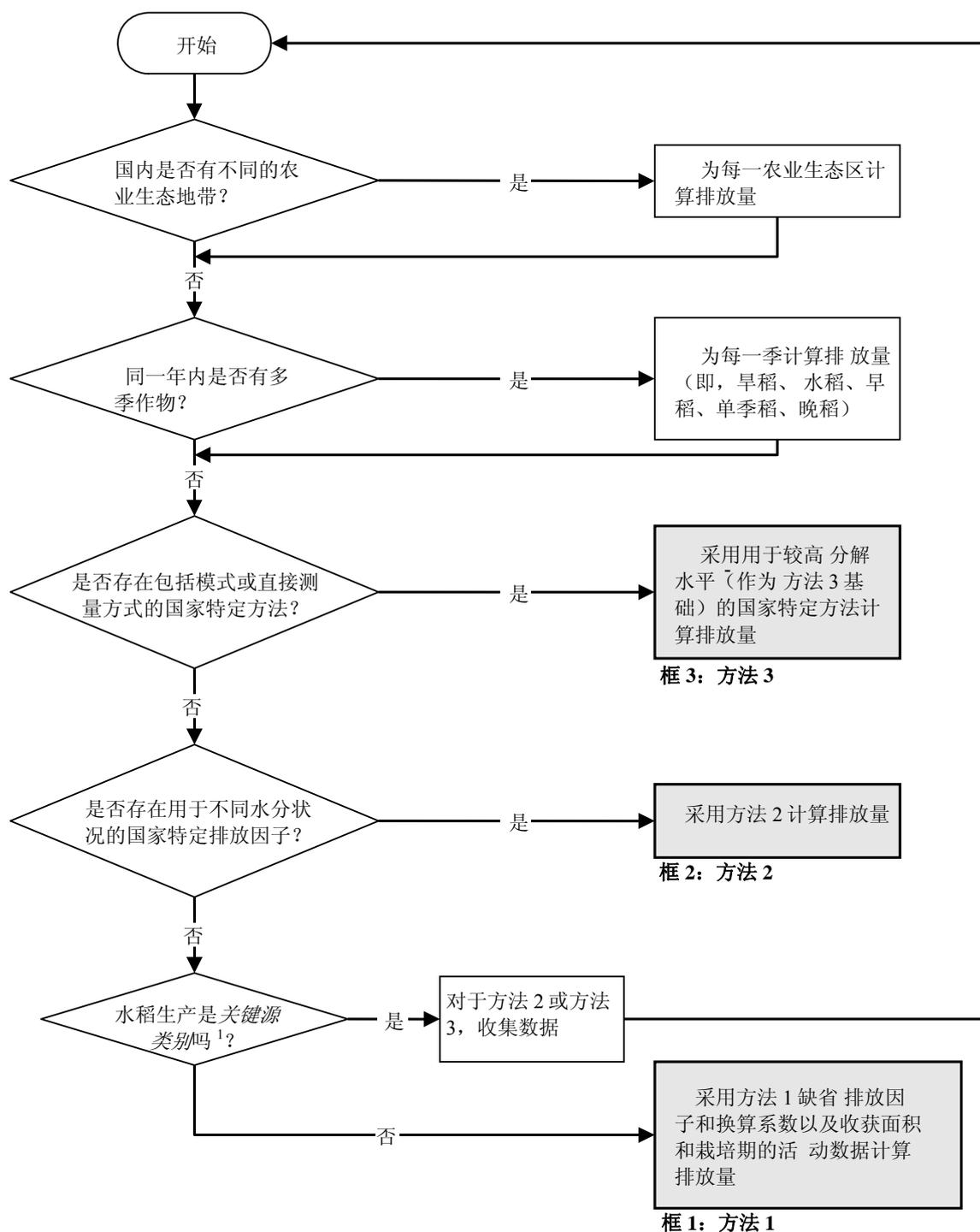
**水分状况:** 在本章中, 水分状态定义为 (1) 生态系统类型和 (2) 灌水方式的组合。

**生态类型:** 至少, 应分别计算各个水稻生态系统 (即灌溉、雨育及深水水稻生产)。

**灌水方式:** 稻田的灌水方式对甲烷排放影响非常明显 (Sass 等, 1992 年; Yagi 等, 1996 年; Wassmann 等, 2000 年) 根据种植期中的灌水方式, 水稻生态系统可以进一步区分为持续性和间歇性灌水 (灌溉水稻), 及易旱、常规雨育, 以及深水 (雨育)。还应考虑种植期前的灌水方式 (Yagi 等, 1998 年; Cai 等, 2000 年; 2003a; Fitzgerald 等, 2000 年)。

**土壤有机添加物:** 加入水稻土壤的有机物质会增加  $\text{CH}_4$  的排放量 (Schütz 等, 1989 年; Yagi 和 Minami, 1990 年; Sass 等, 1991 年)。有机添加物对  $\text{CH}_4$  排放的影响取决于所施用物质的类型和数量, 这可用剂量反应曲线来描述 (Denier van der Gon 和 Neue, 1995 年; Yan 等, 2005 年)。投入土壤的有机物质可以为内生源 (秸秆、绿肥等) 的或外生源 (堆肥、农家肥料等)。排放量的计算应考虑有机添加物产生的影响。

**其它条件:** 众所周知, 其它条件, 如土壤类型 (Sass 等, 1994 年; Wassmann 等, 1998; Huang 等, 2002 年)、水稻品种 (Watanabe 和 Kimura, 1998 年; Wassmann 和 Aulakh, 2000 年)、含添加剂的硫酸盐 (Lindau 等, 1993 年; Denier van der Gon 和 Neue, 2002 年) 等对甲烷排放的影响非常明显。如果可以获得关于这些条件与甲烷排放之间关系的国家特定信息, 鼓励清查机构尽一切努力考虑这些条件。

图 5.2 水稻生产中 CH<sub>4</sub> 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 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

## 公式 5.2

## 调整后的日排放因子

$$EF_i = EF_c \cdot SF_w \cdot SF_p \cdot SF_o \cdot SF_{s,r}$$

其中：

$EF_i$  = 特定收获面积的调整后的日排放因子

$EF_c$  = 不含有机添加物的持续性灌水稻田的基准排放因子

$SF_w$  = 种植期不同水分状况的换算系数（来源于表 5.12）

$SF_p$  = 种植期前季前不同水分状况的换算系数（来源于表 5.13）

$SF_o$  = 有机添加物类型和数量变化的换算系数（来源于公式 5.3 和表 5.14）

$SF_{s,r}$  = 土壤类型、水稻品种等的换算系数（如果可获得）

## 方法 2

方法 2 采用与方法 1 相同的方法学，但是应使用国家特定排放因子和/或换算系数。这些国家特定因子需要反映影响  $CH_4$  排放的当地条件（i, j, k 等）影响，最好通过收集实地数据确定。关于方法 1，鼓励在最高分解水平下实施此方法，并纳入影响  $CH_4$  排放的众多条件（i, j, k 等）。

## 方法 3

方法 3 包括适合处理稻子种植国家情况的模式和监测网络，采用高分辨率活动数据并在次国家水平分解，可长期重复使用。可以为经验模式或机制模式，但是两种情况都必须经国家或特定区域研究的独立观测（覆盖一定范围的稻子种植特性）进行验证（Cai 等，2003 年 b；Li 等，2004 年；Huang 等，2004 年）。因此，关于数据、假设、公式和模式的有效性和完整性的适当记录文件是重要的。方法 3 还应考虑台风损害、干旱压力等引起的年度间的变化。在理想情况下，评估应建立在最新卫星数据的基础上。

## 5.5.2 排放因子和换算系数的选择

## 方法 1

稻子种植前 180 天内未灌水的田地以及种植期内无有机添加物的连续水灌田的基准排放因子，作为起点。 $EF_c$  的 IPCC 缺省值为 1.30 kg  $CH_4$ /公顷/日（误差范围为 0.80-2.20，表 5.11），通过可获的现场测量数据的统计分析进行估算（Yan 等，2005 年，分析中所用的数据集可在某网站上获得<sup>4</sup>）。

换算系数用来调整  $EF_c$ ，以说明框 5.2 所讨论的不同条件，在这些条件下，根据公式 5.2 产生了分解收获面积的特定子单位的调整后日排放因子（ $EF_i$ ）。最重要的换算系数（即，种植期和种植期前的水分状况和有机添加物）的缺省值，分别列示在表 5.12、5.13 和 5.14 中。仅在国家特定换算系数基于深入研究和归档的测量数据时，才可使用它们。如果可以获得关于土壤类型、水稻品种和其它因素的数据，鼓励考虑采用这些数据。

表 5.11  
缺省  $CH_4$  基准排放因子假设稻子种植前 180 天内没有进行灌水，但稻子种植期中连续灌水（无有机添加物）

甲烷排放量（kg $CH_4$ /公顷/日）	排放因子	误差范围
		1.30

资料来源：Yan 等，2005 年

<sup>4</sup> <http://www.jamstec.go.jp/frcgc/>

**种植期中的水分状况 (SF<sub>w</sub>)**：表 5.12 提供了反映不同水分状况的缺省换算系数和误差范围。总体情况系指仅可获得水稻生态系统类型而没有灌水方式的活动数据的情况（见框 5.2）。在分类的情况下，灌水方式可以分为三种亚类，如表 5.12 所示。优良作法是收集分类程度较高的活动数据，并且只要可能，就采用分类情况下的 SF<sub>w</sub>。

水分状况		总体情况		分类情况	
		换算系数 (SF <sub>w</sub> )	误差范围	换算系数 (SF <sub>w</sub> )	误差范围
旱地 <sup>a</sup>		0	-	0	-
灌溉 <sup>b</sup>	连续性灌水	0.78	0.62 - 0.98	1	0.79 - 1.26
	间歇性灌水- 单次落干			0.60	0.46 - 0.80
	间歇性灌水- 多次落干			0.52	0.41 - 0.66
和深水 <sup>c</sup>		0.27	0.21 - 0.34	0.28	0.21 - 0.37
				0.25	0.18 - 0.36
	深水			0.31	ND

ND:没有确定

<sup>(a)</sup> 多数时期从不灌水的田地。

<sup>(b)</sup> 多数时期都进行灌水并且充分控制水分状况的田地。

- 连续性灌水在整个水稻生长季节都含水，并仅可能在收获时干透的田地（一季结束时进行排水）。
- 间歇性灌水在种植季节里，田地至少有一次大于三天的落干期。
  - 单次落干:在种植季节的任何生长阶段，田地有一次落干（除了季节末的排水之外）。
  - 多次落干:在种植季节中，田地有多次落干（除了季节末的排水）。

<sup>(c)</sup> 多数时期田地都进行灌水。并且水分状况仅取决于降水量。

- 常规水育在种植季节里，水面可能上升到 50 厘米。
- 易旱：干旱期发生在每个种植季节中。
- 深水水稻:种植季节中，多数时期灌水面积超过 50 厘米。

注：其它的稻田生态系统，如沼泽地和内陆盐碱地或潮汐湿地，可以在每个亚类中区分。

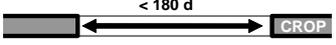
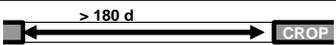
资料来源：Yan 等，2005 年

**种植期前的水分状况 (SF<sub>p</sub>)**：表 5.13 提供了种植期前水分状况的缺省换算系数，当不能获得国家特定数据时，可以使用这些系数。此表区分了稻子种植前的三种不同水分状况，即：

1. 季前 180 天内不进行灌水，通常发生在双季水稻作物的情况下；
2. 季前超过 180 天不进行灌水，例如干旱休耕期后单一稻子种植；
3. 季前进行灌水，其中最小灌水间隔设为 30 天；即较短的灌水期（通常为耕作而进行的整地）不包括在此类别中。

当不能获得季前水分状况的活动数据时，采用总体情况因子。优良作法是收集分类程度较高的活动数据，就采用分类的 SF<sub>w</sub>。如果可获得国家特定数据，可采用额外的水分状况换算系数。

表 5.13  
种植期前水分状况的缺省 CH<sub>4</sub> 排放换算系数

种植期前水分状况（图表中显示的阴影部分表示灌水期）	总体情况		分类情况	
	换算系数 (SF <sub>p</sub> )	误差范围	换算系数 (SF <sub>p</sub> )	误差范围
季前 180 天内不灌水 	1.22	1.07 - 1.40	1	0.88 - 1.14
季前超过 180 天不灌水 			0.68	0.58 - 0.80
季前灌水（多于 30 天） <sup>a,b</sup> 			1.90	1.65 - 2.18

<sup>(a)</sup> 季前少于 30 天的灌水期，不考虑选择 SF<sub>p</sub>。  
<sup>(b)</sup> 季前排放量的计算，参见下文（关于完整性的节）  
 资料来源：Yan 等，2005 年

**有机添加物 (SF<sub>o</sub>)**：优良作法是结合采用的有机添加物（堆肥、农家肥料、绿肥和稻子秸秆）类型和数量的信息，来确定换算系数。对同质量的物质，含有易于分解的碳量越高，CH<sub>4</sub> 排放也较多，并且每种有机质应用得越多排放也会相应增加。公式 5.3 和表 5.14 介绍了一种方法，按照所使用的不同类型添加物的数量而相应改变换算系数。稻子秸秆通常在收获后还原到土壤中。在稻田秸秆还田后处于长期休耕状态的情况下，在随后的水稻生长季节中的 CH<sub>4</sub> 排放将少于在插秧前不久将稻子秸秆还田情况下的 CH<sub>4</sub> 排放。因此，稻子秸秆施用的时间不相同。对于公式 5.3 中的指数 0.59，采用的不确定性范围为 0.54-0.64。

公式 5.3  
调整后有机添加物的 CH<sub>4</sub> 排放换算系数

$$SF_o = \left( 1 + \sum_i ROA_i \cdot CFOA_i \right)^{0.59}$$

其中：

SF<sub>o</sub> = 使用的有机添加物的类型和数量的换算系数

ROA<sub>i</sub> = 有机添加物的施用比率 i，秸秆为干重，其它为鲜重，吨/公顷

CFOA<sub>i</sub> = 有机添加物的转换系数（相对于种植前不久使用秸秆的相对影响的形式），如表 5.14 所示。

表 5.14  
不同类型有机添加物的缺省转换系数

有机添加物	转换系数 (CFOA)	误差范围
种植前不久进行秸秆还田 <sup>a</sup>	1	0.97 - 1.04
种植前很久进行秸秆还田 <sup>a</sup>	0.29	0.20 - 0.40
堆肥	0.05	0.01 - 0.08
农场粪肥	0.14	0.07 - 0.20
绿肥	0.50	0.30 - 0.60

<sup>(a)</sup> 秸秆施用意味着稻草已经还原到土壤中，不包括稻草仅置于土壤表层和在田间烧除的情况。  
 资料来源：Yan 等，2005 年

**土壤类型 (SF<sub>s</sub>) 和 水稻品种 (SF<sub>r</sub>)**：在一些国家，可获得不同土壤类型和水稻品种的排放数据，并且可用来分别求出 SF<sub>s</sub> 和 SF<sub>r</sub>。经验模式和机制模式都证实了这些因素的重要性，然而可获数据间极大的变化使之不能合理确定季节性缺省值。预计在不久的将来，模拟模式能产生 SF<sub>s</sub> 和 SF<sub>r</sub> 特定转算系数。

### 方法 2

清查机构可使用来自涵盖各自国家稻子种植条件的现场测量的国家特定排放因子。*优良作法*是基于存在的现场测量编制国家特定数据库，可通过未纳入排放因子数据库<sup>5</sup>的其它测量项目（例如国家的）对排放因子数据库进行补充。然而，这些现场测量需要遵守一定标准的质量保证/质量控制要求（参见 5.5.5 节）。

在方法 2 中，清查机构可根据各自国家的普遍条件确定基准管理，并确定这个基准的国家特定排放因子。然后，除了基准系数，清查机构还可以确定管理做法的国家特定换算系数。在无法获得国家特定换算系数的情况下，可以使用缺省换算系数。然而，如果条件不同于基准情况，可能需要重新计算 5.12-5.14 各表给出的换算系数。

### 方法 3

方法 3 不需要选择排放因子，而以对驱动和参数透彻理解为基础。

## 5.5.3 活动数据的选择

除了需要上文要求的基本活动数据，*优良作法*还将有机质添加物和土壤类型的数据与相同分解水平的活动数据相匹配。可能需要完成种植方法的调查，以获得使用的有机质添加物的类型和数量的数据。

活动数据主要依据收获面积的统计资料，资料应从国家统计局获取，以及关于种植期和农艺做法的补充信息。活动数据应根据稻子种植方法或水分状态的区域差异进行分类（见框 5.2）。可通过已认可的报告方法，在国家范围内获得不同条件下的收获面积估值。当地验证地面积与不同条件（如气候、农艺做法和土壤特性等）下排放因子的可用数据相联系时，使用这些面积最有价值。如果这些数据在本国不能获得，可以从国际数据来源获得例如，国际水稻研究所（1995 年）和世界水稻统计资料（国际水稻研究所网站）<sup>6</sup>，其中包括主要水稻生产国按生态系统类型列出的水稻收获面积、每个国家的水稻作物日历，以及其它有用信息，以及粮农组织网站上的粮农组织统计数据库<sup>7</sup>。当地验证地面积与不同条件（如气候、农学做法和土壤特性等）下排放因子的数据相关时，使用这些面积将最有价值。可能必须请教当地专家，以调查与 CH<sub>4</sub> 排放相关的农艺做法（有机添加物、水分管理等）。

与排放因子的准确性相比，活动数据很有可能更可靠。然而，不同季节的面积统计可能会有偏差，因此鼓励使用遥感数据核查国家（部分地区）的收获面积统计数据。

除了需要上文要求的基本活动水平数据，特别是在方法 2 和方法 3 中，*优良作法*是将有机质添加物和土壤类型等其它条件的数据与相同分解水平的活动数据相匹配。

## 5.5.4 不确定性评估

第 1 卷第 3 章中阐述了符合国家排放清单不确定性评估的一般原则。排放和换算因子的不确定性可能受自然变化（如气候的年变化）以及各单元中假定是同步变化（如田间或土壤单元的空间变化）的影响。对该源类别而言，如可获得足够的实验数据，*优良作法*应允许使用标准统计方法确定不确定性。某些这种不确定性的量化研究很少，但仍可获得（例如土壤类型引起的变化）。这种研究中，通常假设变化有效。更详细内容，参见 Sass（2000 年）。

分配换算系数（即栽培技术和有机质添加物的数据）所必需的重要活动水平数据，可能在当前的数据库/统计资料中无法获得。因而，估算稻农使用特定做法或改良所占的比例，必须以专家判断为基础，而且估算比例的不确定性范围，亦应基于专家判断。上述比例估值的不确定性缺省值为±0.2（例如使用有机质添加物的农民比例估算为 0.4，不确定性范围在 0.2-0.6）。第 1 卷第 3 章为量化操作中的不确定性提供了建议，包括将专家判断和经验数据纳入总体不确定性估算。

<sup>5</sup> <http://www.jamstec.go.jp/frcgc/>

<sup>6</sup> <http://www.irri.org/science/ricestat/>

<sup>7</sup> <http://faostat.fao.org/>

如果 CH<sub>4</sub> 排放产生自稻子种植，方法 1 各值（排放因子和换算系数）的不确定性范围，可直接取自 5.11-5.14 各表。范围定义为平均值的标准偏差，表明与此源类别给定缺省值相关的不确定性。公式 5.3 中指数的不确定性范围为 0.54 - 0.64。方法 2 和方法 3 的不确定性评估取决于各自的数据库和所用的模式。因此，*优良作法*是应用第 1 卷第 3 章所示的统计分析的一般原则，以及第 4 卷第 3 章 3.5 节所列的模式方法。

## 5.5.5 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

### 完整性

完整范围的此源类别，需要估算下述活动的排放：

- 如果土壤淹没不局限于实际的水稻生长季节，那么也应包括水稻生长季节之外的排放（例如，来源于休耕期的灌水土壤）。进一步信息，参见 Yagi 等，1998 年；Cai 等，2000 年；和 Cai 等，2003 年 a；
- 其它的稻田生态系统类别，如沼泽地、内陆盐碱地或潮汐稻田，按照当地排放测量方法均可在每个亚类中区分；
- 如果每年不只种植一季水稻，则应根据当地定义（例如早稻、晚稻、雨季水稻、旱季水稻）分别报告这些水稻作物。拥有不同的季节性综合排放因子和由于其它变化（如有机添加物）产生的不同修正因子的水稻作物，可能分属于不同的类别。

### 建立一致的时间序列

至于其它源和类别，每一时间序列中稻田产生的 CH<sub>4</sub> 排放的估算方法，应在同一分级层面上每年连续使用。如果不能获得早年的详细活动水平数据，那么这些年的排放应该按照第 1 卷第 5 章提供的指南进行重新计算。在整个时间序列内如果影响 CH<sub>4</sub> 排放的农艺做法存在重大变化，那么估算方法应分级使用以充分认识变化的影响。例如，在（亚洲）出现了各种不同的水稻农业趋势：如采用新水稻品种、增加无机肥使用、改良水分管理、改变有机添加物的使用，以及直接播种都可能导致温室气体总体排放的增加或减少。为了衡量这些变化的影响，可能必须使用模型来进行研究。

### 报告及归档

如第 1 卷第 8 章所述，*优良作法*是将编制国家排放清单估算所需的所有信息记录并存档。*优良作法*是通过报告《指南》中水稻工作表要求填写的信息，记录排放估值。不使用工作表的清单机构应提供可比信息。如果排放估算按地区分级，那么每个地区的信息都应报告。

为保证透明度，如果可能，应报告下列补充信息：

- 水分管理方法；
- 使用的有机添加物的类型和数量。（水稻秸秆或前一季非水稻作物的残余物都应当作为有机添加物，不过这可能是正常的生产活动，而且并不像粪肥添加旨在提高营养水平为目的）；
- 用于水稻农业的土壤类型；
- 一年内水稻生长的季数；及
- 最主要的稻子种植品种。

使用国家特定排放因子的清单机构应提供每一排放因子来源和基础的信息，同时与其它公布的排放因子进行比较，解释所有重大的差别，并尝试设定不确定性的范围。

### 清单质量评估和质量控制（QA/QC）

*优良作法*是实施第 1 卷第 6 章概述的质量控制检查，以及关于排放估算的专家评审。第 1 卷第 6 章中方法 2 程序概述的补充质量控制检查办法和质量保证程序亦可适用，尤其是运用较高层级方法来估算这种排放源的排放量时。

对田间测量的质量评估和质量控制清单的详细处理，参见 Sass（2002 年）。下文将对一些重要问题进一步说明和总结。

**标准 CH<sub>4</sub>排放的测量：**用于稻田一级的质量控制程序清单主要由当地科学家确定。然而，有些国际确定的程序，可获得所有的监测计划应通用的“标准排放因子”。获取标准排放因子的指导意见载于 IAEA（1992年）和 IGAC（1994年）。对于每个报告国家的实验室，最好获得此标准排放因子，以确保用于建立国家特定排放因子的扩充数据集可相互比较和相互校准。

**编制国家排放：**在采纳排放数据前，清查机构应对数据质量和抽样程序进行评估。此类评审要求与国家实验室密切合作，以获得足够的信息来核实所报告的排放。评估应包括：样本再计算、评估农艺和气候数据的可靠性、确定方法学中可能的偏差以及提出改进建议。

目前，不可能通过外部测量对该源类别的排放估算进行交叉检验。然而，清单机构应确保排放估算的质量控制按照如下原则进行：

- 国家总的作物产量和报告的田地面积统计数据，与国家总数据或其它来源的作物产量/面积数据进行交叉参照；
- 根据总计排放量和其它数据反推国家排放因子；
- 所报告的国家总排放与其它国家的缺省值和数据数据进行交叉参照。

## 附件 5A.1 估算农田矿质土壤碳排放/清除的缺省库变化因子

表 5.5 提供了缺省库变化因子，其计算使用耕作、投入、闲置和土地利用实验结果的全球数据集。土地利用因子代表连续耕种 20 年后产生的碳损失。耕作和投入因子代表自管理变化 20 年后对碳库的影响，闲置因子代表从农田暂时清除生产作物并将其列入多年植被覆盖（可能延长至 20 年）所产生的影响。

用线性混合效应模式分析实验数据（引证见参考文献列表），以说明固定和随机两种效应。固定效应包括深度、管理变化后的年数，以及管理变化类型（例如，减少耕作与不耕）。关于深度的数据不作总计，但包括对数据集中每一个单独的点，每种递增深度（例如 0-5 厘米、5-10 厘米和 10-30 厘米）测量的碳库。同样，也不总计时间序列数据，即使这些测量是在相同地块上进行。因此，用随机效应来说明时间序列数据中的相互依赖性，以及代表同项研究中不同深度的数据点之间的相互依赖性。如果依赖性明显，应使用国家一级的随机效应评估用于特定国家的全球缺省值的附加不确定性（包括在缺省不确定性中）。如果方差的正态性和均匀性不符合模式假设（反向变换值见各表），将数据与自然对数相互转换。各因子代表第 20 年时，管理做法对上层 30 厘米土壤的影响，但土地利用因子除外，它代表耕种后 20 年或更长时期碳的平均损失。方法 1 的使用者可用清查估值除以 20，以粗略估计碳储量的年度变化。计算出每个因子值的方差，方差可与简单误差传播方法结合使用，或用于构建具有正常密度的概率分布函数。

## 参考文献

- 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.
- IPCC (2000). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., Tanabe K. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- IPCC (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug, T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.

## 生物量

- Albrecht, A. and Kandji, S.T. (2003). Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **99**: 15-27.
- Hairiah, K. and Sitompul, S.M. (2000). Assessment and simulation of above-ground and below-ground carbon dynamics. Report to Asia Pacific Network (APN). Brawijaya University, Faculty of Agriculture, Malang, Indonesia..
- Lasco, R.D. and Suson, P.D. (1999). A *Leucaena Leucocephala* -based indigenous fallow system in central Philippines: the Naalad system. *Intl Tree Crops Journal* **10**: 161-174.
- Lasco, R.D., Lales, J.S., Arnuevo, M.T., Guillermo, I.Q., de Jesus, A.C., Medrano, R., Bajar, O.F. and Mendoza, C.V. (2002). Carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) storage and sequestration of land cover in the Leyte Geothermal Reservation. *Renewable Energy* **25**: 307-315.
- Lasco, R.D., Sales, R.F., Estrella, R., Saplaco, S.R., Castillo, A.S.A., Cruz, R.V.O. and Pulhin, F.B. (2001). Carbon stocks assessment of two agroforestry systems in the Makiling Forest Reserve, Philippines. *Philippine Agricultural Scientist* **84**: 401-407.
- Millennium Ecosystems Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: A Synthesis. Island Press, Washington DC. 137pp.
- Moore III, B. (2002). Chapter 2 Challenges of a changing earth. In, Challenges of a Changing Earth (W. Steffen, J. Jaeger, D.J. Carson, and C. Bradshaw, eds). Berlin: Springer-Verlag. Pp. 7-17.
- Palm, C.A., Woomeer, P.L., Alegre, J., Arevalo, L., Castilla, C., Cordeiro, D.G., Feigl, B., Hairiah, K., Kotto-Same, J., Mendes, A., Maukam, A., Murdiyarso, D., Njomgang, R., Parton, W.J., Ricse, A., Rodrigues, V., Sitompus, S.M. and van Noordwijk, M. (1999). Carbon sequestration and trace gas emissions in slash-and-burn and alternative land-uses in the Humid Tropics. ACB Climate Change Working Group. Final Report Phase II, Nairobi, Kenya.
- Siregar, C.A. and Gintings, Ng. (2000). Research activities related to ground biomass measurement at Forestry Research Development Agency. Paper presented at the Workshop on LUCG and Greenhouse Gas Emissions Biophysical Data. Institut Pertanian Bogor. Indonesia, 16 December 2000.
- Tjitrosemito, S. and Mawardi, I. (2000). 'Terrestrial carbon stock in oil palm plantation', Paper presented at the Science Policy Workshop on Terrestrial Carbon Assessment for Possible Trading under CDM Projects, Bogor, Indonesia 28-29 February 2000.
- Tomich, T.P., van Noordwijk, M., Budidarsono, S., Gillison, A., Kusumanto, T., Murdiyarso, D., Stolle, T. and Fagi, A.M. (1998). Alternative to slash and burn in Indonesia. Summary Report and Synthesis of Phase II. ASB-Indonesia, Report No. 8, ICRAF, Bogor, Indonesia.
- Wasrin, U.R., Rohiani, A., Putera, A.E. and Hidayat, A. (2000). Assessment of above-ground C-stock using remote sensing and GIS technique. Final Report, Seameo Biotrop, Bogor, 28p.

## 土壤

- Armentano, T.V. and Menges, E.S. (1986). Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *Journal of Ecology* **74**: 755-774.
- Augustin, J., Merbach, W., Schmidt, W. and Reining, E. (1996). Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *Journal of Applied Botany-Angewandte Botanik* **70**, 45-51.

- Bruce, J.P., Frome, M., Haites, E., Janzen, H., Lal, R. and Paustian, K. (1999). Carbon sequestration in soils. *Journal of Soil and Water Conservation* **54**:382-389.
- Davidson, E.A. and Ackerman, I.L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, **20**:161-164.
- Falloon, P. and Smith, P. (2003). Accounting for changes in soil carbon under the Kyoto Protocol: need for improved long-term data sets to reduce uncertainty in model projections. *Soil Use and Management*, **19**, 265-269.
- Freibauer, A. (2003). Biogenic Emissions of Greenhouse Gases from European Agriculture. *European Journal of Agronomy* **19**(2): 135-160.
- Freibauer, A. and Kaltschmitt, M. (eds). (2001). Biogenic greenhouse gas emissions from agriculture in Europe. European Summary Report of the EU concerted action FAIR3-CT96-1877, Biogenic emissions of greenhouse gases caused by arable and animal agriculture, 220 p.
- Glenn, S.M., Hayes, A. and Moore, T.R. (1993). Methane and carbon dioxide fluxes from drained peatland soils, southern Quebec. *Global Biogeochemical Cycles* **7**:247-257
- Kasimir-Klemetsson, A., Klemetsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J. and Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: a review. *Soil Use and Management* **13**:245-250.
- Leifeld, J., Bassin, S. and Fuhrer, J. (2005). Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture Ecosystems & Environment* **105**, 255-266.
- Lohila, A., Aurela, M., Tuovinen, J.P. and Laurila, T. (2004). Annual CO<sub>2</sub> exchange of a peat field growing spring barley or perennial forage grass. *Journal of Geophysical Research* **109**, D18116
- Maljanen, M., Martikainen, P.J., Walden, J. and Silvola, J. (2001). CO<sub>2</sub> exchange in an organic field growing barley or grass in eastern Finland. *Global Change Biology* **7**, 679-692.
- Maljanen, M., Komulainen, V.M., Hytonen, J., Martikainen, P. and Laine, J. (2004). Carbon dioxide, nitrous oxide and methane dynamics in boreal organic agricultural soils with different soil characteristics. *Soil Biology and Biochemistry* **36**, 1801-1808.
- Mann, L.K. (1986). Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science* **142**:279-288.
- McGill, W. B. (1996). Review and classification of ten soil organic matter models. In: Powlson D.S., Smith P., and Smith J.U. (eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Datasets*. Springer-Verlag, Heidelberg: pp. 111-132.
- Monte, L, Hakanson, L., Bergstrom, U., Brittain, J. and Heling, R. (1996). Uncertainty analysis and validation of environmental models: the empirically based uncertainty analysis. *Ecological Modelling* **91**:139-152.
- Nusser, S.M. and Goebel, J.J. (1997). The National Resources Inventory: a long-term multi-resource monitoring programme. *Environmental and Ecological Statistics* **4**:181-204.
- Nykänen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1995). Emissions of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from a virgin fen and a fen drained for grassland in Finland. *Journal of Biogeography* **22**, 351-357.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J., Eve, M.D. and Paustian, K. (2003). Uncertainty in estimating land-use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agricultural lands between 1982 and 1997. *Global Change Biology* **9**:1521-1542.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J. and Paustian, K. (2005). Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* **72**:87-121.
- Ogle, S.M., Breidt, F.J. and Paustian, K. (2006). Bias and variance in model results associated with spatial scaling of measurements for parameterization in regional assessments. *Global Change Biology* **12**:516-523.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., van, Noordwijk, M. and Woerner, P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use and Management* **13**:230-244.
- Pierce, F. J., Fortin, M.-C. and Staton, M.J. (1994). Periodic plowing effects on soil properties in a no-till farming system. *Soil Science Society of America Journal* **58**:1782-1787.

- Powers, J. S., Read, J. M., Denslow, J. S. and Guzman, S. M. (2004). Estimating soil carbon fluxes following land-cover change: a test of some critical assumptions for a region in Costa Rica. *Global Change Biology* **10**:170-181.
- Smith, J.E. and Heath, L.S. (2001). Identifying influences on model uncertainty: an application using a forest carbon budget model. *Environmental Management* **27**:253-267.
- Smith, P., Powlson, D.S., Smith, J.U. and Elliott, E.T. (eds) (1997). Evaluation and comparison of soil organic matter models. Special Issue, *Geoderma* **81**:1-225.
- Smith, P., Powlson, D.S., Glendining, M.J. and Smith, J.U. (1998) Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology* **4**: 679-685.
- VandenBygaart, A.J., Gregorich, E.G., Angers, D.A., *et al.* (2004). Uncertainty analysis of soil organic carbon stock change in Canadian cropland from 1991 to 2001. *Global Change Biology* **10**:983-994.
- 估算农田矿物土壤碳排放/清除缺损库变化因子：附件 5A.1**
- Agbenin, J.O. and Goladi, J.T. (1997). Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics under continuous cultivation as influenced by farmyard manure and inorganic fertilizers in the savanna of northern Nigeria. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **63**:17-24.
- Ahl, C., Joergensen, R.G., Kandeler, E., Meyer, B. and Woehler, V. (1998). Microbial biomass and activity in silt and sand loams after long-term shallow tillage in central Germany. *Soil and Tillage Research* **49**:93-104.
- Alvarez, R., Russo, M.E., Prystupa, P., Scheiner, J.D. and Blotta, L. (1998). Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal* **90**:138-143.
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P. and Martel, J. (1997). Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil and Tillage Research* **41**:191-201.
- Angers, D.A., Voroney, R.P. and Cote, D. (1995). Dynamics of soil organic matter and corn residues affected by tillage practices. *Soil Science Society of America Journal* **59**:1311-1315.
- Anken, T., Weisskopf, P., Zihlmann, U., Forrer, H., Jansa, J. and Perhacova, K. (2004). Long-term tillage system effects under moist cool conditions in Switzerland. *Soil and Tillage Research* **78**:171-183.
- Baer, S.G., Rice, C.W. and Blair, J.M. (2000). Assessment of soil quality in fields with short and long term enrollment in the CRP. *Journal of Soil and Water Conservation* **55**:142-146.
- Balesdent, J., Mariotti, A. and Boisgontier, D. (1990). Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from <sup>13</sup>C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* **41**:587-596.
- Barber, R.G., Orellana, M., Navarro, F., Diaz, O. and Soruco, M.A. (1996). Effects of conservation and conventional tillage systems after land clearing on soil properties and crop yield in Santa Cruz, Bolivia. *Soil and Tillage Research* **38**:133-152.
- Bauer, A. and Black, A.L. (1981). Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparisons in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. *Soil Science Society of America Journal* **45**:166-1170.
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Martin-Neto, L. and Ernani, P.R. (2002). Stocks and humification degree of organic matter fractions as affected by no-tillage on a subtropical soil. *Plant and Soil* **238**:133-140.
- Bayer, C., Mielniczuk, J., Amado, T.J.C., Martin-Neto, L. and Fernández, S.V. (2000). Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* **54**:101-109.
- Beare, M.H., Hendrix, P.F. and Coleman, D.C. (1994). Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* **58**: 777-786.
- Beyer, L. (1994). Effect of cultivation on physico-chemical, humus-chemical and biotic properties and fertility of two forest soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **48**:179-188.
- Black, A.L. and Tanaka, D.L. (1997). A conservation tillage-cropping systems study in the Northern Great Plains of the United States. Pages 335-342 in Paul, E.A., K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole, editors. *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Blanco-Canqui, H., Gantzer, C.J., Anderson, S.H. and Alberts, E.E. (2004). Tillage and crop influences on physical properties for an Epiaqualf. *Soil Science Society of America Journal* **68**:567-576.

- Bordovsky, D.G., Choudhary, M. and Gerard, C.J. (1999). Effect of tillage, cropping, and residue management on soil properties in the Texas rolling plains. *Soil Science* **164**:331-340.
- Borin, M., Menini, C. and Sartori, L. (1997). Effects of tillage systems on energy and carbon balance in north-eastern Italy. *Soil and Tillage Research* **40**:209-226.
- Borresen, T. and Njos, A. (1993). Ploughing and rotary cultivation for cereal production in a long-term experiment on a clay soil in southeastern Norway. 1. Soil properties. *Soil and Tillage Research* **28**:97-108.
- Bowman, R.A. and Anderson, R.L. (2002). Conservation Reserve Program: Effects on soil organic carbon and preservation when converting back to cropland in northeastern Colorado. *Journal of Soil and Water Conservation* **57**:121-126.
- Bremer, E., Janzen, H.H. and Johnston, A.M. (1994). Sensitivity of total, light fraction and mineralizable organic matter to management practices in a Lethbridge soil. *Canadian Journal of Soil Science* **74**:131-138.
- Burke, I.C., Lauenroth, W.K. and Coffin, D.P. (1995). Soil organic matter recovery in semiarid grasslands: implications for the Conservation Reserve Program. *Ecological Applications* **5**:793-801.
- Buschiazzo, D.E., Panigatti, J.L. and Unger, P.W. (1998). Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. *Soil and Tillage Research* **49**:105-116.
- Buyanovsky, G.A. and Wagner, G.H. (1998). Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biology* **4**:131-141
- Buyanovsky, G.A., Kucera, C.L. and Wagner, G.H. (1987). Comparative analysis of carbon dynamics in native and cultivated ecosystems. *Ecology* **68**:2023-2031.
- Cambardella, C.A. and Elliott, E.T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* **56**:777-783.
- Campbell, C.A. and Zentner, R.P. (1997). Crop production and soil organic matter in long-term crop rotations in the semi-arid northern Great Plains of Canada. Pages 317-334 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Campbell, C.A., McConkey, B.G., Zentner, R.P., Selles, F. and Curtin, D. (1996). Long-term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **76**:395-401.
- Campbell, C.A., Lafond, G.P., Moulin, A.P., Townley-Smith, L. and Zentner, R.P. (1997). Crop production and soil organic matter in long-term crop rotations in the sub-humid northern Great Plains of Canada. Pages 297-315 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Campbell, C.A., Bowren, K.E., Schnitzer, M., Zentner, R.P. and Townley-Smith, L. (1991). Effect of crop rotations and fertilization on soil organic matter and some biochemical properties of a thick black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* **71**: 377-387.
- Campbell, C.A., Zentner, R.P., Selles, F., Biederbeck, V.O., McConkey, B.G., Blomert, B. and Jefferson, P.G. (2000). Quantifying short-term effects of crop rotations on soil organic carbon in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **80**:193-202.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., McConkey, B.G., Curtin, D. and Zentner, R.P. (1999). Soil quality - effect of tillage and fallow frequency. Soil organic matter quality as influenced by tillage and fallow frequency in a silt loam in southwestern Saskatchewan. *Soil Biology and Biochemistry* **31**:1-7.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Wen, G., Zentner, R.P., Schoenau, J. and Hahn, D. (1999). Seasonal trends in selected soil biochemical attributes: Effects of crop rotation in the semiarid prairie. *Canadian Journal of Soil Science* **79**:73-84.
- Campbell, C.A., Biederbeck, V.O., Zentner, R.P. and Lafond, G.P. (1991). Effect of crop rotations and cultural practices on soil organic matter microbial biomass and respiration in a thin Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* **71**: 363-376.
- Carter, M.R., Johnston, H.W. and Kimpinski, J. (1988). Direct drilling and soil loosening for spring cereals on a fine sandy loam in Atlantic Canada. *Soil and Tillage Research* **12**:365-384.
- Carter, M.R., Sanderson, J.B., Ivany, J.A. and White, R.P. (2002). Influence of rotation and tillage on forage maize productivity, weed species, and soil quality of a fine sandy loam in the cool-humid climate of Atlantic Canada, *Soil & Tillage Research*, **67**:85-98.

- Carter, M.R. (1991). Evaluation of shallow tillage for spring cereals on a fine sandy loam. 2. Soil physical, chemical and biological properties. *Soil and Tillage Research* **21**:37-52.
- Chan, K.Y., Roberts, W.P. and Heenan, D.P. (1992). Organic carbon and associated soil properties of a red Earth after 10 years of rotation under different stubble and tillage practices. *Australian Journal of Soil Research* **30**: 71-83.
- Chan, K.Y. and Mead, J.A. (1988). Surface physical properties of a sandy loam soil under different tillage practices. *Australian Journal of Soil Research* **26**:549-559.
- Chaney, B.K., Hodson, D.R. and Braim, M.A. (1985). The effects of direct drilling, shallow cultivation and ploughing on some soil physical properties in a long-term experiment on spring barley. *J. Agric. Sci., Camb.* **104**:125-133.
- Clapp, C.E., Allmaras, R.R., Layese, M.F., Linden, D.R. and Dowdy, R.H. (2000). Soil organic carbon and <sup>13</sup>C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. *Soil and Tillage Research* **55**:127-142.
- Collins, H.P., Blevins, R.L., Bundy, L.G., Christenson, D.R., Dick, W.A., Huggins, D.R. and Paul, E.A. (1999). Soil carbon dynamics in corn-based agroecosystems: results from carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society of America Journal* **63**:584-591.
- Corazza, E.J. *et al.* (1999). Behavior of different management systems as a source or sink of C-CO<sub>2</sub> in relation to cerrado type vegetation. *R.Bras Ci.Solo* **23**:425-432.
- Costantini, A., Cosentino, D. and Segat, A. (1996). Influence of tillage systems on biological properties of a Typic Argiudoll soil under continuous maize in central Argentina. *Soil and Tillage Research* **38**:265-271.
- Dalal, R.C. (1989). Long-term effects of no-tillage, crop residue, and nitrogen application on properties of a Vertisol. *Soil Science Society of America Journal* **53**:1511-1515.
- Dalal, R.C. and Mayer, R.J. (1986). Long-term trends in fertility of soils under continuous cultivation and cereal cropping in Southern Queensland. I. Overall changes in soil properties and trends in winter cereal yields. *Australian Journal of Soil Research* **24**:265-279.
- Dalal R.C., Henderson P.A. and Glasby J.M. (1991). Organic matter and microbial biomass in a vertisol after 20 yr of zero tillage. *Soil Biology and Biochemistry* **23**:435-441.
- Dick, W.A. and Durkalski, J.T. (1997). No-tillage production agriculture and carbon sequestration in a Typic Fragiudalf soil of Northeastern Ohio. Pages 59-71 in Lal, R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Management of Carbon Sequestration in Soil*. CRC Press Inc. Boca Raton, FL.
- Dick, W.A., Edwards, W.M. and McCoy, E.L. (1997). Continuous application of no-tillage to Ohio soils: Changes in crop yields and organic matter-related soil properties. Pages 171-182 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Doran, J.W., Elliott, E.T. and Paustian, K. (1998). Soil microbial activity, nitrogen cycling, and long-term changes in organic carbon pools as related to fallow tillage management. *Soil and Tillage Research* **49**:3-18.
- Duiker, S.W. and Lal, R. (1999). Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a luvisol in central Ohio. *Soil and Tillage Research* **52**:73-81.
- Edwards, J.H., Wood, C.W., Thurlow, D.L. and Ruf, M.E. (1992). Tillage and crop rotation effects on fertility status of a Hapludult soil. *Soil Science Society of America Journal* **56**:1577-1582.
- Eghball, B., Mielke, L.N., McCallister, D.L. and Doran, J.W. (1994). Distribution of organic carbon and inorganic nitrogen in a soil under various tillage and crop sequences. *Journal of Soil and Water Conservation* **49**: 201-205.
- Fabrizzi, K.P., Moron, A. and Garcia, F.O. (2003). Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. *Soil Science Society of America Journal* **67**:1831-1841.
- Fitzsimmons, M.J., Pennock, D.J. and Thorpe, J. (2004). Effects of deforestation on ecosystem carbon densities in central Saskatchewan, Canada. *Forest Ecology and Management* **188**: 349-361.
- Fleige, H. and Baeumer, K. (1974). Effect of zero-tillage on organic carbon and total nitrogen content, and their distribution in different N-fractions in loessial soils. *Agro-Ecosystems* **1**:19-29.

- Follett, R.F. and Peterson, G.A. (1988). Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* **52**:141-147.
- Follett, R.F., Paul, E.A., Leavitt, S.W., Halvorson, A.D., Lyon, D. and Peterson, G.A. (1997). Carbon isotope ratios of Great Plains soils and in wheat-fallow systems. *Soil Science Society of America Journal* **61**:1068-1077.
- Follett, R.F., Pruessner, E.G., Samson-Liebig, S.E., Kimble, J.M. and Waltman, S.W. (2001). Carbon sequestration under the Conservation Reserve Program in the historic grassland soils of the United States of America. Pages 1-14 in Lal, R., and K. McSweeney, editors. *Soil Management for Enhancing Carbon Sequestration*. SSSA Special Publication. Madison, WI.
- Franzluebbers, A.J. and Arshad, M.A. (1996). Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage. *Canadian Journal of Soil Science* **76**:387-393.
- Franzluebbers, A.J., Hons, F.M. and Zuberer, D.A. (1995). Soil organic carbon, microbial biomass, and mineralizable carbon and nitrogen in sorghum. *Soil Science Society of America* **59**:460-466.
- Franzluebbers, A.J., Langdale, G.W. and Schomberg, H.H. (1999). Soil carbon, nitrogen, and aggregation in response to type and frequency of tillage. *Soil Science Society of America Journal* **63**:349-355.
- Freitas, P.L., Blancaneaux, P., Gavinelly, E., Larre-Larrouy, M.-C. and Feller, C. (2000). Nivel e natureza do estoque organico de latossols sob diferentes sistemas de uso e manejo, *Pesq.agropec.bras. Brasilia* **35**: 157-170.
- Freixo, A.A., Machado, P., dos Santos, H.P., Silva, C.A. and Fadigas, F. (2002). Soil organic carbon and fractions of a Rhodic Ferralsol under the influence of tillage and crop rotation systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research* **64**:221-230.
- Frye, W.W. and Blevins, R.L. (1997). Soil organic matter under long-term no-tillage and conventional tillage corn production in Kentucky. Pages 227-234 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Garcia-Prechac, F., Ernst, O., Siri-Prieto, G. and Terra, J.A. (2004). Intergrating no-till into crop-pasture rotations in Uruguay. *Soil and Tillage Research* **77**:1-13.
- Gebhart, D.L., Johnson, H.B., Mayeux, H.S. and Polley, H.W. (1994). The CRP increases soil organic carbon. *Journal of Soil and Water Conservation* **49**:488-492.
- Ghuman, B.S. and Sur, H.S. (2001). Tillage and residue management effects on soil properties and yields of rainfed maize and wheat in a subhumid subtropical climate. *Soil and Tillage Research* **58**:1-10.
- Girma, T. (1998). Effect of cultivation on physical and chemical properties of a Vertisol in Middle Awash Valley, Ethiopia. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **29**:587-598.
- Graham, M.H., Haynes, R.J. and Meyer, J.H. (2002). Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biology and Biochemistry* **34**:93-102.
- Grandy, A.S., Porter, G.A. and Erich, M.S. (2002). Organic amendment and rotation crop effects on the recovery of soil organic matter and aggregation in potato cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* **66**:1311-1319.
- Gregorich, E.G., Ellert, B.H., Drury, C.F. and Liang, B.C. (1996). Fertilization effects on soil organic matter turnover and corn residue C storage. *Soil Science Society of America Journal* **60**:472-476.
- Grunzweig, J.M., Sparrow, S.D., Yakir, D. and Chapin III, F.S. (2004). Impact of agricultural land-use change on carbon storage in boreal Alaska. *Global Change Biology* **10**:452-472.
- Hadas, A., Agassi, M., Zhevelev, H., Kautsky, L., Levy, G.J., Fizik, E. and Gotessman, M. (2004). Mulching with composted municipal solid wastes in the Central Negev, Israel II. Effect on available nitrogen and phosphorus and on organic matter in soil. *Soil and Tillage Research* **78**:115-128.
- Halvorson, A.D., Wienhold, B.J. and Black, A.L. (2002). Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal* **66**:906-912.
- Halvorson, A.D., Reule, C.A. and Follett, R.F. (1999). Nitrogen fertilization effects on soil carbon and nitrogen in a dryland cropping system. *Soil Science Society of America Journal* **63**:912-917.
- Halvorson, A.D., Vigil, M.F., Peterson, G.A. and Elliott, E.T. (1997). Long-term tillage and crop residue management study at Akron, Colorado. Pages 361-370 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V.

- Cole. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hansmeyer, T.L., Linden, D.R., Allan, D.L. and Huggins, D.R. (1998). Determining carbon dynamics under no-till, ridge-till, chisel, and moldboard tillage systems within a corn and soybean cropping sequence. Pages 93-97 in Lal R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Management of Carbon Sequestration in Soil*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Hao, X., Chang, C. and Lindwall, C.W. (2001). Tillage and crop sequence effects on organic carbon and total nitrogen content in an irrigated Alberta soil. *Soil and Tillage Research* **62**:167-169.
- Harden, J.W., Sharpe, J.M., Parton, W.J., Ojima, D.S., Fries, T.L., Huntington, T.G. and Dabney, S.M. (1999). Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. *Global Biogeochemical Cycles* **14**:885-901.
- Havlin, J.L. and Kissel, D.E. (1997). Management effects on soil organic carbon and nitrogen in the East-Central Great Plains of Kansas. Pages 381-386 in Paul, E.A., K. Paustian, E.T. Elliott, and C.V. Cole, editors. *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems: Long-term Experiments in North America*. CRC Press. Boca Raton, FL.
- Hendrix, P.F. (1997). Long-term patterns of plant production and soil carbon dynamics in a Georgia piedmont agroecosystem. Pages 235-245 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Hernanz, J.L., Lopez, R., Navarrete, L. and Sanchez-Giron, V. (2002). Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research* **66**:129-141.
- Hulugalle, N.R. (2000). Carbon sequestration in irrigated vertisols under cotton-based farming systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **31**:645-654.
- Hussain, I., Olson, K.R., Wander, M.M. and Karlen, D.L. (1999). Adaption of soil quality indices and application to three tillage systems in southern Illinois. *Soil and Tillage Research* **50**:237-249.
- Ihori, T., Burke, I.C., Lauenroth, W.K. and Coffin, D.P. (1995). Effects of cultivation and abandonment on soil organic matter in Northeastern Colorado. *Soil Science Society of America Journal* **59**:1112-1119.
- Jackson, L.E., Ramirez, I., Yokota, R., Fennimore, S.A., Koike, S.T., Henderson, D.M., Chaney, W.E., Calderon, F.J. and Klonsky, K. (2004). *Agriculture, Ecosystems and Environment* **103**:443-463.
- Janzen, H.H. (1987). Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Canadian Journal of Soil Science* **67**:845-856.
- Jastrow, J.D., Miller, R.M. and Lussenhop, J. (1998). Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biology and Biochemistry* **30**:905-916.
- Karlen, D.L., Kumar, A., Kanwar, R.S., Cambardella, C.A. and Colvin, T.S. (1998). Tillage system effects on 15-year carbon-based and simulated N budgets in a tile-drained Iowa field. *Soil and Tillage Research* **48**:155-165.
- Karlen, D.L., Rosek, M.J., Gardner, J.C., Allan, D.L., Alms, M.J., Bezdicek, D.F., Flock, M., Huggins, D.R., Miller, B.S. and Staben, M.L. (1999). Conservation Reserve Program effects on soil quality indicators. *Journal of Soil and Water Conservation* **54**:439-444.
- Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S. and Jordahl, J.L. (1994). Long-term tillage effects on soil quality. *Soil and Tillage Research* **32**:313-327.
- Knowles, T.A. and Singh, B. (2003). Carbon storage in cotton soils of northern New South Wales. *Australian Journal of Soil Research* **41**:889-903.
- Kushwaha, C.P., Tripathi, S.K. and Singh, K.P. (2000). Variations in soil microbial biomass and N availability due to residue and tillage management in a dryland rice agroecosystem. *Soil and Tillage Research* **56**:153-166.
- Lal, R. (1998). Soil quality changes under continuous cropping for seventeen seasons of an alfisol in western Nigeria. *Land Degradation and Development* **9**:259-274.
- Lal, R., Mahboubi, A.A. and Fausey, N.R. (1994). Long-term tillage and rotation effects on properties of a central Ohio soil. *Soil Science Society of America Journal* **58**:517-522.

- Larney, F.J., Bremer, E., Janzen, H.H., Johnston, A.M. and Lindwall, C.W. (1997). Changes in total, mineralizable and light fraction soil organic matter with cropping and tillage intensities in semiarid southern Alberta, Canada. *Soil and Tillage Research* **42**:229-240.
- Lilienfein, J., Wilcke, W., Vilela, L., do Carmo Lima, S., Thomas, R. and Zech, W. (2000). Effect of no-tillage and conventional tillage systems on the chemical composition of soil solid phase and soil solution of Brazilian savanna. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **163**: 411-419.
- Ludwig, B., John, B., Ellerbrock, R., Kaiser, M. and Flessa, H. (2003). Stabilization of carbon from maize in a sandy soil in a long-term experiment. *European Journal of Soil Science* **54**:117-126.
- McCarty, G.W., Lyssenko, N.N. and Starr, J.L. (1998). Short-term changes in soil carbon and nitrogen pools during tillage management transition. *Soil Science Society of America Journal* **62**:1564-1571.
- Mielke, L.N., Doran, J.W. and Richards, K.A. (1986). Physical environment near the surface of plowed and no-tilled soils. *Soil and Tillage Research* **7**:355-366.
- Mikhailova, E.A., Bryant, R.B., Vassenev, I.I., Schwager, S.J. and Post, C.J. (2000). Cultivation effects on soil carbon and nitrogen contents at depth in the Russian Chernozem. *Soil Science Society of America Journal* **64**:738-745.
- Mrabet, R., Saber, N., El-brahli, A., Lahlou, S. and Bessam, F. (2001). Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil & Tillage Research* **57**: 225-235.
- Nyborg, M., Solberg, E.D., Malhi, S.S. and Izaurrealde, R.C. (1995). Fertilizer N, crop residue, and tillage alter soil C and N content in a decade. Pages 93-99 in Lal, R., J. Kimble, E. Levine, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Soil Management and Greenhouse effect*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Parfitt, R.L., Theng, B.K.G., Whitton, J.S. and Shepherd, T.G. (1997). Effects of clay minerals and land use on organic matter pools. *Geoderma* **75**:1-12.
- Patwardhan, A.S., Chinnaswamy, R.V., Donigian Jr., A.S., Metherell, A.K., Blevins, R.L., Frye, W.W., and Paustian, K. (1995). Application of the Century soil organic matter model to a field site in Lexington, KY. Pages 385-394 in Lal, R., J. Kimble, E. Levine, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Soils and Global Change*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Paustian, K. and Elliott, E.T. Unpublished data. Field sampling of long-term experiments in U.S. and Canada for EPA carbon sequestration project.
- Pennock, D.J. and van Kessel, C. (1997). Effect of agriculture and of clear-cut forest harvest on landscape-scale soil organic carbon storage in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* **77**:211-218.
- Pierce, F.J. and Fortin, M.-C. (1997). Long-term tillage and periodic plowing of a no-tilled soil in Michigan: Impacts, yield, and soil organic matter. Pages 141-149 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. *Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Potter, K.N., Torbert, H.A., Johnson, H.B. and Tischler, C.R. (1999). Carbon storage after long-term grass establishment on degraded soils. *Soil Science* **164**:718-723.
- Potter, K.N., Torbert, H.A., Jones, O.R., Matocha, J.E., Morrison Jr., J.E., and Unger, P.W. (1998). Distribution and amount of soil organic C in long-term management systems in Texas. *Soil and Tillage Research* **47**:309-321.
- Potter, K.N., Jones, O.R., Torbert, H.A. and Unger, P.W. (1997). Crop rotation and tillage effects on organic carbon sequestration in the semiarid southern Great Plains. *Soil Science* **162**:140-147.
- Powelson, D.S. and Jenkinson, D.S. (1982). A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *J. Agric. Sci. Camb.* **97**:713-721.
- Rasmussen, P.E. and Albrecht, S.L. (1998). Crop management effects on organic carbon in semi-arid Pacific Northwest soils. Pages 209-219 in Lal R., J.M. Kimble, R.F. Follett, and B.A. Stewart, editors. *Advances in Soil Science: Management of Carbon Sequestration in Soil*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Reeder, J.D., Schuman, G.E. and Bowman, R.A. (1998). Soil C and N changes on Conservation Reserve Program lands in the Central Great Plains. *Soil and Tillage Research* **47**:339-349.
- Rhoton, F.E., Bruce, R.R., Buehring, N.W., Elkins, G.B., Langdale, C.W. and Tyler, D.D. (1993). Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil and Tillage Research* **28**: 51-61.

- Robles, M.D. and Burke, I.C. (1997). Legume, grass, and conservation reserve program effects on soil organic matter recovery. *Ecological Applications* **7**:345-357.
- Ross, C.W. and Hughes, K.A. (1985). Maize/oats forage rotation under 3 cultivation systems, 1978-83 2. Soil properties. *New Zealand Journal of Agricultural Research* **28**:209-219.
- Sa, J.C.M., Cerri, C.C., Dick, W.A., Lal, R., Filho, S.P.V., Piccolo, M.C. and Feigl, B.E. (2001). Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal* **65**:1486-1499.
- Saffigna, P.G., Powelson, D.S., Brookes, P.C. and Thomas, G.A. (1989). Influence of sorghum residues and tillage on soil organic matter and soil microbial biomass in an Australian vertisol. *Soil Biology and Biochemistry* **21**: 759-765.
- Saggar, S., Yeates, G.W. and Shepherd, T.G. (2001). Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand. *Soil and Tillage Research* **58**:55-68.
- Sainju, U.M., Singh, B.P. and Whitehead, W.F. (2002). Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil and Tillage Research* **63**:167-179.
- Salinas-Garcia, J.R., Hons, F.M. and Matocha, J.E. (1997). Long-term effects of tillage and fertilization on soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal* **61**:152-159.
- Schiffman, P.M., and Johnson, W.C. (1989). Phytomass and detrital carbon storage during forest regrowth in the southeastern United States Piedmont. *Canadian Journal of Forest Research* **19**:69-78.
- Sherrod, L.A., Peterson, G.A., Westfall, D.G. and Ahuja, L.R. (2006). Cropping intensification enhances soil organic carbon and nitrogen in a no-till agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal*. (in press).
- Sidhu, A.S. and Sur, H.S. (1993). Effect of incorporation of legume straw on soil properties and crop yield in a maize-wheat sequence. *Tropical Agriculture (Trinidad)* **70**:226-229.
- Six, J., Elliot, E.T., Paustian, K. and Doran, J.W. (1998). Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* **62**:1367-1377.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T. and Combrink, C. (2000). Soil structure and organic matter: I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal* **64**:681-689
- Slobodian, N., van Rees, K., and Pennock, D. (2002). Cultivation-induced effects on below-ground biomass and organic carbon. *Soil Science Society of America Journal* **66**:924-930.
- Solomon, D., Fritzsche, F., Lehmann, J., Tekalign, M. and Zech, W. (2002). Soil organic matter dynamics in the subhumid agroecosystems of the Ethiopian Highlands: evidence from natural <sup>13</sup>C abundance and particle-size fractionation. *Soil Science Society of America Journal* **66**: 969-978.
- Sparling, G.P., Schipper, L.A., Hewitt, A.E. and Degens, B.P. (2000). Resistance to cropping pressure of two New Zealand soils with contrasting mineralogy. *Australian Journal of Soil Research* **38**:85-100.
- Stenberg, M., Stenberg, B. and Rydberg, T. (2000). Effects of reduced tillage and liming on microbial activity and soil properties in a weakly-structured soil. *Applied Soil Ecology* **14**:135-145.
- Tabeada, M.A., Micucci, F.G., Cosentino, D.J. and Lavado, R.S. (1998). Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. *Soil and Tillage Research* **49**:57-63.
- Tiessen, H., Stewart, J.W.B. and Bettany, J.R. (1982). Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus in grassland soils. *Agronomy Journal* **74**:831-835.
- Unger, P.W. (2001). Total carbon, aggregation, bulk density, and penetration resistance of cropland and nearby grassland soils. Pages 77-92 in: R. Lal (ed.). Soil carbon sequestration and the greenhouse effect. SSSA Special Publication No. 57, Madison, WI.
- Vanotti, M.B., Bundy, L.G. and Peterson, A.E. (1997). Nitrogen fertilizer and legume-cereal rotation effects on soil productivity and organic matter dynamics in Wisconsin. Pages 105-119 in: E.A. Paul, E.T. Elliott, K. Paustian, and C.V. Cole. Soil organic matter in temperate agroecosystems: Long-term experiments in North America. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Varvel, G.E. (1994). Rotation and nitrogen fertilization effects on changes in soil carbon and nitrogen. *Agronomy Journal* **86**:319-325.
- Voroney, R.P., van Veen, J.A. and Paul, E.A. (1981). Organic C dynamics in grassland soils. 2. Model validation and simulation of the long-term effects of cultivation and rainfall erosion. *Canadian Journal of Soil Science* **61**:211-224.
- Wander, M.M., Bidart, M.G. and Aref, S. (1998). Tillage impacts on depth distribution of total and particulate organic matter in three Illinois soils. *Soil Science Society of America Journal* **62**:1704-1711.
- Wanniarachchi, S.D., Voroney, R.P., Vyn, T.J., Beyaert, R.P. and MacKenzie, A.F. (1999). Tillage effects on the dynamics of total and corn-residue-derived soil organic matter in two southern Ontario soils. *Canadian Journal of Soil Science* **79**: 473-480.
- Westerhof, R., Vilela, L., Azarza, M. and Zech, W. (1998). Land-use effects on labile N extracted with permanganate and the nitrogen management index in the Cerrado region of Brazil. *Biology and Fertility of Soils* **27**:353-357.
- Wu, T., Schoenau, J.J., Li, F., Qian, P., Malhi, S.S., Shi, Y. and Xu, F. (2004). Influence of cultivation and fertilization on total organic carbon and carbon fractions in soils from the Loess Plateau of China. *Soil and Tillage Research* **77**:59-68.
- Yang, X.M. and Kay, B.D. (2001). Impacts of tillage practices on total, loose- and occluded-particulate, and humified organic carbon fractions in soils within a field in southern Ontario. *Canadian Journal of Soil Science* **81**: 149-156.
- Yang, X.M. and Wander, M.M. (1999). Tillage effects on soil organic carbon distribution and storage in a silt loam soil in Illinois. *Soil and Tillage Research* **52**:1-9.
- Zeleeke, T.B., Grevers, M.C.J., Si, B.C., Mermut, A.R. and Beyene, S. (2004). Effect of residue incorporation on physical properties of the surface soil in the South Central Rift Valley of Ethiopia. *Soil and Tillage Research* **77**:35-46.
- Zhang, H., Thompson, M.L. and Sandor, J.A. (1988). Compositional differences in organic matter among cultivated and uncultivated Argiudolls and Hapludalfs derived from loess. *Soil Science Society of America Journal* **52**:216-222.

### 稻子耕作

- Cai, Z.C., Tsuruta, H. and Minami, K. (2000). Methane emission from rice fields in China: measurements and influencing factors. *Journal of Geophysical Research* **105**(D13): 17231-17242.
- Cai, Z.C., Tsuruta, H., Gao, M., Xu, H. and Wei, C.F. (2003a). Options for mitigating methane emission from a permanently flooded rice field. *Global Change Biology* **9**: 37-45.
- Cai, Z.C., Sawamoto, T., Li, C.S., Kang, G.D., Boonjawat, J., Mosier, A. and Wassmann, R. (2003b). Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems, *Global Biogeochemical Cycles* **17**(4): 1107 doi:10.1029/2003GB002046,2003.
- Cicerone, R.J. and Shetter, J.D. (1981). Sources of atmospheric methane: Measurements in rice paddies and a discussion. *Journal of Geophysical Research* **86**: 7203-7209.
- Conrad, R. (1989). "Control of methane production in terrestrial ecosystems". In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, M.O. Andreae and D.S. Schimel(eds.), 39-58.
- Denier van der Gon, H.A.C. and Neue, H.U. (1995). Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field. *Global Biogeochemical Cycles* **9**: 11-22.
- Denier van der Gon, H.A.C. and Neue, H.U. (2002). Impact of gypsum application on the methane emission from a wetland rice field. *Global Biogeochemical Cycles* **8**: 127-134.
- Fitzgerald, G.J., Scow, K.M. and Hill, J.E. (2000). Fallow season straw and water management effects on methane emissions in California rice. *Global Biogeochem. Cycles*, **14**: 767-775.
- Huang, Y., Jiao, Y., Zong, L.G., Zheng, X.H., Sass, R.L. and Fisher, F.M. (2002). Quantitative dependence of methane emission on soil properties, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **64**(1-2): 157-167.
- Huang, Y., Zhang, W., Zheng, X.H., Li, J. and Yu, Y.Q. (2004). Modeling methane emission from rice paddies with various agricultural practices. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* **109** (D8): Art. No. D08113 APR 29 2004.

- IAEA (1992). Manual on measurement of methane and nitrous oxide emissions from agriculture. IAEA-TECDOC-674, pp. 91.
- IGAC (1994). Global measurements standards of methane emissions for irrigated rice cultivation. Sass, R.L. and H.-U. Neue (eds.) IGAC Core Project Office, Cambridge, Mass., USA, 10 pp.
- IPCC (International Panel on Climate Change) (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Workbook (Volume 2). Cambridge University Press, Cambridge.
- IPCC (International Panel on Climate Change) (2000). Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. Cambridge University Press, Cambridge.
- IRRI (1995). World rice statistics 1993-94, International Rice Research Institute, Los Banos, pp. 260.
- Li, C.S., Mosier, A., Wassmann, R., Cai, Z.C., Zheng, X.H., Huang, Y., Tsuruta, H., Boonjawat, J. and Lantin, R. (2004). Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: Sensitivity analysis and upscaling, *Global Biogeochemical Cycles* **18**, doi: 10.1029/2003GB00204, 2004.
- Lindau, C.W., Bollich, P.K., de Laune, R.D., Mosier, A.R. and Bronson, K.F. (1993). Methane mitigation in flooded Louisiana rice fields. *Biology and Fertility of Soils* **15**: 174-178.
- Minami, K. (1995). The effect of nitrogen fertilizer use and other practices on methane emission from flooded rice. *Fertilizer Research* **40**: 71-84.
- Neue, H.U. and Sass, R. (1994). Trace gas emissions from rice fields. In: Prinn R.G. (ed.) Global Atmospheric-Biospheric Chemistry. Environmental Science Res. 48. Plenum Press, New York, pp. 119-148.
- Nouchi, I., Mariko, S. and Aoki, K. (1990). Mechanism of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. *Plant Physiology* **94**: 59-66.
- Sass, R. (2002). CH<sub>4</sub> emissions from rice agriculture. In 'Background Papers, IPCC Expert Meetings on Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories. IPCC-NGGIP, p. 399-417, available at <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/>.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Harcombe, P.A. and Turner, F.T. (1991). Mitigation of methane emission from rice fields: Possible adverse effects of incorporated rice straw. *Global Biogeochemical Cycles*, **5**: 275-287.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Wang, Y.B., Turner, F.T. and Jund, M.F. (1992). Methane emission from rice fields: The effect of floodwater management. *Global Biogeochemical Cycles* **6**: 249-262
- Sass, R. I., Fisher, F. M., Lewis, S. T., Jund, M. F. and Turner, F. T. (1994). Methane emissions from rice fields: Effect of soil properties. *Global Biogeochemical Cycles* **2**, 135-140, 1994.
- Schütz, H., Holzapfel-Pschorn, A., Conrad, R., Rennenberg, H. and Seiler, W. (1989). A 3-year continuous record on the influence of daytime, season, and fertilizer treatment on methane emission rates from an Italian rice paddy. *Journal of Geophysical Research* **94**: 16405-16416.
- Takai, Y. (1970). The mechanism of methane fermentation in flooded paddy soil. *Soil Science and Plant Nutrition* **16**: 238-244.
- Wassmann, R., and Aulakh, M.S. (2000). The role of rice plants in regulating mechanisms of methane emissions. *Biology and Fertility of Soils* **31**: 20-29.
- Wassmann, R., Neue, H.U., Bueno, C., Lantin, R.S., Alberto, M.C.R., Buendia, L.V., Bronson, K., Papen, H. and Rennenberg, H. (1998). Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates. *Plant and Soil* **203**: 227-237.
- Wassmann, R., Buendia, L.V., Lantin, R.S., Makarim, K., Chareonsilp, N. and Rennenberg, H. (2000). Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. II. Differences among irrigated, rainfed, and deepwater rice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **58**: 107-119.
- Watanabe, A. and Kimura, M. (1998). Factors affecting variation in CH<sub>4</sub> emission from paddy soils grown with different rice cultivars: A pot experiment. *Journal of Geophysical Research* **103**: 18947-18952.
- Yagi, K. and Minami, K. (1990). Effect of organic matter application on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Science and Plant Nutrition* **36**: 599-610.
- Yagi, K., Tsuruta, H., Kanda, K. and Minami, K. (1996). Effect of water management on methane emission from a Japanese rice paddy field: Automated methane monitoring. *Global Biogeochemical Cycles* **10**: 255-267.
- Yagi, K., Minami, K. and Ogawa, Y. (1998). Effect of water percolation on methane emission from rice paddies: a lysimeter experiment. *Plant and Soil* **198**: 193-200.

Yan, X., Yagi, K., Akiyama, H. and Akimoto, H. (2005). Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Global Change Biology* **11**, 1131-1141, doi: 10/1111/j.1365-2486.2005.00976.x.