

第 2 章

适用于多个土地利用类别的通用方法

作者

Harald Aalde (挪威)、Patrick Gonzalez (美国)、Michael Gytarsky (俄罗斯联邦)、Thelma Krug (巴西)、Werner A. Kurz (加拿大)、Rodel D. Lasco (菲律宾)、Daniel L. Martino (匈牙利)、Brian G. McConkey (加拿大)、Stephen Ogle (美国)、Keith Paustian (美国)、John Raison (澳大利亚)、N.H. Ravindranath (印度)、Dieter Schoene (联合国粮农组织)、Pete Smith (英国)、Zoltan Somogyi (欧洲委员会/匈牙利)、Andre van Amstel (荷兰) 和 Louis Verchot (世界农林中心/美国)

目录

2	适用于多个土地利用类别的通用方法	
2.1	引言	2.6
2.2	清单框架	2.6
2.2.1	碳库变化估算的概述	2.6
2.2.2	非CO ₂ 排放估算的概述	2.10
2.2.3	将碳库变化转化为CO ₂ 排放	2.10
2.3	CO ₂ 排放和清除的通用方法	2.11
2.3.1	生物量碳库的变化（地上部生物量和地下部生物量）	2.11
2.3.1.1	保持土地利用类别的土地	2.11
2.3.1.2	转化为一种新土地利用类型的土地	2.19
2.3.2	死有机物质中的碳库变化	2.20
2.3.2.1	保持土地利用类别不变的土地	2.21
2.3.2.2	转化为一种新土地利用类型的土地	2.25
2.3.3	土壤中的碳库变化	2.28
2.3.3.1	土壤碳的估算方法（保持土地利用类别不变的土地和转化为新土地利用的土地）	2.28
2.4	非CO ₂ 排放	2.40
2.5	方法3的附加通用指南	2.49
2.5.1	基于测量的方法3清单	2.49
2.5.2	基于模式的方法3清单	2.51
	参考文献	2.53

公式

公式 2.1	以所有土地利用类别的变化总和，估算整个农林和其他土地利用部门的年度碳库变化	2.6
公式 2.2	以类别内每种层次变化的总和，表示一种土地利用类别的年度碳库变化	2.7
公式 2.3	以所有池变化的总和，表示某种土地利用类别中一个层的年度碳库变化	2.7
公式 2.4	给定池中的年度碳库变化是一个增加和损失的函数 （增加-损失方法）	2.9
公式 2.5	以2个时点间估算的年均变化量表示一个给定池中的碳库变化 （库-差别方法）	2.10
公式 2.6	进入大气的非CO ₂ 排放	2.10
公式 2.7	保持特定土地利用类别的土地的生物量年度碳库变化 （增加-损失方法）	2.11
公式 2.8	保持特定土地利用类别的土地的生物量年度碳库变化 （库-差别方法）	2.12

公式 2.9	在保持土地利用类别的土地上, 由生物量增加引起的生物量碳库年度增加.....	2.15
公式 2.10	生物量的年均增长量.....	2.15
公式 2.11	在保持土地利用类别的土地上, 由生物量损失引起的年度碳库的减少	2.16
公式 2.12	木材清除引起的生物量中的年度碳损失.....	2.16
公式 2.13	燃木清除引起的生物量中的年度碳损失.....	2.17
公式 2.14	火烧引起的生物量中的年度碳损失.....	2.18
公式 2.15	在转化为其他土地利用类别的土地上, 生物量中的年度碳库变化(方法 2)	2.20
公式 2.16	在转化为另一种土地类别的土地上, 生物量中的初始碳库变化	2.20
公式 2.17	死有机物质中的年度碳库变化.....	2.21
公式 2.18	死木或枯枝落叶中的年度碳库变化(增加-损失方法)	2.23
公式 2.19	死木或枯枝落叶中的年度碳库变化(库-差别方法)	2.23
公式 2.20	转移到死有机物质中的年度生物量碳量.....	2.24
公式 2.21	死亡引起的生物量中的年度碳损失.....	2.24
公式 2.22	到残余物中的年度碳转移.....	2.25
公式 2.23	由土地转化引起的死木和枯枝落叶中的年度碳库变化.....	2.26
公式 2.24	土壤中的年度碳库变化.....	2.29
公式 2.25	矿质土壤中的年度碳库变化.....	2.29
公式 2.26	排水有机土壤的年度碳损失(CO ₂)	2.35
公式 2.27	火烧中温室气体的排放估算.....	2.41

图

图 2.1	陆地农林和其他土地利用生态系统中的广义碳循环, 表明了进出系统及系统内 5 种碳汇间的碳流动.....	2.8
图 2.2	确定土地利用类别中生物量碳库变化估算的相应层级的通用决策树	2.14
图 2.3	确定土地利用类别中死有机物质碳库变化估算的相应层级的通用决策树	2.22
图 2.4	确定以土地利用类别分类的矿质土壤中碳库变化估算的相应层级的通用决策树.....	2.32
图 2.5	确定以土地利用类别分类的有机土壤中碳库变化估算的相应层级的通用决策树.....	2.33
图 2.6	确定土地利用类别中火烧引起的温室气体排放估算的相应层级的通用决策树.....	2.43
图 2.7	建方法 3 基于模式清单估算系统的步骤	2.51

表

表 2.1	扰乱对碳汇影响的简单矩阵（方法 2）实例	2.19
表 2.2	枯枝落叶和死木碳库的方法 1 缺省值	2.27
表 2.3	矿质土壤的土壤有机碳库(天然植被的)缺省参考值 (SOC _{参考})	2.31
表 2.4	一系列植被类型烧除相关的燃料（死有机物质加活生物量）生物量消耗值.....	2.44
表 2.5	多种烧除类型的排放因子	2.46
表 2.6	一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值（烧除前燃料生物量消耗的比例）	2.47

框

框 2.1	用于方法一的活动数据与方法二或方法三的活动数据的公式 2.25 的替代公式及转移矩阵..	2.34
框 2.2	方法 1 总计的统计资料和结合转移矩阵的方法二或方法三活动数据之间的比较.....	2.36

2 适用于多个土地利用类别的通用方法

2.1 引言

在农业、林业和其他土地利用（AFOLU）部门，温室气体排放和清除的估算方法可划分为两大类：1）对于任何一种类别的土地利用，可用相同的方法（即对林地、农田、草地、湿地、聚居地和其他土地的通用方法）；2）仅应用于单一土地利用或应用于国家一级总计数据（没有指明具体土地利用）的方法。第 2 章主要说明了在类别（1）下针对生态系统碳库变化以及火烧引起的非 CO₂ 流量的通用估算方法。这些方法能应用于六种土地利用类别中的任何一种。方法的通用信息包括：

- 在特定土地类别中应用方法的一般框架；
- 方法的选择，包括用于估算碳库变化和非 CO₂ 排放的方法 1 的公式和缺省值；
- 较高级别方法的一般性使用指导；
- IPCC 排放因子数据库的使用(EFDB)；以及
- 不确定性估计。

在具体土地利用类别的相关章节里，给出了针对任意一种土地利用和土地利用转化类别实施方法的具体细节和指导，包括选择排放因子，编制活动数据和评估不确定性（参见第 4-9 章）。关于每个特定土地利用清单计算的指导，参照本章描述的通用方法。

2.2 清单框架

本节概述了一种系统方法，可估算来自生物量、死有机物质和土壤的碳库变化（及相关的 CO₂ 排放量和清除量）以及估算火烧引起的非 CO₂ 温室气体排放。首先是关于表述土地利用类别和层次的一般公式，接着是关于土地利用类别划分的具体池碳库变化过程及更详细公式的简短描述。然后给出了非 CO₂ 排放的估算原理和常用公式。具体地，2.3 和 2.4 节提供了操作公式，可对按池内过程划分和按类别划分的排放和清除估算，并可直接对应于工作表计算。

2.2.1 碳库变化估算的概述

在农林和其他土地利用部门，基于生态系统碳库变化，对每种土地利用类别的 CO₂ 排放和清除进行估算（包括保持一种土地利用类别的土地及转化为另一种土地利用类别的土地）。公式 2.1 概述了碳库变化。

公式 2.1
以所有土地利用类别的变化总和，估算整个农林和其他土地利用部门的年度碳库变化

$$\Delta C_{AFOLU} = \Delta C_{FL} + \Delta C_{CL} + \Delta C_{GL} + \Delta C_{WL} + \Delta C_{SL} + \Delta C_{OL}$$

其中：

ΔC = 碳库变化

下标代表以下土地利用类别：

AFOLU = 农业、林业和其他土地利用

FL = 林地

CL = 农田

GL = 草地

WL = 湿地

SL = 聚居地

OL = 其他土地

对于每种土地利用类别，估算这个土地利用类别中所选的土地面积的所有层或亚类（例如，气候带、生态型、土壤类型、管理制度等，参见第 3 章）的碳库变化（公式 2.2）。按第 1 章表 1.1 中的定义，考虑 5 种碳汇内的碳循环过程，估算一个层内的碳库变化。碳循环的广义流程图（图 2.1）显示了全部 5 种池及相关流量，包括系统的输入和输出，以及池间所有可能的转换。总体上，通过所有池内的变化之和来估算一个层内的碳库变化，如公式 2.3 所示。并且，可以将土壤中的碳库变化分为矿物质土壤中的碳库变化和有机土壤中的排放。采伐的木材产品（HWP）还列为一种附加池。

公式 2.2
以类别内每种层次变化的总和，表示一种土地利用类别的年度碳库变化

$$\Delta C_{LU} = \sum_i \Delta C_{LU_i}$$

其中：

ΔC_{LU} = 公式 2.1 中所定义的一种土地利用（LU）类别的碳库变化。

i = 表示土地利用类别内一种特定的层或亚类（按照种类、气候带、生态型、管理制度等任意组合，参见第 3 章）， $i = 1 - n$ 。

公式 2.3
以所有池变化的总和，表示某种土地利用类别中一个层的年度碳库变化

$$\Delta C_{LU_i} = \Delta C_{AB} + \Delta C_{BB} + \Delta C_{DW} + \Delta C_{LI} + \Delta C_{SO} + \Delta C_{HWP}$$

其中：

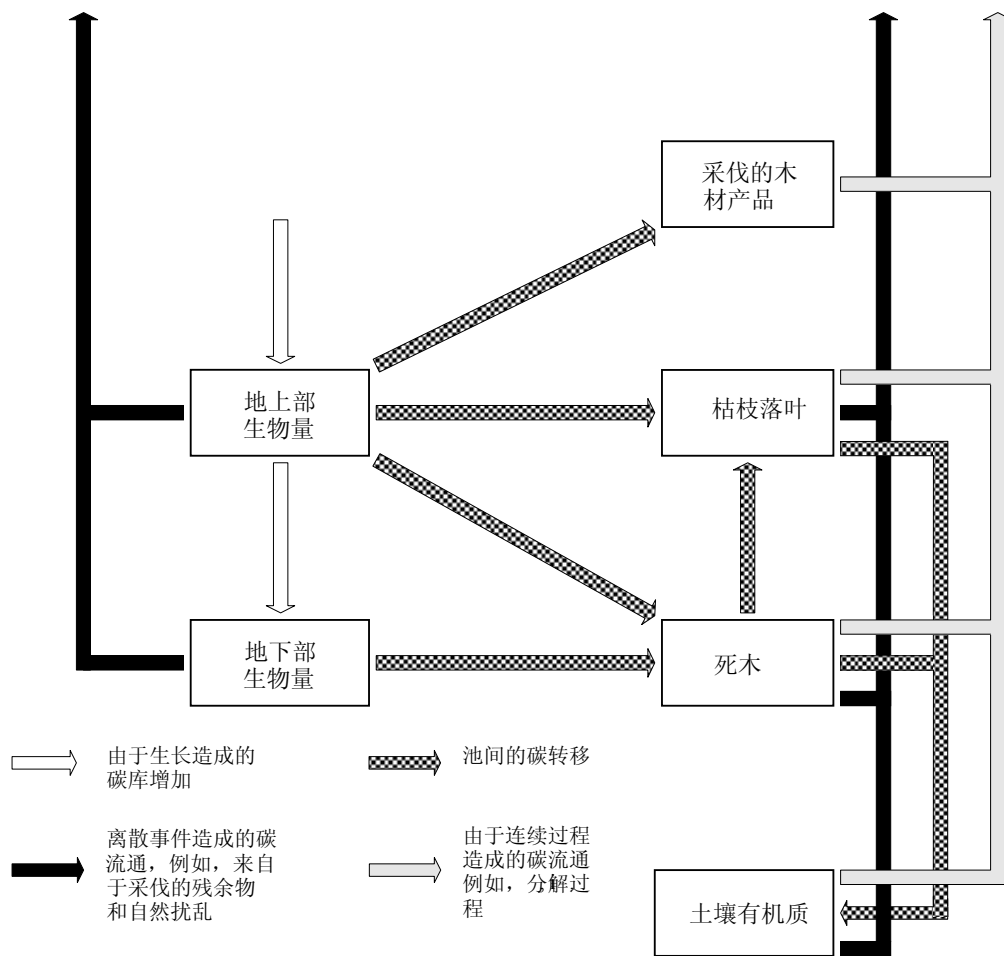
ΔC_{LU_i} = 某种土地利用类别中的一个层的碳变化

下标表示以下碳汇：

- AB = 地上部生物量
- BB = 地下部生物量
- DW = 死木
- LI = 枯枝落叶
- SO = 土壤
- HWP = 采伐的木材产品

碳汇和流量变化的估算取决于数据和模式的可获得性以及收集和分析附加信息的资源及能力（参见第 1 章 1.3.3 节，关键类别分析）。第 1 章表 1.1 概述了对于方法 1 与每种土地利用类别相关的池，包括报告表的引用。可能不用对公式 2.3 所示的所有池的库变化进行估算，这取决于国情和选择的方法。由于推导支持部分库变化估算的缺省数据集的局限性，方法 1 包括几种简化假设。

图 2.1 陆地农林和其他土地利用生态系统中的广义碳循环，表明了进出系统及系统内 5 种碳汇间的碳流动



- 在方法 1 下，假设地上部生物量碳库变化为零（在方法 2 下，关于地下部和地上部生物量比例的国家特定数据可用来估算地下部库变化）；
- 在方法 1 下，死木和枯枝落叶池通常合称为“死有机物质”（参见下面的讨论）；以及
- 在方法 1 下，假设非森林土地利用类别的死有机物质库为零。对于转化为另一种土地利用类别的林地，方法 1 提供了估算死有机物质碳库的缺省值。

碳循环包括由于连续过程（即生长，衰减）和离散事件（即扰乱，如采伐、火烧、虫灾、土地利用变化和其他事件）引起的碳库变化。连续过程每年均会影响所有地区的碳库变化，而离散事件（即扰乱）在事件发生的年份会在特定地区（即发生扰乱的地方）引起气体排放和重新分配生态系统碳。

扰乱亦可能有持续影响，如风倒或烧树的衰减。出于实际考虑，方法 1 假设以部分扰乱事件（即在扰乱发生的年份）估算扰乱后的所有排放（砍伐的木材产品较少）。例如，在事件发生的年份估算所有扰乱后的排放，而不是在扰乱发生后的几年期间里估算留下的死有机物质的衰减。

在方法 1 下，假设转换成死有机物质（死木和枯枝落叶）的平均速率等于死有机物质转换成别的物质的平均速率，因此净库变化为零。这个假设意味着，对于保持在一种土地利用类别的土地区域，在方法 1 下不需要量化其死有机物质（死木和枯枝落叶）的碳库¹。这个方法的理论依据是，死有机物质库特别是死木的变化很大并且有特定地点，这取决于森林类型和年龄、扰乱历史和管理。此外，由于分解速率的数据缺乏，因此认为不能制定全球适用的缺省因子和进行不确定性估算。对于森林中的森林类型或扰乱或管理办法发生明显变化的国家，鼓励其使用方法 2 或方法 3 建立国家数据，以估算这些变化带来的影响和报告碳库变化及非CO₂排放和清除。

碳库变化的所有估算，即增长、内部转移和排放，均以碳为单位，以保持所有计算的一致性。生物量库、增量、采伐等数据最初以干物质为单位，在随后的计算中需要换算成吨碳。存在 2 种完全不同但同样有效的估算库变化的方法：1) 基于过程的方法，用来估算添进和清出碳库的净平衡；2) 基于库的方法，用来估算 2 个时点碳库的差异。

使用公式 2.4 中基于过程的方法可以估算任意池的年碳库变化。公式 2.4 给出了能应用于所有碳增加或损失的*增加-损失方法*。增加可以归因于生长（生物量的增加）和来自另一种池的碳转移（例如，由于采伐和自然扰乱，碳从活生物量碳汇转移到死有机物质池中）。增加通常标注为正号（+）。损失可以归因于碳从一种池转移到另一种池（例如，在采伐活动中，砍伐物中的碳是来自地上部生物量池中的损失），或由于腐烂、采伐、燃烧等造成的排放。损失通常标记为负号（-）。

公式 2.4
给定池中的年度碳库变化是一个增加和损失的函数
（增加-损失方法）

$$\Delta C = \Delta C_G - \Delta C_L$$

其中：

ΔC = 池中的年度碳库变化，吨碳/年

ΔC_G = 碳的年增加，吨碳/年

ΔC_L = 碳的年损失，吨碳/年

注意，CO₂ 清除是从大气转入一个池，而 CO₂ 排放是从一个池转入大气。并非所有的转移均包括排放或清除，因为任何从一个池到另一个池的转移是捐赠池的一个损失，但是亦是接受池的一个等量增加。例如，从地上部生物量池到死木池的转移是地上部生物量池的一个损失，而是死木池一个同等大小的增加，这个转移并不一定会导致 CO₂ 立即排放到大气中（取决于使用的方法层级）。

公式 2.4 所使用的方法被称为*增加-损失方法*，因为这个方法包括了引起一个池内变化的所有过程。一种基于库的替代方法称为*库-差别方法*。此方法可使用如下，在相关池中测量 2 个时点的碳库以估算碳库变化，以公式 2.5 表示。

¹ 对于森林转化为其他土地利用，按方法 1 计算枯枝落叶碳库的排放量。

公式 2.5
以 2 个时点间估算的年均变化量表示一个给定池中的碳库变化
(库-差别方法)

$$\Delta C = \frac{(C_{t_2} - C_{t_1})}{(t_2 - t_1)}$$

其中:

ΔC = 池年度碳库变化, 吨碳/年

C_{t_1} = 时间 t_1 的池内碳库量, 吨碳

C_{t_2} = 时间 t_2 的池内碳库量, 吨碳

如果按每公顷估算碳库变化, 然后用算出的值乘以每一层的总面积, 可得到池的库变化估算总值。在部分情况下, 活动数据可以是国家总计的形式(例如, 采伐木材), 在这种情况下, 池库变化估算可以直接应用适合的因子将活动数据转化成碳质量单位。当对一个特定土地利用类别使用库差别方法时, 重要的是, 保证该类别内的土地面积在时间 t_1 和 t_2 时是相同的, 以避免混淆库变化估算与面积变化。

过程方法本身是建模方法, 使用源自经验研究数据的相关系数。这些方法可比库变化方法消除更大程度的年份间变率, 因为库变化方法依赖于 2 个时点间库估值的差异。两种方法均是有效的, 但它们要能够表述真实的扰乱及连续变化趋势, 并且可以通过与真实测量进行比较而得到验证。

2.2.2 非CO₂排放估算的概述

非 CO₂ 排放源自多种源, 包括土壤、牲畜及粪便中的排放, 以及生物量、死木和枯枝落叶燃烧产生的排放。与根据生物量碳库变化而估算 CO₂ 排放的方法不同, 对非 CO₂ 温室气体排放的估算通常涉及从一个源直接排入大气的排放速率。速率(公式 2.6)一般决定于一种特定气体(例如, CH₄、N₂O)和源类别及面积(例如, 就土壤或烧毁面积来说)的排放因子, 定义排放源的总体(例如, 就牲畜来说)或质量(例如, 就生物量或粪肥来说)。

公式 2.6
进入大气的非 CO₂ 排放

$$Emission = A \cdot EF$$

其中:

排放量 (Emission) = 非 CO₂ 排放量, 非 CO₂ 气体吨数

A = 与排放源相关的活动数据(可以是面积、动物数量或质量单位, 这取决于源类别)

EF = 特定气体和源类别的排放因子, 吨/单位 A

非 CO₂ 温室气体的许多排放不是与一种特定土地利用(例如, 稻米中的 CH₄ 排放)相关, 就是一般估算自全国汇总的总计数据(例如, 牲畜的 CH₄ 排放和管理土壤中的 N₂O 排放)。

当排放源与单个土地利用相关时, 特定土地利用类别章节中描述了针对此排放的方法(例如, 有关农田的第 5 章中稻米中的 CH₄ 排放)。各章涉及了通常基于总计数据的排放(例如, 第 10 章关于牲畜相关的排放, 第 11 章管理土壤的 N₂O 排放和石灰及尿素使用中的 CO₂ 排放)。本章仅描述了针对生物量燃烧产生的非 CO₂ (和 CO₂) 排放的估算方法, 此类排放可以出现在一些不同的土地利用类别中。

2.2.3 将碳库变化转化为CO₂排放

就报告而言, 可以通过将碳库变化乘以-44/12, 将碳库类别变化(包括转入大气的)转化为 CO₂ 排放单位。如果大量的碳库变化是通过 CO 和 CH₄ 的排放, 那么应从使用为这些气体估算提供的方法得到的 CO₂ 估算排放量或清除量中减掉这些非 CO₂ 的碳排放量。在做这些估算时, 清单编制者应该评估每种类别, 以确保这类碳还没有被假设所覆盖, 没有在估算 CO₂ 排放中做出近似估算。

还应该指出并非每种库变化均相应于一种排放。将 C 转化成 CO₂ 是基于分子量比率 (44/12)。符号 (—) 的变化是由于碳库的增加规则，即正 (+) 库变化，代表大气中的清除量 (或“负”排放量)，而碳库的减少，即负 (—) 库变化，代表进入大气的正排放。

2.3 CO₂ 排放和清除的通用方法

如 2.2 节所示，在农林和其他土地利用部门内 CO₂ 排放量和清除量的估算通常基于生态系统碳库的变化。这些包括地上部和地下部生物量、死有机物质 (即死木和枯枝落叶) 和土壤有机质。用生态系统碳库总量的净损失来估算进入大气中的 CO₂ 排放量，用生态系统碳库总量的净增加来估算大气中的 CO₂ 清除量。必要时可以考虑池间的转移。直接通过清单方法或过程模式可以估算碳库变化。每种碳库或池可存在于任意土地利用类别中，因而这里描述了应用于任意土地利用类别的一般方法属性。在特别情况下，碳库或池的损失可能为非 CO₂ 气体的隐含排放，如甲烷、一氧化碳、非甲烷挥发性有机碳和其他气体。2.4 节提供了这些气体排放的估算方法。优良作法是为避免漏算和重复计算，检查由碳库或池内损失引起的 CO₂ 和非 CO₂ 排放的完整性。在第 4-9 章相关土地利用中，提供了关于在一个特定土地利用类别内有关这些方法应用的具体细节。

2.3.1 生物量碳库的变化 (地上部生物量和地下部生物量)

植物生物量构成许多生态系统的一种重要碳库。一年生和多年生植物的地上部分和地下部分均含生物量。与一年生和多年生草本 (即非木本) 植物相关的生物量的生命相对短暂，例如植物每年或每几年就会衰减和再生。所以通过由再生长引起的清除来平衡衰减中的排放，使得生物量中的总净碳库长期相当稳定。因此，方法集中在与木本植物和树相关的生物量库变化，它们在其生命周期中能积累大量碳 (达到每公顷成百上千吨)。由于管理及采伐、自然扰乱、自然死亡和森林再生造成大量碳流量，林地生物量中的碳库变化可能是一个重要的亚类。此外，从林地转变成其他土地利用通常导致来自生物量池的大量碳损失。树和木本植物可以存在于六种土地利用类别中的任意一种，但是林地上的生物量库通常最多。以清单为目的，为 (1) 保持相同土地利用类别的土地及 (2) 转变为新的土地利用类别的土地，估算生物量中的碳库变化。报告惯例是与土地利用变化相关的所有排放和清除均报告在新的土地利用类别中。

2.3.1.1 保持土地利用类别的土地

公式 2.2 包括了需要估算库变化的 5 种碳汇。本节提供了估算生物量碳增加、损失和净变化的方法。增加包括地上和地下部组分中的生物量增长。损失分为木材的伐倒或采伐、燃木收集和管理土地上的自然扰乱，如火烧、虫灾和极端天气事件 (例如，飓风、洪水)。提供了估算生物量中碳库变化的两种方法。

增加-损失方法 需要从生物量碳增加中减去生物量碳损失 (公式 2.7)。这个方法支持方法 1，对此本卷提供了关于增加和损失计算的缺省值，用来估算生物量库的变化。高层级的方法使用特定国家数据估算增加和损失率。对于所有的层级来说，这些估算均需要特定国家活动数据，但对于方法 1，这些数据能从全球汇编数据库中获取 (例如，联合国粮农组织的统计资料)。

公式 2.7
保持特定土地利用类别的土地的生物量年度碳库变化
(增加-损失方法)

$$\Delta C_B = \Delta C_G - \Delta C_L$$

其中：

ΔC_B = 每种土地亚类中，生物量中的年度碳库变化 (公式 2.3 中，地上部和地下部生物量的总和)，考虑总面积，吨碳/年

ΔC_G = 每种土地亚类中由于生物量增长引起的年度碳库的增加，考虑总面积，吨碳/年

ΔC_L = 每种土地亚类中由于生物量损失引起的年度碳库的减少，考虑总面积，吨碳/年

保持土地利用类别的土地（例如，仍为林地的林地）中生物量碳库变化，是基于生物量库的年增加和损失的估算值。使用三种层级中任何一种的国家均可以采用此方法。如果国家没有设计用来估算木质生物量库的国家清单系统，则可以使用此方法。在土地利用类别的章节里，为那些不能获得特定国家数据的清单编制者提供缺省数据。还使用方法和公式（附录 1）制定了工作表。

库-差别方法需要 2 个时点的给定土地面积的生物量碳库清单。年生物量变化是时间 t_1 和 t_2 间的生物量库差额，除以清单间的年份数(公式 2.8)。在有些情况下，主要的生物量数据可以用木材量数据的形式，例如来自森林调查，此种情况下提供了将木材量转换为碳质量单位的因子，如公式 2.8b 所示。

公式 2.8
保持特定土地利用类别的土地的生物量年度碳库变化（库-差别方法）

$$\Delta C_B = \frac{(C_{t_2} - C_{t_1})}{(t_2 - t_1)} \quad (a)$$

其中

$$C = \sum_{i,j} \{A_{i,j} \cdot V_{i,j} \cdot BCEF_{S_{i,j}} \cdot (1 + R_{i,j}) \cdot CF_{i,j}\} \quad (b)$$

其中：

ΔC_B = 在保持相同类别的土地上（例如，仍为林地的林地），生物量中的年度碳库变化（公式 2.3 中，地上部和地下部生物量的总和），吨碳/年

C_{t_2} = 在时间 t_2 时，每种土地亚类的生物量中的总碳量，吨碳

C_{t_1} = 在时间 t_1 时，每种土地亚类的生物量中的总碳量，吨碳

C = 时间 t_1 到 t_2 的生物量中总碳量

A = 保持相同土地利用类别的土地面积，公顷（参见下面的注释）

V = 出材蓄积量，米³/公顷

i = 生态带 i ($i = 1 - n$)

j = 气候域 j ($j = 1 - m$)

R = 地下部生物量与地上部生物量的比例，吨干物质地下部生物量/吨干物质地上部生物量

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨干物质

$BCEF_S$ = 将出材蓄积量转换为地上部生物量的生物量转化和扩展系数，吨地上部生物量生长/米³出材蓄积量（参见表 4.5 “林地”）。 $BCEF_S$ 直接将出材蓄积量转换为对应的地上部生物量。

$BCEF_S$ 值更加方便，因为它们能直接应用于基于蓄积量的森林清单数据和实践记录，并不需采用基本木材密度 (D)。当 $BCEF_S$ 从当地取得并直接基于出材材积时，它们能提供最佳结果。可是，如果 $BCEF_S$ 值不存在且生物量扩展系数 (BEF_S) 和 D 值是分别估算的，可以利用如下转化：

$$BCEF_S = BEF_S \cdot D$$

在应用 *增加-损失* 或 *库-差别* 方法中，相关地区很明显是进行估算清单的在年末保持相关类别的地区。如何其他土地将会属于转化类别（参见 2.3.1.2 节）。在土地利用变化发生后，土地保持在转化类别的时间长度缺省为 20 年（在《1996 年 IPCC 指南》中为计算缺省系数而假设碳库达到平衡的时间长度，并保留在 *GPG-LULUCF* 中继续使用，亦在此使用，但是在高层次方法下可以根据国情利用其他时间长度）。因此，按缺省假设，土地属于一个给定土地利用 20 年后，将会从转化类别转变成保持类别。部分碳库变化将会在转化的年份里发生，然而保持土地停留在转化类别的期限的一致性很重要，否则下章描述的土地面积估算的方法将无效。转化后 1 年内完成的库变化将与每年转化的面积相关，并且相关土地面积需要被作为转化类别的一种亚类，不过应该保持在转化类别内直到 20 年缺省期或其他转化期期满。

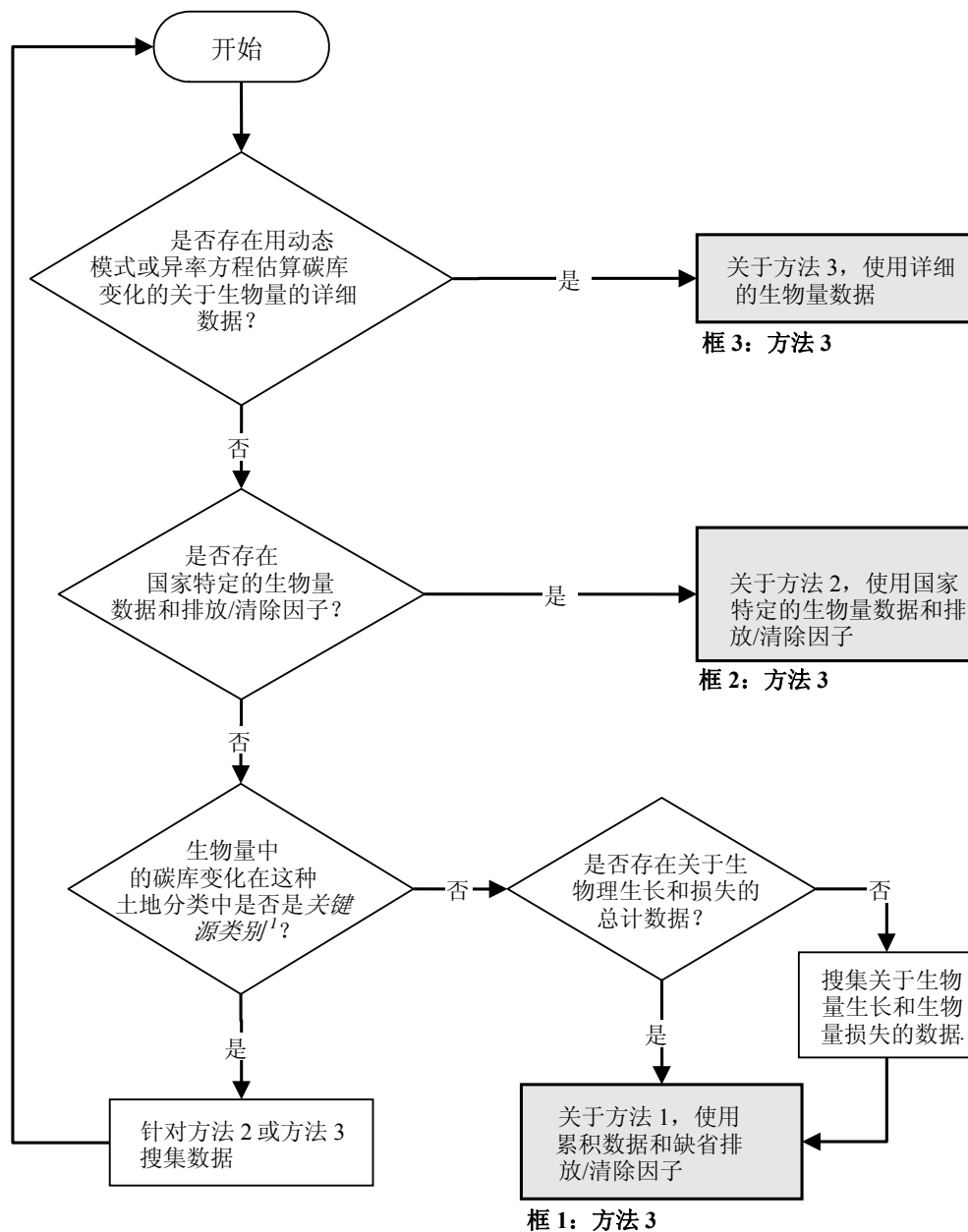
库-差别方法将可应用于具有森林或其他土地利用类别的国家清单系统的国家，其不同生物量池的库进行定期测量。库-差别方法需要更多的资源，而且许多国家可能没有森体和其他土地利用类别的国家清单系统此方法适合于采用方法 3 和部分情况下采用方法 2 的国家，但可能不适合由于数据的局限性而使用方法 1 的国家。重要的是确保清单系统能产生关于生物量碳汇增加和损失的数据。

以上两种方法均可以用来估算可能存在多年生木材生物量的所有土地类别（例如，*仍为林地的林地*、*仍为草地的草地*和*仍为农田的农田*）的生物量碳库变化。图 2.2 可以用来协助清单机构确定估算生物量碳库变化的适合方法。

注意，部分生物量损失会导致除 CO₂ 外的碳排放，如生物量消耗和通过白蚁和野生哺乳动物释放的甲烷（CH₄）。² 没有制定这些排放源的缺省方法 1，希望估算和报告这些排放的国家应该建立和实施方法 3。

² 与生物量燃烧有关的二氧化碳和非二氧化碳碳损失被估算，这样的话**没有**重复计算碳排放。

图 2.2 确定土地利用类别中生物量碳库变化估算的相应层级的通用决策树



注释:

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

A. 生物量中碳库变化的估算方法 (ΔC_B)

A.1 估算生物量中的年度碳库增加 (增加-损失方法) ΔC_G

这是当与缺省生物量增长率合并的方法 1，允许任何国家对每个土地利用类型和层（例如，气候带、生态带、植被类型）使用面积和平均生物量年增长的估算值来计算生物量的年度增量，（公式 2.9）。

公式 2.9
在保持土地利用类别的土地上，由生物量增加引起的生物量碳库年度增加

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} (A_{i,j} \cdot G_{\text{总和},i,j} \cdot CF_{i,j})$$

其中：

ΔC_G = 保持相同土地利用类别（按植被类型和气候带）的土地中，由生物量生长引起的生物量碳库年增加，吨碳/年

A = 保持相同土地利用类别的土地面积，公顷

$G_{\text{总和}}$ = 平均生物量年增长，吨干物质/公顷/年

i = 生态带 ($i = 1 - n$)

j = 气候域 ($j = 1 - m$)

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨干物质

$G_{\text{总和}}$ 是从地上部生物量 (G_w) 扩展到包括地下部生物量增长的生物量增长总量。按照方法 1，通过将关于自然再生树或广泛类别人工林的 G_w 的缺省值与 R 一起使用，可以直接获得 $G_{\text{总和}}$ ，地下部生物量与地上部生物量的比例可按木本植被类型而加于区别。在方法 2 和方法 3 中，净年度增量 (I_v) 能与基本木材密度 (D) 和生物量扩展系数 (BEF_1) 一起或者直接用生物量换算和扩展系数 ($BCEF_1$) 将每种植被类型的年度净增长转换为地上部生物量增长。公式 2.10 表明了这种关系。

公式 2.10
生物量的年均增长量

方法 1

$$G_{\text{总和}} = \sum \{G_w \cdot (1 + R)\} \quad \text{直接使用生物量增长数据（干物质）}$$

方法 2 和方法 3

$$G_{\text{总和}} = \sum \{I_v \cdot BCEF_1 \cdot (1 + R)\} \quad \text{通过应用生物量转换和扩展系数，用年度净增长数据估算 } G_w$$

其中：

$G_{\text{总和}}$ = 地上部和地下部年均生物量增长量，吨干物质/公顷/年

G_w = 一种特定木本植被类型的年均地上部生物量增长量，吨干物质/公顷/年

R = 一种特定植被类型的地下部生物量与地上部生物量的比例，吨干物质地下部生物量/吨干物质地上部生物量。如果假设地下部生物量分配方式没有变化（方法 1）， R 必须设为零。

I_v = 一种特定植被类型的年均净增量，米³/公顷/年

$BCEF_1$ = 将一个特定植被类型的材积（包括树皮）年度净增量转换成地上部生物量增长的生物量换算和扩展系数，吨地上部生物量增长 / 米³年度净增加，（参见表 4.5，林地）。可是，如果 $BCEF_1$ 值不存在并且生物量扩展系数 (BEF) 和基本木材密度 D 值是分别估算的，可作如下转换：

$$BCEF_1 = BEF_1 \cdot D$$

生物量扩展因子 (BEF₁)³ 出材材积扩大到全部地上部生物量材积以说明非出材组分的增量。BEF₁ 是无量纲。可能不易获得关于非林地, 如草地(稀疏草原)、农田(农林间作)、果园、咖啡、茶叶和橡胶等木材(多年生)生物量的 BCEF₁ 估算值。在这种情况下, 来自最接近非森林植被的森林类型的 BCEF₁ 的缺省值可用来将出材生物量转化成总生物量。BCEF₁ 仅与多年生木本树的生物量相关, 能获得其出材生物量的数据。对于多年生灌木、草类和农作物而言, 可以直接获得每公顷吨干物质的生物量增长数据, 在这种情况下不需使用公式 2.10。

A.2 估算由损失引起的生物量年度碳库减少(增加-损失方法) ΔC_G

使用增加-损失方法计算生物量碳库的变化所需要的损失估算。注意, 当使用库-差别方法时还需要损失估算值, 以估算使用高层次估算方法时转移到死有机物质的生物量(见下文)。年度生物量损失是来自木材清除(采伐)、燃木清除(不计算采集于木质残体的燃木)的损失, 以及扰乱(如火灾、暴风雨和病虫害)引起的其他损失之总和。公式 2.11 中表明了这种关系。

公式 2.11
在保持土地利用类别的土地上, 由生物量损失引起的年度碳库的减少

$$\Delta C_L = L_{\text{木材-清除}} + L_{\text{燃木}} + L_{\text{扰乱}}$$

其中:

ΔC_L = 在保持土地利用类别的土地上, 由生物量损失引起的年度碳库的减少, 吨碳/年

$L_{\text{木材-清除}}$ = 由于木材清除引起的年度碳损失, 吨碳/年 (参见公式 2.12)

$L_{\text{燃木}}$ = 由于燃木清除引起的年度生物量碳的损失, 吨碳/年 (参见公式 2.13)

$L_{\text{扰乱}}$ = 由于扰乱引起的年度生物量碳的损失, 吨碳/年 (参见公式 2.14)

公式 2.11 和下面的公式 2.12-2.14 可直接应用于林地。如果可以获得关于多年生木材生物量的木材清除(采伐)、燃木清除和扰乱引起的损失数量, 这些公式 (2.11-2.14) 还能用来估算来自农田和草地的损失。在集约型管理并严重退化的农田和草地, 多年生木材生物量的损失很可能很小。为方法 1 农田方法 (参见表 5.1) 提供了木本作物种类的生物量碳损失缺省值。重要的是要注意, 为了保持一致性, 公式 2.11 里用的木材清除应该与第 12 章中采伐木材产品的投入相比较。

从公式 2.11 中右边获得的三个术语如下:

木材清除引起的生物量和碳损失, $L_{\text{木材-清除}}$

公式 2.11 中提供了估算由木材-清除引起的生物量年度碳损失的方法。

公式 2.12
木材清除引起的生物量中的年度碳损失

$$L_{\text{木材-清除}} = \{H \cdot BCEF_R \cdot (1 + R) \cdot CF\}$$

其中:

$L_{\text{木材-清除}}$ = 由于木材清除引起的年度碳损失, 吨碳/年

H = 年度木材清除, 圆木, 米³/年

R = 地下部生物量与地上部生物量的比例, 吨干物质地下部生物量/吨干物质地上部生物量。
如果假设地下部生物量分配方式没有变化, R 必须设为零。

CF = 干物质的碳比例, 吨碳/吨干物质

³ 在部分应用中, 用 BEF_s 将出材组分的干重或茎的生物量扩大到总生物量, 不计或包括根部, 或者将出材或茎材积换算和扩大成地上部或总生物量 (Somogyi 等, 2006)。象本文件所使用的一样, 生物量扩散系数通常将出材组分(包括树皮)的干重转化成地上部生物量, 根部除外。

$BCEFR_R$ = 将出材材积的清除换算为总生物量清除（包括树皮）的生物量转换和扩展系数，吨生物量清除/清除的米³（参见表 4.5，林地）。可是，如果 $BCEFR_R$ 值不存在并且生物量扩展系数（ $BEFR_R$ ）和基本木材密度（ D ）值是分别估算的，可作如下转换：

$$BCEFR_R = BEFR_R \bullet D$$

如果不存在圆木清除的特定国家数据，清单专家应使用粮农组织的木材采伐统计数据。粮农组织的木材采伐统计数据不包括树皮。通过乘以缺省扩展系数 1.15，可以将粮农组织统计的不含树皮的木材采伐数据转换成含树皮的出材木材的清除量。

燃木清除引起的生物量和碳损失， $L_{\text{燃木}}$

燃木清除通常将由两个组分组成。第一，活体树和部分树诸如树顶或树枝的燃木清除，而树本身保留在森林中，将降低蓄积生物量中的碳，并且将其当作生物量碳损失。第二个部分是死木和采伐残余物的采集。这将降低死有机物质碳汇。如果可能，*优良作法*是分别估算两个组分。使用公式 2.13 估算由于活体树的燃木清除引起的生物量碳损失。

公式 2.13

燃木清除引起的生物量中的年度碳损失

$$L_{\text{燃木}} = [\{FG_{\text{树}} \bullet BCEFR_R \bullet (1 + R)\} + FG_{\text{部分}} \bullet D] \bullet CF$$

其中：

$L_{\text{燃木}}$ = 由于燃木清除引起的年度碳损失，吨碳/年

$FG_{\text{树}}$ = 整颗树燃木的年清除量，米³/年

$FG_{\text{部分}}$ = 部分树燃木的年清除量，米³/年

R = 地下部生物量与地上部生物量的比例，吨干物质 地下部生物量/吨干物质地上部生物量。
如果假设地下部生物量分配方式没有变化， R 必须设为零。方法 1

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨干物质

D = 基本木密度，吨干物质/米³

$BCEFR_R$ = 将出材材积的清除转换为生物量清除（包括树皮）的生物量转换和扩展系数，吨生物量清除/清除的米³（参见表 4.5，林地）。如果 $BCEFR_R$ 值不存在并且生物量扩展系数（ $BEFR_R$ ）和基本木材密度（ D ）值是分别估算的，可作如下转换：

$$BCEFR_R = BEFR_R \bullet D$$

生物量扩展系数（ $BEFR_R$ ）将出材木材清除扩大到地上部生物量总材积，以说明树、林分 and 森林的非出材组分。 $BEFR_R$ 是无量纲。

如果不存在圆木清除的特定国家数据，清单专家应该使用粮农组织的木材采伐统计数据。应该注意，粮农组织的木材采伐统计数据不包括树皮。通过缺省扩展系数乘以 1.15，可以将粮农组织统计的不含树皮的木材采伐数据转换成含树皮的出材木材的清除量。

木材采伐能包括木材和燃木的清除（即公式 2.12 中的木材清除可包括木材和燃木清除），或者能用公式 2.12 和 2.13 分别报告燃木清除。为了避免重复计算，*优良作法*是检验燃木数据在国内如何被表述并使用最适合国情的公式。此外，来自森林的木材采伐成为采伐木材产品的投入（第 12 章）。因此，*优良作法*是检验公式 2.12 及 2.13 和第 12 章中的木材采伐数据的一致表述。

扰乱引起的生物量和碳损失 $L_{\text{扰乱}}$

公式 2.14 提供了估算扰乱引起的碳损失量的通用方法。在管理土地上火烧引起损失（包括野火和控制用火）的特定情况下，这个方法应用来提供估算火烧引起的 CO_2 和非 CO_2 排放的方法的投入。

公式 2.14

火烧引起的生物量中的年度碳损失

$$L_{\text{干扰}} = \{A_{\text{干扰}} \cdot B_w \cdot (1 + R) \cdot CF \cdot fd\}$$

其中:

$L_{\text{干扰}}$ = 其他年度碳损失, 吨碳/年(注意这是总生物量中的损失量。公式 2.15 和 2.16 解释了转化为死有机物质的生物量和被氧化并释放到大气中的生物量分类。)

$A_{\text{干扰}}$ = 受扰乱影响地区的面积, 公顷/年

B_w = 受扰乱影响土地地区的平均地上部生物量, 吨干物质/公顷

R = 地下部生物量与地上部生物量的比例, 吨干物质地下部生物量/吨干物质地上部生物量。如果假设地下部生物量分配方式没有变化, R 必须设为零。

CF = 干物质的碳比例, 吨碳/吨干物质

fd = 扰乱中生物量损失的比例 (参见下面的注释)

注: 参数 fd 定义了生物量池损失的生物量比例。林分替换扰乱会清除所有生物量 ($fd=1$), 而虫害扰乱可能仅清除部分平均生物量碳密度 (例如, $fd=0.3$)。公式 2.14 没有详细说明从生物量碳库中清除的碳归宿。方法 1 假设所有的 $L_{\text{干扰}}$ 均释放于扰乱发生的年份。高层级方法假设这些碳中的一部分会立即释放, 部分加到死有机物质池 (死木、枯枝落叶) 或采伐的木材产品中。

转移到不同归宿中的生物量碳量的确定可以采用扰乱矩阵, 这个扰乱矩阵可以参数化, 确定不同扰乱类型的影响 (Kurz 等, 1992 年)。如果可能, 优良作法是在扰乱事件中为每个生物量、死有机物质及土壤碳汇、保留在池中碳的比例和转移到其他池、采伐的木材产品和大气中的碳比例, 制定和使用扰乱矩阵 (表 2.1)。每行的比例加起来总是等于 1, 以确保碳的保存。单元格 A 的输入值是一个扰乱发生后保留下来的地上部生物量的比例 (或者 $1 - fd$, fd 定义在公式 2.14 中)。方法 1 假设所有的 fd 均释放于扰乱发生的年份。因此单元格 F 的输入值是 fd 。对高层级的方法, 该年份只有部分释放量输进单元格 F, 剩余的加进单元格 B 和 C (火烧情况), 和加进单元格 B、C 和 E (伐木情况)。优良作法是在方法 1 下制定扰乱矩阵, 以确保考虑了所有碳汇转移, 但假设所有生物量碳在土壤转化的年份释放出来。重要的是要注意, 部分转移可能很少, 甚至微不足道。

表 2.1
扰乱对碳汇影响的简单矩阵（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	A		B	C	D	E:	F	1
地下部生物量								1
死木								1
枯枝落叶								1
土壤有机质								1

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，且每行的值加起来必须等于 1。
不可能的转变用黑色标出。
注：字幕 A-F 是单元格标志，在文中引用。

2.3.1.2 转化为一种新土地利用类型的土地

本节介绍了对土地利用从一种类型转化为另外一种所引起的碳排放和清除的估算方法。可能的转化包括非森林土地转化为林地、农田及林地转化为草地、和草地及林地转化为农田。

转化为一种新土地利用类别的土地上的 CO₂ 排放和清除，包括地上部和地下部生物量中的年度碳库变化。每种池的年度碳库变化能用公式 2.4 ($\Delta C_B = \Delta C_G - \Delta C_L$) 进行估算，其中 ΔC_G 是年度碳增加，而 ΔC_L 是年度碳损失。可按具体层划分（例如，气候或森林类型），为每种土地利用（例如，林地、农田、草地）和管理类别（例如，自然林、人工林）单独估算 ΔC_B 。

估算生物量中碳库变化的方法 (ΔC_B)

1) 生物量中的年度碳库增加， ΔC_G

方法 1 对保持类别不变的土地，用上文所描述的公式 2.9 估算生物量中的年度碳库的增加，这种增加是由转变为另一种土地利用类别的土地引起的。方法 1 使用了一个缺省假设，即由于转化，生物量中的初始碳库没有变化。如果不存在之前土地利用的数据，可以采用这个假设，当使用第 3 章（非空间明晰的土地面积数据）所描述的方法 1 或方法 2 估算土地总面积时可能是这种情况。此方法意味着 4.5 节（第 4 章）中缺省参数的使用。转化的土地面积能基于管理方式进行分类，例如集约型管理的人工林和草地或粗放型管理（低输入）的人工林、草地或撂荒农田恢复到森林，而且转化的土地面积能应该保持在转变类型 20 年或另一时间间隔。如果一个已转化地区的先前土地利用已知，那么可使用下文描述的方法 2。

2) 由损失引起的生物量中的年度碳库的减少， ΔC_L

方法 1 可使用公式 2.11-2.14 估算已转化的土地上（木材清除或伐倒、燃木收集和扰乱）由损失引起的生物量中的年度碳库的减少。随着碳库的增加，方法 1 按照缺省假设即生物量中的初始碳库没有变化，并能应用于使用第 3 章中方法 1 或方法 2 和 4.5 节中缺省参数进行估算的地区。

3) 估算生物量中碳库变化的高层级方法，(ΔC_B)

方法 2 和方法 3: 方法 2（和 3）使用本国求导出的数据、更加细分的方法和（或）过程模式，这些方法可对生物量中碳库变化作更精确的估算。在方法 2 中，公式 2.15 代替了公式 2.4，以下述三种变化

的总和计算碳库变化：由生物量生长引起的碳库的增加、由实际转化引起的变化和由损失引起的碳库的减少。

公式 2.15
在转化为其他土地利用类别的土地上，生物量中的年度碳库变化（方法 2）

$$\Delta C_B = \Delta C_G + \Delta C_{\text{转化}} - \Delta C_L$$

其中：

ΔC_B = 在转化为其他土地利用类别的土地上，生物量中的年度碳库变化，吨碳/年

ΔC_G = 在转化为其他土地利用类别的土地上，由于生长引起的生物量中的年度碳库变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{转化}}$ = 在转化为其他土地利用类别的土地上，生物量中的初始碳库变化，吨碳/年

ΔC_L = 在转化为其他土地利用类别的土地上，由来自采伐、燃木采集和扰乱的损失引起的生物量中的年度碳库变化，吨碳/年

转化为另外一种土地类别可能与生物量库的变化相关，例如通过清邑、再蓄积或其他人为引起的活动可以取回部分生物量。使用下文所示的公式 2.16 计算这些生物量中的初始碳库变化（ $\Delta C_{\text{转化}}$ ）：

公式 2.16
在转化为另一种土地类别的土地上，生物量中的初始碳库变化

$$\Delta C_{\text{转化}} = \sum_i \{ (B_{\text{之后}_i} - B_{\text{之前}_i}) \cdot \Delta A_{\text{转为其他}_i} \} \cdot CF$$

其中：

$\Delta C_{\text{转化}}$ = 在转化为其他土地利用类别的土地上，生物量中的初始碳库变化，吨碳/年

$B_{\text{之后}_i}$ = 刚刚转变后的类型 i 土地上的生物量库，吨干物质/公顷

$B_{\text{之前}_i}$ = 转化前类型 i 土地上的生物量库，吨干物质/公顷

$\Delta A_{\text{转为其他}_i}$ = 某一年份土地利用类别由 i 转化为另一种土地利用类别的土地面积，公顷/年

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨干物质

i = 转化为另一种土地利用类别的土地利用类型

可以单独计算 $\Delta C_{\text{转化}}$ 以估算转化发生前一个特定土地类别（生态系统、地点类型等）上存在的碳库。 $\Delta A_{\text{转为其他}_i}$ 指进行计算的一个特别清查年份，但受转变影响的土地应该保留在转化类别里 20 年或清查中使用的其他时限。使用高层级方法的清查可以定义土地利用转化的扰乱矩阵（表 2.1），以量化转化前转移到其他碳汇、释放到大气（例如砍烧）或其他采伐或清邑中的清除的每种碳汇的比例。

由于使用了国家特定数据和更细分解的方法，公式 2.15 和 2.16 提供的估算比方法 1 更准确，后者使用缺省数据。使用关于土地利用转型面积的国家数据和特定碳库值，将会进一步改善或提高准确性。所以方法 2 和方法 3 应该会包含使用详细面积数据和特定碳库值的估算。

2.3.2 死有机物质中的碳库变化

死有机物质（DOM）包含死木和枯枝落叶（参见表 1.1）。估算死有机物质的碳动态，可在报告碳排放和清除于何时何地发生方面提高准确性。例如，在生物量燃烧中杀死的生物量中仅有部分碳，在火烧年份里释放到大气中。大部分的生物量加入到死木、枯枝落叶和土壤池中（死的细根包含在土壤中），一旦死有机物质分解，碳将会在数年到数十年内释放。不同的地区间，从极其温暖和潮湿的环境到非常寒冷干燥的环境，衰减率差异极大。尽管对死有机物质池的碳动态已经作了很好的定性了解，各国仍然可能发现很难获得国家范围内关于死有机物质库及其动态的真实数据。

在森林生态系统，由于地上部和地下部（根）剩余生物量添加引起的林分替换扰乱，死有机质池往往成为最大的池。在扰乱发生后的几年，随着衰减引起的碳损失速度超过因枯枝落叶、死亡和生物量周转引起的碳添加速度，死有机质池会降低。之后在林分发展中，死有机质池会再次增加。表述这些动态，需要分别估算与林分动态关联的树龄决定的投入及产出和与扰乱相关的投入及损失。这些较为复杂的估算程序需要高层级的方法。

2.3.2.1 保持土地利用类别不变的土地

针对所有土地利用类别的死木和枯枝落叶池的方法 1 假设是：在相同的土地利用类别中它们的库不会随时间而变化。例如，假设在扰乱或管理事件过程中杀死的生物量的碳（其次是采伐的木材产品的清除）在事件发生的年份完全释放到大气中。这个假设等同于：转移到死有机物质的非出材和非商业组分量，等于通过分解和氧化作用从死有机物质释放到大气中的碳量。各国可以使用高层级方法来估算死有机物质的碳动态。本算描述了使用方法 2（或 3）下的估算方法。

使用方法 1 估算保持土地利用不变的土地中死有机物质池（DOM）的国家报告，来自这些池的碳库或碳排放为零变化。按此规则，在火烧中死有机物质燃烧引起的 CO₂ 排放未报告，在火烧发生后的几年里死有机物质碳库的增加亦未报告。但是报告了死有机物质燃烧引起的非 CO₂ 排放。估算 DOM 池中碳库变化的方法 2 计算了死木和枯枝落叶池中的变化（公式 2.17）。可以使用 2 种方法：追踪投入和产出（获得-损失方法，公式 2.18）或估算 2 个时点 DOM 池的差异。这些估算需要两种详细的清查，包括死木和枯枝落叶池的重复测量，或模拟死木和枯枝落叶动态的模型。优良作法是确保这些模型经过现场测量并归档。图 2.3 提供了确定死有机物质碳库估算的适合层级的决策树。

公式 2.17 概括了有关估算死有机物质池中年度碳库变化的计算。

公式 2.17
死有机物质中的年度碳库变化

$$\Delta C_{DOM} = \Delta C_{死木} + \Delta C_{枯枝落叶}$$

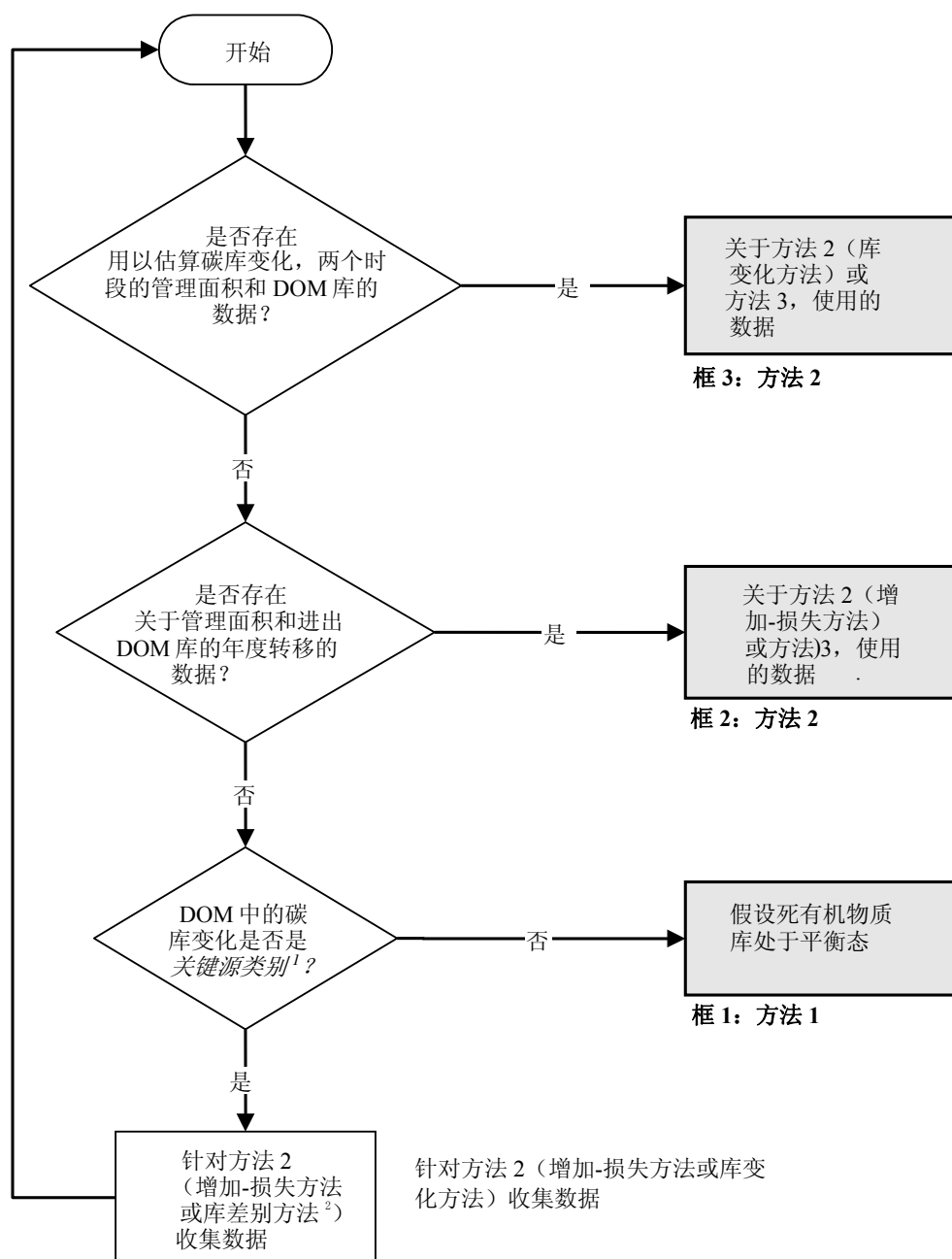
其中：

ΔC_{DOM} = 死有机物质（包括死木和枯枝落叶）中的年度碳库变化，吨碳/年

$\Delta C_{死木}$ = 死木中的年度碳库变化，吨碳/年

$\Delta C_{枯枝落叶}$ = 枯枝落叶中的年度碳库变化，吨碳/年

图 2.3 确定土地利用类别中死有机物质碳库变化估算的相应层级的通用决策树



Note:

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

2: 两种方法分别定义在方法 2.18 和 2.19 中

一个地区中的死木和枯枝落叶池的碳库变化可用 2 种方法估算，这个地区在各清查间保持在一种土地利用类别不变，公式 2.18 和 2.19 对此进行了描述。对死木和枯枝落叶池使用同样的公式，但分别计算其相应的值。

公式 2.18
死木或枯枝落叶中的年度碳库变化（增加-损失方法）

$$\Delta C_{DOM} = A \cdot \{(DOM_{进} - DOM_{出}) \cdot CF\}$$

其中：

ΔC_{DOM} = 死木/枯枝落叶池中的年度碳库变化，吨碳/年

A = 管理土地的面积，公顷

$DOM_{进}$ = 由于每年的过程和扰乱引起的转移到死木/枯枝落叶池的年均生物量，吨干物质/公顷/年（参见下节的进一步详细解释）。

$DOM_{出}$ = 死木和枯枝落叶池的年均衰减量和扰乱碳损失量，吨干物质/公顷/年

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨干物质

计算公式 2.18 详述的 DOM 池的净平衡，需要估算年度过程的（枯枝落叶和分解）投入量和产出量以及与扰乱有关的投入量和损失量。因此，实际上方法 1 和方法 2 需要估算转移和衰减率，并以及伐木和扰乱的活动数据，及其对 DOM 池动态的影响。注意：公式 2.18 中使用的进入 DOM 池的生物量，是公式 2.17 估算生物量损失的子集。公式 2.7 提及的生物量损失包括，由于伐木从地点中清除的或火烧情况下损失于大气的额外生物量。

方法的选择取决于存在的数据，并将可能与生物量碳库选择方法协调一致。对于公式 2.18，可能很难估算进出一个死木或枯枝落叶池的转移量。各国可以结合森林清查数据，使用公式 2.19 中描述的库差别方法。清单数据包括 DOM 池信息，依据附件 3A.3（抽样）中设定的原则的其他抽样调查数据，和/或模拟死木和枯枝落叶动态的模型。

公式 2.19
死木或枯枝落叶中的年度碳库变化（库-差别方法）

$$\Delta C_{DOM} = \left[A \cdot \frac{(DOM_{t_2} - DOM_{t_1})}{T} \right] \cdot CF$$

其中：

ΔC_{DOM} = 死木或枯枝落叶池中的年度碳库变化，吨碳/年

A = 管理土地的面积，公顷

DOM_{t_1} = 在时间 t_1 时，管理土地的死木/枯枝落叶库，吨干物质/公顷

DOM_{t_2} = 在时间 t_2 时，管理土地的死木/枯枝落叶库，吨干物质/公顷

T = ($t_2 - t_1$) = 第二次库估算与第一次库估计间的间隔期，年

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨干物质

注意：每当使用库变化方法时（例如，公式 2.19 中），在时间 t_1 和 t_2 时计算碳库所用的面积均必须相等。如果面积不相等，那么面积的变化将会混淆碳库和碳库变化的估算。优良作法是使用清查阶段末期（ t_2 ）的面积来确定保持土地利用类别不变的土地面积。在时间 t_1 与 t_2 期间改变土地利用类别的所有地区的库变化，估算在新的土地利用类别中，关于转化为一种新的土地类别的土地的一节对此进行了描述。

投入到死有机物质中的生物量

每当一颗树伐倒时，非商品和非商业组分（如树顶、树枝、树叶、树根和非商业树）留在地面上并转移到死有机物质池中。此外，每年的死亡可以增加大量的死木到相应的池中。方法 1 假设所有生物量组分所包含的碳转移到死有机物质池中并将会在转移的年份释放出来，无论这种转移是来自年度过程

(枯枝落叶和树死亡)、土地管理活动、燃木采集或是扰乱。对于基于高层级的估算程序, 必须估算转移到死有机物质的生物量碳量。使用公式 2.20 估算转移到 DOM 的生物量的数量。

$$\text{公式 2.20}$$

$$\text{转移到死有机物质中的年度生物量碳量}$$

$$DOM_{\text{进}} = \{L_{\text{死亡}} + L_{\text{残余物}} + (L_{\text{扰乱}} \cdot f_{\text{BLol}})\}$$

其中:

$DOM_{\text{入}}$ = 转移到死有机物质中的生物量碳总量, 吨碳/年

$L_{\text{死亡}}$ = 由于死亡引起的转移到死有机物质 (DOM) 的年度生物量碳量, 吨碳/年 (参见公式 2.21)

$L_{\text{残余物}}$ = 以残余物形式转移到死有机物质 (DOM) 中的年度生物量碳量, 吨碳/年 (参见公式 2.22)

$L_{\text{扰乱}}$ = 由于扰乱引起的年度生物量碳损失, 吨碳/年 (参见公式 2.14)

f_{BLol} = 生物量中留在地面上衰减的部分 (转移到死有机物质中), 这些是来自扰乱引起的损失。

如表 2.1 所示, 来自生物量池的扰乱损失可分为, 添加到死木 (表 2.1 中的单元格 B) 和枯枝落叶 (单元格 C) 的部分、在火烧的情况下释放到大气中的部分, 如果扰乱后进行补救, 会转移到采伐的木材产品中 (单元格 E) 的部分。

注: 如果公式 2.10 中计算了根生物量的增量, 那么公式 2.20 和 2.22 还必须计算根生物量的损失量。

公式 2.20 中右边的三个术语的例子如下:

死亡引起的转入死有机物质的量, $L_{\text{死亡}}$

死亡是由林分发展、老化、疾病和其他过程中的竞争而引起的, 这些过程未包括在扰乱中。使用高层级估算方法时, 不能忽略死亡这个因素。在不进行周期性部分采伐的粗放型管理林分中, 茎排除期竞争引起的死亡占了林分一生中总生产量的 30-50% 在定期照管的林分中, 可以忽略因死亡而进入死有机物质池的添加, 因为部分采伐会提取森林生物量, 这些生物量本会在死亡中损失并转移到死有机物质池中。关于增量的可用数据通常报告净年增长量, 这定义为死亡引起的净损失。因为在文中用净年增长作为估算生物量增加的基础, 所以不能再减去死亡率作为生物量池损失。可是, 对于方法 2 和方法 2 来说, 必须计算死亡率, 作为到死木池的一个添加。

公式 2.21 提供了估算死亡率的公式:

$$\text{公式 2.21}$$

$$\text{死亡引起的生物量中的年度碳损失}$$

$$L_{\text{死亡}} = \sum (A \cdot G_w \cdot CF \cdot m)$$

其中:

$L_{\text{死亡}}$ = 由于死亡引起的年度生物量碳损失, 吨碳/年

A = 保持土地利用类别不变的土地的面积, 公顷

G_w = 地上部生物量生长, 吨干物质/公顷/年 (参见公式 2.10)

CF = 干物质的碳比例, 吨碳/吨干物质

m = 以地上部生物量生长比例表示的死亡率

当死亡率数据以出材蓄积量比例表示时, 公式 2.21 中的术语 G_w 应该被蓄积量代替, 以估算死亡引起的转移到 DOM 池的年度转移量。

在立木发展的不同阶段死亡率均有所不同，在林分排除期死亡率最高。它们还随着库水平、森林类型、管理强度和扰乱历史的不同而不同。因而，提供整个气候带的缺省值并不合理，因为一个地带里的变化将会比不同地带间的变化大得多。

每年转移到残余物中的碳量， $L_{\text{残余物}}$

这些包括估算木材清除或燃木清除后留下的残余物的数量，以及来自年度总碳损失的生物量转移的数量，这些碳损失由木材采伐引起。公式 2.22 提供了对采伐残余物的估算，并且下文解释了源自公式 2.12 的部分：

公式 2.22
到残余物中的年度碳转移

$$L_{\text{残余物}} = \left[\{H \cdot BCEF_R \cdot (1 + R)\} - \{H \cdot D\} \right] \cdot CF$$

其中：

$L_{\text{残余物}}$ = 每年从地上部生物量转移到残余物中的碳量，吨碳/年

H = 年度木材采伐（木材或燃木清除），米³/年

$BCEF_R$ = 适用于木材清除的生物量换算和扩展系数，能将木材清除的出材材积换算成地上部生物量清除，吨生物量清除/清除的米³。如果 $BCEF_R$ 值不存在并且生物量扩展系数（BEF）和密度值是分别估算的，可作如下换算：

$$BCEF_R = BEF_R \cdot D$$

- = 基本木材密度，吨干物质/米³
- 生物量扩散系数（ BEF_R ）将出材木材清除扩大到地上部生物量总材积，以说明树、林分和森林的非出材组分。 BEF_R 是无量纲。

R = 地下部生物量与地上部生物量的比例，吨 d.m. 地下部生物量/吨 d.m. 地上部生物量。如果公式 2.10 中不包括根部生物量增量， R 必须设为零。

CF = 干物质的碳比例，吨碳/吨 d.m.

包括活体树部分的清除的燃木采集并不会产生生物量到死有机物质池中的追加投入，并且这里没有对此作进一步讨论。

使用高层级方法的清单还可以估算采伐后保留下来的采伐残余物的量。可以通过定义采伐后留下的地上部生物量的比例（将这些比例输入到表 2.1 中关于采伐扰乱的单元格 B 和 C 中）和使用公式 2.14 中定义的方法进行估算。此方法中，还需要地区采伐的活动数据。

2.3.2.2 转化为一种新土地利用类型的土地

报告惯例是与土地利用变化相关的所有碳库变化和非 CO₂ 温室其他排放均报告在新的土地利用类别中。例如，在林地转化到农田的情况下，与森林清垦相关的碳库变化和任何随后来自转化的碳库变化均报告在农田类别下。

方法 1 假设是转化后为非林地类别的 DOM 池为零，即它们不含碳。对于从林地转化为另一种土地利用类别的土地的方法 1 假设是 DOM 的所有碳损失发生在土地利用转化的年份。相反地，转化为林地导致开始地枯枝落叶和死木碳汇的建立，并且这些池中是从零碳开始。转化为森林的土地上 DOM 碳是在转型期间从零开始并线性增加的，缺省期间可能适合枯枝落叶碳库，但在温带和北温带地区这个期间对死木碳库来说或许太短。使用高层级方法的国家可以调节更长的转型周期，通过将保持不变的类别在转型后期分为适合的层进行调节。

估算土地利用转化后的转移期间中的碳库变化要求：转化期间的持续时间内应该追踪遭受土地利用变化的面积例如，假设转化为林地后 DOM 库会增长 20 年。20 年后，转化的地区进入类别仍为林地的林地，并且如果采用方法 1，假设 DOM 没有发生进一步的变化。在方法 2 和方法 3 下，转化周期会发生变化，这取决于植被和其他因子，这些因子决定了枯枝落叶和死木池达到稳定状态所需的时间。

高层级估算方法可以在合适的土地利用类别或亚类中使用枯枝落叶和死木池的非零估算值。例如，聚居地和农林间作系统含部分枯枝落叶和死木池，但因为管理、地区条件和许多其他因子影响着池的大小，所以这里不能提供全球缺省值。高层级方法还可以估算详细的与土地利用变化相关的死有机物质投入量和产出量。

估算死木和枯枝落叶池中碳库变化的概念方法是：估算新旧土地利用类别中碳库的差别，并且在转化年里应用这个变化（碳损失），或者将它统一分配在转移期间（碳增加）。公式 2.23：

公式 2.23
由土地转化引起的死木和枯枝落叶中的年度碳库变化

$$\Delta C_{DOM} = \frac{(C_n - C_o) \cdot A_{on}}{T_{on}}$$

其中：

ΔC_{DOM} = 死木或枯枝落叶池中的年度碳库变化，吨碳/年

C_o = 旧的土地利用类别下死木/枯枝落叶库，吨碳/公顷

C_n = 新的土地利用类别下死木/枯枝落叶库，吨碳/公顷

A_{on} = 旧的土地利用类别转化为新类别的土地面积，ha

T_{on} = 旧的土地利用类别转化为新类别的时间段，年。方法 1 缺省碳库增加的时间段为 20 年和碳损失为 1 年。

使用方法 1 的清单假设在一个土地利用转化事件中被清除的生物量中所含的所有碳直接释放大气中，并且不添加到死木和枯枝落叶池中。方法 1 还假设死木和枯枝落叶池的碳损失全部发生在转移的年份。

使用高层级方法的国家可以修改公式 2.23 中的 C_o ，并通过初次说明在事件发生年份土地转化的直接影响进行修改。在这种情况下，将来自生物量清除的碳添加到 C_o 并转移到死木和枯枝落叶池，并且将从死木和枯枝落叶池中释放的任何碳从 C_o 中除去。在那种情况下公式 2.23 中的 C_o 代表土地利用刚刚转化后的死木或枯枝落叶碳库。 C_o 将会在转移期间转到 C_n ，使用线性或更复杂的动态。定义扰乱矩阵（表 2.1）以解释土地利用转化中池的转移和释放，包括进入 C_o 的添加和清除。

使用方法 1 的国家如果存在死木池，可以将表 2.2 所提供的方法 1 缺省碳库估算值应用于枯枝落叶，但是应该明确，当这些大尺度估算值应用于国家一级时，不确定性很大。由于缺乏公开出版的数据，表 2.2 并不完整。对文献的回顾明确了一些问题。IPCC 定义的死有机物质碳库包括枯枝落叶和死木。枯枝落叶池包含所有达到 10 厘米的直径限度的枯枝落叶加细碎木片（参见第 1 章，表 1.1）。通常公布的枯枝落叶数据不包括细碎木片组分，所以表 2.2 中的枯枝落叶值并不完整。

有许多关于粗碎木片的出版的研究报告(Harmon 和 Hua, 1991 年; Karjalainen 和 Kuuluvainen, 2002 年) 和一些评论论文（例如 Harmon 等, 1986 年），但是关于数据，只发现 2 个研究提供基于样点数据的地区死木碳汇的估算值。Krankina 等（2002 年）研究了俄罗斯的一些地区并报告关于粗碎木片（直径 > 10 厘米）的估算值为 2 到 7 毫克碳/公顷。Cooms 等（2002 年）报告基于为新西兰一个小地区而设计的统计样本的地区碳汇。加拿大地区编制 (Shaw 等, 2005) 提供了基于一个统计非代表性样地编制的枝落叶碳汇的估算值，但并不包括死木池的估算值。评论论文如 Harmon 等（1986 年）编辑了若干来自文献的估算值。例如，此文中的表 5 列出了多种粗碎木片值，针对温带落叶林，为每公顷 11 到 38 毫克干物质，且针对温带针叶林为每公顷 10 到 511 毫克干物质。可是计算来自这些汇编的平均值从统计上来说说是无效的，因为它们并非一个地区内死木池的代表性样本。

而 IPCC 的目的是要提供在方法 1 中各种变化的缺省值，现在提供枯枝落叶（包括直径 < 10 厘米的细碎木片）和死木（直径 > 10 厘米）碳库的地区缺省值并不可行。表 2.2 提供了枯枝落叶池的估算值（不包括细碎木片）。方法 1 针对从林地转化为任何其他土地利用类别（碳损失）的土地和转化为林地的土地（碳增加），仅需要表 2.2 中的估算值。方法 1 假设在所有非森林类别中枯枝落叶和死木池为零，因而在两个非森林类别间的转移，涉及在这两个池中都没有碳库变化。

表 2.2
枯枝落叶和死木碳库的方法 1 缺省值

气候	森林类型			
	阔叶树 落叶	针叶树 长绿	阔叶树 落叶	针叶树 长绿
	枯枝落叶碳库 成熟森林的		死木碳库 成熟森林的	
	(吨碳 ha ⁻¹)		(吨碳 ha ⁻¹)	
北温带, 干	25 (10 - 58)	31 (6 - 86)	n.a. ^b	n. a
北温带, 湿润	39 (11 - 117)	55 (7 - 123)	n. a	n. a
寒温带, 干	28 (23 - 33) ^a	27 (17 - 42) ^a	n.a	n.a
寒温带, 湿润	16 (5 - 31) ^a	26 (10 - 48) ^a	n.a	n.a
暖温带, 干	28.2 (23.4 - 33.0) ^a	20.3 (17.3 - 21.1) ^a	n.a	n.a
暖温带, 湿润	13 (2 - 31) ^a	22 (6 - 42) ^a	n.a	n.a
亚热带	2.8 (2 - 3)	4.1	n.a	n.a
热带	2.1 (1 - 3)	5.2	n.a	n.a

资料来源：
枯枝落叶：注意这些值不包括细碎木片。Siltanen 等，1997 年；和 Smith 及 Heath，2001 年；Tremblay 等，2002 年；和 Vogt 等，1996 年，通过用换算系数 0.37 相乘从质量转算至碳（Smith 和 Heath，2001 年）。
死木：目前不存在死木池的地区估算值—参见文中进一步的评论
^a 标记为上标“a”的圆括号中的值是清查模拟地块的第 5 和第 95 个百分点，没有上标“a”的那些值指整个范围。
^bn.a.代表“不适用”

2.3.3 土壤中的碳库变化

尽管土壤中既能发现有机态碳亦能发现无机态碳，但土地利用和管理一般对有机碳库产生重大影响。因此，这些指南里提供的方法主要集中于土壤有机碳。总得来说，土地利用和管理对土壤有机碳的影响在矿质土壤和有机土壤上表现出明显的不同。有机（例如，泥炭和肥料）土壤最小含 12%-20% 质量的有机质（参见第 3 章附录 3A.5 的有机土壤分类具体标准）并且在极难排水的湿地条件下形成（Brady 和 Weil, 1999 年）其他所有土壤均归为矿质土壤类型并且一般来说有机质含量相对较低，在中等到极易排水条件下发生并主要发生在除了湿地的多数生态系统中。下两节提供了关于土地利用和管理对这些相反的土壤类型的影响的讨论。

矿质土壤

矿质土壤是一种会被土地利用和管理活动影响的碳汇。土地利用对这种池的大小影响很大，通过活动如当地草地和林地转化为农田进行影响，其中损失了 20%-40% 最初的土壤碳库（Mann, 1986 年；Davidson 和 Ackerman, 1993 年；Ogle 等, 2005 年）。在一种土地利用类型中，多种管理行为还会对土壤有机碳产生重要的影响，特别是在农田和草地中（例如 Paustian 等, 1997 年；Conant 等, 2001 年；Ogle 等, 2004 and 2005 年）。原则上，如果土壤的碳投入和碳损失间的净平衡被改变，土壤有机碳库随着管理或扰乱而改变。管理行为通过以下方式影响有机碳的投入，植物生产（如为提高作物生长进行的施肥或灌溉）的改变、有机添加物的直接碳增加和生物量清除活动（如农作物收获、林木采伐、火烧或放牧）后留下的碳量。分解作用主要能控制碳输出，并且水汽和温度状况的改变和管理活动引起的土壤扰乱会影响分解。其他因素亦会影响分解，如气候和土壤特征。不同土地利用转化和管理制度的具体影响在有关特定土地利用的章节中进行了讨论。

土地利用改变和管理活动通过改变侵蚀速率和随后某一地点的碳损失，进而还会影响土壤碳储存量；部分被侵蚀的碳在转移中分解且 CO_2 还原到大气中，而剩下的碳在另一个地方再沉淀。可是，通过土地管理改变土壤侵蚀的净效应具有极大的不确定性，因为储存在湿地、湖、河三角洲和海滨地带里埋葬的沉淀物中的侵蚀碳的比例未知（Smith 等, 2001 年）。

有机土壤

在不排水有机土壤中，一般厌氧条件下有机质的投入量超过分解的损失量，并且随着时间的变化累积大量的有机质。这些土壤的碳动态与水文条件有密切关联，包括存在的水汽、地下水位的深度和氧化还原条件（Clymo, 1984 年；Thormann 等, 1999 年）。特定成分和少量化学成分亦会影响那些动态（Yavitt 等, 1997 年）。

当排水后土壤变成厌氧条件时，有机土壤中储存的碳将会稳定地分解（Armentano 和 Menges, 1986 年；Kasimir-Klemetsson 等, 1997 年）。排水是为了提高植物生长地点的条件，在农业和林业中使用的一种措施。损失率随着气候而改变，随着在暖热条件下排水导致分解速率加快。 CO_2 的损失亦受排水深度、石灰施用、肥料及有机基质的一致性和温度的影响（Martikainen 等, 1995 年）。温室气体清单捕捉这种管理产生的效应。

而有机土壤的排水一般会释放 CO_2 到大气中（Armentano 和 Menges, 1986 年），在未排水的有机土壤中 CH_4 排放量亦会降低（Nykänen 等, 1995 年）。可是，除了一些管理湿地的情况，清单指南中不涉及未排水有机土壤中的 CH_4 排放（参见第 7 章，湿地）。同样地，国家清单一般不估算土壤池中来自未排水有机土壤中植物腐质累积引起的碳累积。总得来说，湿地环境中碳增加的速率相对在有机土壤中来说较慢（Gorham, 1991 年），并且估算碳增加甚至是估算通过恢复湿地产生的碳增加，亦需要考虑 CH_4 排放的增加。参见第 7 章湿地中的附加指南。

2.3.3.1 土壤碳的估算方法（保持土地利用类别不变的土地和转化为新土地利用的土地）

土壤碳清单包括对矿质土壤中土壤有机碳库变化和有机土壤中的 CO_2 排放的估算。排水和相关管理活动引起的微生物分解作用的增强导致了有机土壤中的 CO_2 排放。此外，如果存在使用方法 3 的足够的信息，清单可以包括土壤无机碳库的碳库变化（例如，石灰质草地随时间的变化被酸化）。公式 2.24 给出了估算土壤碳库变化总量的公式。

公式 2.24

土壤中的年度碳库变化

$$\Delta C_{\text{土壤}} = \Delta C_{\text{矿质}} - L_{\text{有机}} + \Delta C_{\text{无机}}$$

其中：

$\Delta C_{\text{土壤}}$ = 土壤中的年度碳库变化，吨碳/年

$\Delta C_{\text{矿质}}$ = 矿质土壤中的年度有机碳库变化，吨碳/年

$L_{\text{有机}}$ = 排水有机土壤中的年度碳损失，吨碳/年

$\Delta C_{\text{无机}}$ = 土壤中的年度无机碳库变化，吨碳/年（除了使用方法 3 之外，假设为 0）

对于方法 1 和方法 2，计算矿质土壤的土壤有机碳库的缺省深度为 30 厘米。如果能获得数据，在方法 2 时可以选择并使用更深的深度，但方法 1 因子均基于 30 厘米的深度。不包括残余物/枯枝落叶碳库，因为它们包括在死有机物质库的估算中。有机土壤的库变化基于排放因子，这些排放因子表述排水引起的整个土壤层的年度有机碳损失。由于缺乏推倒库变化因子的科学数据，没有提供估算土壤无机碳变化的方法 1 和方法 2；因而假设无机碳库净流量为零。方法 3 能用来精确矿质土壤及有机土壤和土壤无机碳汇中碳库变化的估算值。

各国亦可能鉴于资源的可获性，采用不同的层级方法来编制关于矿质土壤、有机土壤和土壤无机碳的估算值。因而，单独讨论矿质及有机土壤和无机汇（仅方法 3）的库变化。图 2.4 和 2.5 中的广义决策树能用来协助清单编制者分别确定估算矿质和有机土壤碳库变化的适合层级。

方法 1：缺省方法

矿质土壤

就矿质土壤而言，缺省方法是基于一个确定时期内土壤的碳库变化。变化的计算基于管理变化后的碳库相对于参照条件（即没有退化或改良的自然植被）中的碳库。进行了如下假设：

- (1) 随着时间的变化，土壤有机碳达到特定土壤、气候、土地利用和管理方式的空间平均、稳定值；及
- (2) 土壤有机碳库变化转移中到一个新平衡，土壤有机碳以线性方式发生。

假设（1）被广泛接受，在存在的气候和管理条件下，土壤碳含量趋向于平衡。尽管经常可以用曲线公式对管理变化引起的土壤碳变化进行最佳描述，但假设（2）极大的简化了方法 1，并在多年清查时期内提供较好的近似值，其中管理和土地利用转化的变化发生在整个清查时期。

使用缺省方法计算清查时期的碳库变化。清查时期的建立将可能基于活动数据收集的年份，如 1990、1995、2000、2005 和 2010 年，这些年份对应着清查时期 1990-1995、1995-2000、2000-2005 和 2005-2010。对每个清查时期，估算第一年（ SOC_{0-T} ）和最后一年（ SOC_0 ）的土壤有机碳库，基于参考碳库乘以库变化系数以 2 个时点库的差别除以库变化的时间依赖来估算碳库年变化率。

公式 2.25

矿质土壤中的年度碳库变化

$$\Delta C_{\text{矿质}} = \frac{(SOC_0 - SOC_{(0-T)})}{D}$$

$$SOC = \sum_{c,s,i} (SOC_{\text{参考 } c,s,i} \cdot F_{LU_{c,s,i}} \cdot F_{MG_{c,s,i}} \cdot F_{I_{c,s,i}} \cdot A_{c,s,i})$$

（注意：如果 T 大于等于 20 年，在本公式中用 T 代替 D，参见下文的注释）

其中：

$\Delta C_{\text{矿质}}$ = 矿质土壤中的年度碳库变化，吨碳/年

SOC_0 = 清查时期最后一年的土壤有机碳库, 吨碳

$SOC_{(0-T)}$ = 清查时期初期的土壤有机碳库, 吨碳

使用方框中的 SOC 公式 计算 SOC_0 和 $SOC_{(0-T)}$, 其中根据土地利用和管理活动和每个时点 (时间等于 0 和时间等于 0-T) 相应的面积, 赋予参考碳库和库变化系数。

T = 一个单独清查时期的年数, 年

D = 库变化系数的时间依赖, 即平衡的 SOC 值间转移的缺省时间段, 年。通常是 20 年, 但取决于计算系数 F_{LU} , F_{MG} 和 F_I 时所做的假设。如果 T 超过 D , 使用 T 值获得清查时期的年度变化率 (0-T 年)。

c = 表示气候带, s 表示土壤类型, i 表示一国存在的管理体系

$SOC_{参考}$ = 参考碳库, 吨碳/公顷 (表 2.3)

F_{LU} = 特定土地利用中土地利用系统或亚系统的库变化因子, 无量纲

注意: 在森林土壤碳计算中, 用 F_{ND} 代替 F_{LU} , 用来估算自然扰乱状况的影响。

F_{MG} = 管理制度的库变化因子, 无量纲

F_I = 有机质投入的库变化因子, 无量纲

A = 正在被估算的层次中的土地面积, 公顷。层次中所有的土地应该有相同的生物物理条件 (即气候和土壤类型) 和清查时期的管理历史, 这样可以一起进行分析。

清单计算是基于用气候带分层的土地面积 (参见第 3 章附录 3A.5 的缺省气候分类) 和表 2.3 所示的缺省土地类型 (参见第 3 章附录 3A.5 的缺省土地分类)。库变化因子的定义非常广泛, 包括: 1) 土地利用因子 (F_{LU}), 反映于土地利用类型相关的碳库变化 2) 管理因子 (F_{MG}) 表示土地利用部门的主要管理方式 (例如, 农田上的不同耕作方式) 及 3) 投入因子 (F_I) 土壤不同水平的碳投入如上文所提及的, 在林地中 F_{ND} 代替 F_{LU} 以计算自然扰乱状况的影响 (参见第 4 章 4.2.3 节更多的谈论)。土地利用相关章节关于土壤碳的各节提供了库变化因子。这些因子中的每个均代表了特定年数 (D) 期间的变化, 年数在领域间会发生变化, 但一般在一个领域内不会变 (例如, 农田系统的 20 年)。在部分清单中, 清查时期 (T 年) 可能超过 D , 在这种情况下将 $[(SOC_0 - SOC_{(0-T)}) \cdot A]$ 的值除以 T (代替 D) 可以得到碳库的年变化率。参见土地利用章节有关土壤碳的各节中关于这个方法应用的详细步骤的指南。

表 2.3 矿质土壤的土壤有机碳库(天然植被的)缺省参考值(SOC _{缺省}) (吨碳/公顷,0-30 厘米深度)						
气候区域	高活性粘土土壤 ¹	低活性粘土土壤 ²	沙质土 ³	灰化土壤 ⁴	火山土壤 ⁵	湿地土壤 ⁶
北温带	68	NA	10 [#]	117	20 [#]	146
寒温带, 干	50	33	34	NA	20 [#]	87
寒温带, 湿润	95	85	71	115	130	
暖温带, 干	38	24	19	NA	70 [#]	88
暖温带, 湿润	88	63	34	NA	80	
热带, 干	38	35	31	NA	50 [#]	86
热带, 湿润	65	47	39	NA	70 [#]	
热带, 湿	44	60	66	NA	130 [#]	
热带山区	88*	63*	34*	NA	80*	

注：数据取自 Jobbagy 和 Jacksox (2000 年) 及 Bernoux 等 (2002 年) 说明的土壤数据库。列示为平均库。为土壤气候类型假定的名义误差估计值为±90% (表示为 2X 标准方差, 作为均值的百分比)。NA 表示“不适用”, 因为这些土壤在有些气候带通常不存在。

[#] 表示无数据可用而保留《1996 年 IPCC 指南》的缺省值。

* 在热带山区气候带不存在直接估算这些土壤类型的参考碳库, 所以此地区的库是基于暖温带, 湿润地区的估算值。热带山区和暖温带地区有着相似的年均温度和年均降雨量。

¹ 含有高活性粘土 (HAC) 矿物质的土壤是轻至中度风化的土壤, 以 2: 1 硅化粘土矿物质为主 (在世界土壤资源参考资料库 (WRB) 分类中, 这些包括浅层土、变性土、栗钙土、黑钙土、黑土、淋溶土、高活性强酸土、Albeluvisols、黑碱土、钙质冲积土、石膏土、Umbrisols、始成土、岩成土; 在美国农业部分类中包括松软土、变性土、高基状态淋溶土、旱成土、始成土)。

² 含有低活性粘土 (LAC) 矿物质的土壤为高度风化的土壤, 以 1: 1 的粘土矿物质和非晶态氧化铁和氧化铝为主 (在 WRB 分类中包括强淋溶土、低活性淋溶土、强风化弱粘淀土、铁铝土、Durisols; 在美国农业部分类中包括老成土、氧化土、酸性淋溶土)。

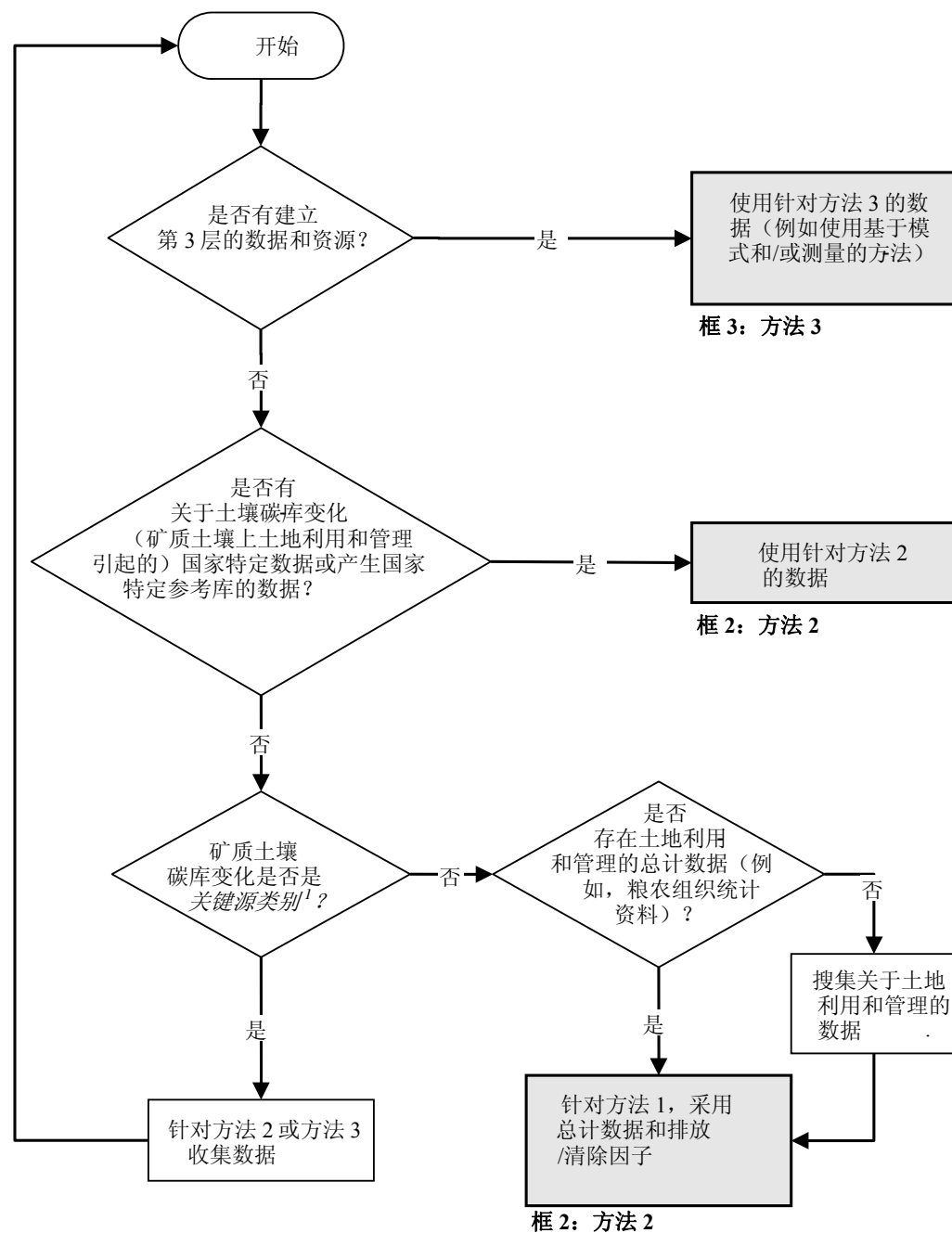
³ 根据标准的质地分析 (在 WRB 分类中包括红砂土; 在美国农业部分类中包括砂新成土), 包括含有 >70% 砂土和 <8% 粘土的所有土壤 (不论何种分类学分类)。

⁴ 表现出强烈灰化作用的土壤 (在 WRB 分类中, 包括灰壤; 在美国农业部分类中包括灰土)。

⁵ 产生于带有水铝英石矿物的火山灰土壤 (在 WRB 分类中包括暗色土; 在美国农业部分类中包括火山灰土)。

⁶ 由于排水限制导致定期水淹和产生厌氧条件的土壤 (在 WRB 分类中包括潜育土; 在美国农业部分类中包括饱水缺氧的亚目)。

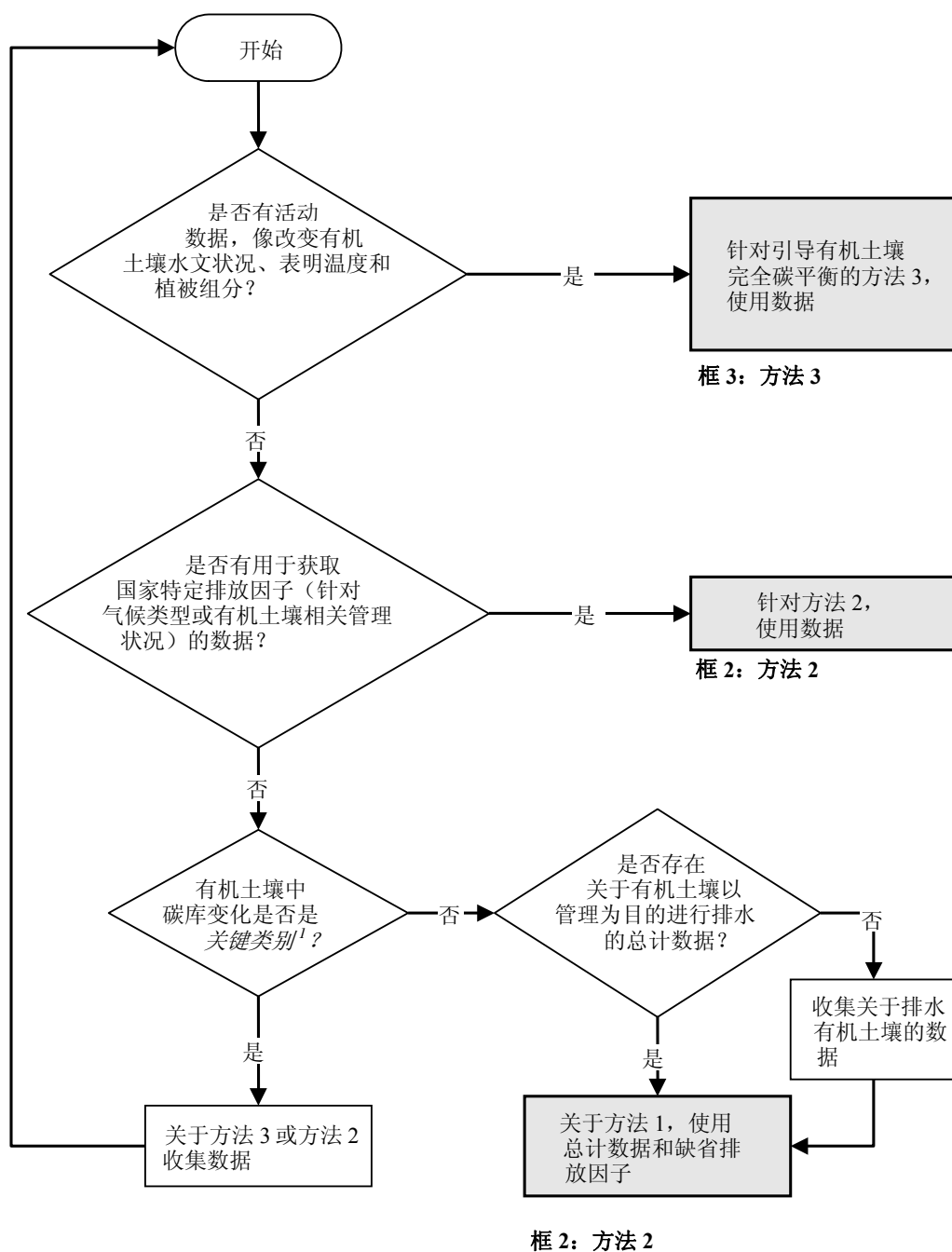
图 2.4 确定以土地利用类别分类的矿质土壤中碳库变化估算的相应层级的通用决策树



注释:

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

图 2.5 确定以土地利用类别分类的有机土壤中碳库变化估算的相应层级的通用决策树



注释：

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

当应用方法 1 甚至方法 2 时使用公式 2.25，土地利用和管理类别的活动数据对公式的形成有直接影响（参见方框 2.1）。用方法一收集的活动数据拟合公式 A，而用方法二或三收集的活动数据将拟合公式 B（参见第 3 章活动数据收集方法的附加讨论）。

框 2.1

用于方法一的活动数据与方法二或方法三的活动数据的公式 2.25 的替代公式及转移矩阵

取决于收集活动数据所用的方法，该公式可能有两种替代公式，包括：

公式 A（用于活动数据收集的方法一）

$$\Delta C_{\text{矿质}} = \frac{\left[\sum_{c,s,i} \left(SOC_{\text{参考 } c,s,i} \cdot F_{LU_{c,s,i}} \cdot F_{MG_{c,s,i}} \cdot F_{I_{c,s,i}} \cdot A_{c,s,i} \right) \right]_0 - \left[\sum_{c,s,i} \left(SOC_{\text{参考 } c,s,i} \cdot F_{LU_{c,s,i}} \cdot F_{MG_{c,s,i}} \cdot F_{I_{c,s,i}} \cdot A_{c,s,i} \right) \right]_{(0-T)}}{D}$$

公式 B（用于活动数据收集的方法二和方法三）

$$\Delta C_{\text{矿质}} = \frac{\sum_{c,s,p} \left[\left\{ \left(SOC_{\text{参考 } c,s,p} \cdot F_{LU_{c,s,p}} \cdot F_{MG_{c,s,p}} \cdot F_{I_{c,s,p}} \right)_0 - \left(SOC_{\text{参考 } c,s,p} \cdot F_{LU_{c,s,p}} \cdot F_{MG_{c,s,p}} \cdot F_{I_{c,s,p}} \right)_{(0-T)} \right\} \cdot A_{c,s,p} \right]}{D}$$

其中：

p = 地块

参见公式 2.25 下关于其他术语的描述。

仅存在用方法一进行数据收集的活动数据（第 3 章）。这些数据提供了针对气候、土壤和土地利用/管理体系的两个时点的总面积，不含对清查时期土地利用和管理中特定转型的量化（即仅知道总计和净变化，不知道活动中的总变化）。结合方法一活动数据，用公式 2.25 中的公式 A 计算矿质碳库变化。相反地，可以基于调查、遥感技术图像或其他数据收集活动数据，这些数据不仅提供每个土地管理体系地总面积，亦提供个别地块上在土地利用和管理中随时间的具体转移量。这些被视为是第 3 章中的方法二和方法三活动数据，用公式 2.25 的公式 B 计算土壤碳库变化。公式 B 包含土地块的总和（即“ p ”表示公式 B 中的土地而非管理体系“ i ”），可允许清单编制者以地块计算地块上的碳库变化。

如果使用方法一活动数据（参见第 3 章）做为基础来估算土地利用和管理对土壤碳库的影响，需要作特殊的考虑，用公式 2.25 进行。方法一数据不追踪各个土地转移，计算清查时段等于 D 或尽可能接近 D 的 SOC 库的变化，方法 1 中 D 为 20 年。例如，农田在 1990–1995 年间可能从全耕转化为免耕管理，则公式 A（参见方框 2.1）可以估算清查期土壤碳的增加。可是，假设在 1995–2000 年间同一地块保持免耕，没有额外碳增加需要计算（即 1995 年的库是基于免耕管理，与同样基于免耕管理的 2000 年时的库没有差别）。如果使用缺省方法，估算中会出现错误，因为土壤碳库变化超过了 20 年（即 D 等于 20 年）。因此，在清查期最后一年（ SOC_0 ）之前，估算用于清查计算达到 D 年的最远时间的 $SOC_{(0-T)}$ 值。例如，假设 D 为 20 并且清查基于 1990、1995、2000、2005 和 2010 年的活动数据，将计算 1990 年的 $SOC_{(0-T)}$ ，用以估算其他年份（即 1995、2000、2005 和 2010 年）的土壤有机碳的变化这个例子中

用于估算 $SOC_{(0-T)}$ 的年份将不会改变，直到 2011 年或之后采集活动数据时（例如计算 2011 年碳库变化将基于最远的年份，但不超过 D 年，本例中是 1995 年）。

如果存在转移矩阵（即方法二或方法三活动数据），可估算每个连续年之间的变化。上文的例中，部分不耕作土地在 1995 到 2000 年可以还原成完全耕作管理的形式。这种情况下，1990 到 1995 年间还原为土地基质中碳储存的增加量需要在 1995 到 2000 年间被折扣。此外，对于 2000 年后还原为完全耕作的土地，必须确保其中碳库没有变化（假设耕作管理保持不变）。仅仍为不耕作的土地中的碳将会继续增加，直到 2010 年（即假设 D 是 20 年）。因而，清单使用来自方法二和方法三活动数据的转移矩阵时，需要更加小心地确定时间段，计算其间的 SOC 增加或损失。参见框 2.2 的详细信息。如果仅结合方法一活动数据使用总计的统计资料，土壤碳估算方法的应用会更加简化。但是，如果存在信息，*优良作法*是各国使用来自方法二和方法三活动数据的转移矩阵，因为更为详细的统计资料将提供关于土壤中年度有机碳库变化的改进的估算值。

可能在部分情况下，活动数据收集的时间跨度超过库变化因子 (D) 的时间，如跨度为每 30 年而 D 是 20 年。在这些情况下，只要在公式 2.25 中用 T 代替了 D，就可以在活动数据收集的连续年间（例如 1990、2020 和 2050 年）直接估算年度库变化，而不会过高或过低的估算年变化率。

有机土壤

估算有机（例如，泥炭采掘）土壤中碳排放的基本方法是：分配用于估算排水后碳损失的年度排放因子。排水可刺激之前在基本缺氧环境下聚集的有机质的氧化。具体说来，每种气候类别下排水和管理的有机土壤的面积乘以相关排放系数，可得到年度 CO_2 排放（源）的估算值，如公式 2.26 所示。

公式 2.26
排水有机土壤的年度碳损失 (CO_2)

$$L_{\text{有机}} = \sum_c (A \cdot EF)_c$$

其中：

$L_{\text{有机}}$ = 排水有机土壤的年度碳损失，吨碳/年

A = 气候类型为 c 的排水有机土壤面积，公顷

注：A 与第 11 章公式 11.1 和 11.2 中估算 N_2O 排放的所用的面积相同 (F_{os})

EF = 气候类型为 c 的土壤的排放因子，吨碳/公顷/年

参见土地利用章节关于土壤碳的各节中关于这个方法应用的详细步骤的指南。

框 2.2
方法一总计的统计资料和结合转移矩阵的方法二或方法三活动数据之间的比较

假设一国里部分的土地发生土地利用变化，如下表所示，其中每行代表面积为 100 万公顷的一个土地单元 (F=林地; C=农田; G=草地)：

土地单元 ID	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
1	F	C	C	C	C	C	C
2	F	C	C	C	G	G	G
3	G	C	C	C	C	G	G
4	G	G	F	F	F	F	F
5	C	C	C	C	G	G	G
6		C	G	G	G	C	C

为了简化计算，假设国家只有一种单一的土壤类型，对应于森林植被的 SOC_{参考} (0-30 厘米) 值为 77 吨碳/公顷。F、G 和 C 的 F_{LU} 值分别为 1.00、1.05 和 0.92。假设 F_{MG} 和 F_I 等于 1。库变化因子 (D) 的时间依赖为 20 年。最后，假设土地利用在 1990 年达到平衡 (即 1990 年之前的 20 年间土地利用没有发生变化)。当使用方法一活动数据 (即总计的统计数据) 时，用上文所述的公式 2.25 计算每个清查年的碳库年变化。下表列出了计算结果：

	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
F (百万公顷)	2	0	1	1	1	1	1
G (百万公顷)	2	1	1	1	3	3	3
C (百万公顷)	2	5	4	4	2	2	2
SOC ₀ (百万吨碳)	458	436	442	442	462	462	462
SOC _(0-T) (百万吨碳)	458	458	458	458	458	436	442
ΔC _{方法一} (百万吨碳/年)	0	-1.1	-0.8	-0.8	0.2	1.3	1.0

如果在明确了解土地利用变化时使用方法二和方法三数据，碳库计算要考虑每个土地单元的历史变化。所有单元总和的碳库总量与清单年份不久之前的量进行比较，而不是与之前 20 年清单的量，以估算年度碳库变化：

	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
单元 1 的 SOC ₀ (百万吨碳)	77.0	75.5	74.0	72.5	71.0	71.0	71.0
单元 2 的 SOC ₀ (百万吨碳)	77.0	75.5	74.0	72.5	75.0	77.5	80.0
单元 3 的 SOC ₀ (百万吨碳)	81.0	78.5	76.0	73.5	71.0	73.5	76.0
单元 4 的 SOC ₀ (百万吨碳)	81.0	81.0	80.0	79.0	78.0	77.0	77.0
单元 5 的 SOC ₀ (百万吨碳)	71.0	71.0	71.0	71.0	73.5	76.0	78.5
单元 6 的 SOC ₀ (百万吨碳)	71.0	71.0	73.5	76.0	78.5	76.0	73.5
SOC ₀ (百万吨碳)	458	453	449	445	447	451	456
SOC _(0-T) (百万吨碳)	458	458	453	449	445	447	451
ΔC _{方法二} (百万吨碳/年)	0	-1.1	-0.8	-0.8	0.5	0.8	1.0

两种方法产生不同的碳库估算值，并且使用方法二或方法三数据结合转移矩阵比方法一的总计统计资料能得到更加精确的值。可是，如本例所示，一般年度碳库变化的估算值不会明显不同。当同一土地上发生多种利用变化时，数据方法对估算的值影响会表现出更大的不同 (如上文例子中的土地单元 2、3 和 6)。值得注意的是，如果系统达到新的平衡，方法一、方法二和方法三活动数据产生同样的碳库变化，使用方法 1 的土地利用和管理在 20 年期间没有发生变化时才会出现这种平衡。因此，当应用方法一、方法二或方法三活动数据的方法时，碳库增加或损失沿有是自然损失的，但是加上文所示临时动态多少会发生变化。

土壤无机碳

土地利用和管理活动对土壤无机碳库和流量的影响与地点的水文情况相关联，并取决于具体土壤中的具体矿物。此外，对影响的准确估计需要跟踪释放的融解无机碳和来自管理土地的基础阳离子的归宿，至少要到它们在海洋无机碳循环中被完全捕捉为止。因此，需要详尽的水文地球化学分析，对施用于该地或该地原有或该地释放的水溶 CO_2 、碳酸盐、重碳酸盐、盐基阳离子（如钙和锰）等，进行长期追踪、明白去向，以准确估计净存量变化。做这样的分析需要方法 3。

方法 2：纳入国家特定数据

方法 2 是方法 1 的自然延伸，允许纳入国家特定数据的清单，同时对矿质和有机土壤使用给定的缺省公式。如果可能，*优良作法*是使用方法 2，即使它们仅能更好地详述方法 1 缺省方法的某些成分。例如，一国可能仅有可获取国家特定参考碳库的数据，然后将用这些数据将与缺省库变化因子一起来估算矿质土壤中的土壤有机碳库。

矿质土壤

国家特定数据可以用来改进估算矿质土壤中库变化的方法 1 清单方法中的 4 个成分，包括地区或国家特定库变化因子和/或参考碳库的推导，此外还改善了管理体系、气候或土壤类别的规格（例如，Ogle 等，2003 年；Vanden Bygaart 等，2004 年；Tate 等，2005 年）。清单编制者可以选择获取所有这些分量的具体值，或任何子集，这些可以与方法 1 提供的缺省值合并，以完成清单计算（使用公式 2.25）。方法 2 还可以使用与方法 1 相同的计算步骤。

1) 定义管理体系尽管在方法 2 清单中可以使用与方法 1 相同的管理体系，但是缺省体系可以被分解为更细的类别，这样可以在经验数据的基础上更好地表述特定国家内管理对土壤有机碳库产生影响（即拟议管理体系的库变化因子变化很大）。然而只有当基础数据足够详细能将土地面积分得更细，设立更详细管理体系的时，才能这样做。

2) 气候带和土壤类型有详细土壤分类和气候数据的国家可以选择制定国家特定的分类。此外，如果新的分类改进了参考碳库和/或库变化因子说明，在方法 2 清单建立中，说明更好的气候带和土壤类型被视为一种*优良作法*。实际上，参考碳库和/或库变化因子在基于经验分析的提出的气候带和土壤类型中应该有很大的不同需要注意，规定新气候带和/或土壤类型需要推导国家特定参考碳库和库变化因子。缺省参考碳库和库变化因子仅适合使用缺省气候和土壤类型的清单。

3) 参考碳库获取国家特定参考碳库（SOC 参考）是改进方法 2 清单的另一种可能性方式（Bernoux 等，2002 年）。使用国家特定数据估算参考库量将可能产生更详细和更具代表性的值。国家特定参考土壤碳库的推导可以来自譬如作为一国土壤调查的组成部分进行的土壤测量。重要的是应利用可靠分类说明，将土壤进行分类。关于获取国家特定值有三个额外考虑，包括国家特定土壤类别和气候带的可能规范（即取代使用 IPCC 缺省分类）、参照条件的选择和随着深度递增进行的估算库。库的计算可将有机碳的比例（即 % 碳除以 100）乘以深度递增（缺省是 30 厘米）、容积密度和不含粗碎屑土壤的比例（即 <2 毫米的）（Ogle 等，2003 年）。不含粗碎屑的比例是根据质量（即不含粗碎屑土壤的质量/土壤总质量）。

参照条件是用于评价土地利用变化对土壤碳储存量的相对影响的土地利用/覆盖类别（例如，参照条件如天然土地与另一土地利用如农田，中碳储存量的相对差别，构成公式 2.25 中 F_{LU} 的基础）。方法 1 中，参照条件是天然土地（即天然植被下未退化、未改良的土地），并且许多国家将可能在方法 2 中使用相同的参照。然而，如果允许对国家特定参考库有更完善的评价，可以选择另一种土地利用作为参照，这将被视为一种*优良作法*。在所有土地利用内（即林地、农田、草地、聚居地和其他土地）参考库应该保持一致，开展农林和其他土地利用部分土壤碳清查多个队伍间需要协调合作。

获取国家特定参考碳库的另一种考虑是，估算土壤中更深处的参考碳库的可能性（即较低的土壤层）。表 2.3 中给出的缺省库值，可计算土壤顶层 30 厘米中的土壤有机碳。如果有足够的数，并且明确土地利用变化和管理对拟议深度递增有极大的影响，*优良作法*是获取更深处的参考碳库。对于参考碳库，深度的任何改变将需要推导新的库变化因子，假定缺省值亦基于对 30 厘米深度的影响。

4) 库变化因子方法 2 的一个重要改进是：国家特定库变化因子的估算（ F_{LU} 、 F_{MG} 和 F_I ）。用试验/测量数据和计算机模式模拟可完成国家特定因子的推导。实际上，获取库变化因子需要估算每个研究或观察的反应比例（即用名义作业的值分别除以不同投入或管理分类的碳库）

最佳说来，库变化因子基于国内或附近地区的实验/测量数据，估算每个研究的反应比率，然后用合适的统计技术分析这些值（例如，Ogle 等，2003 和 2004 年；VandenBygaart 等，2004 年）。公布的文献、报告和其他资源中可以找到相关研究，或者清单编制者可以选择开展新的实验。不论何种数据来

源, *优良作法*是接受比较的地块具有类似的历史和管理以及类似的地形状况、土壤物理特征而且位置相互靠近。研究应该提供碳库(即每单位面积至特定深度的质量)或估算 SOC 库需要的信息(即有机质与容积密度的百分比;土壤中岩石的比例,通常是测量为大于 2 毫米并定义为不含土壤有机碳的部分)。如果能获得有机质而不是有机碳的百分比的话,可利用换算因子 0.58 来估算碳含量。此外, *优良作法*是按同等质量测量土壤碳库(例如 Ellert 等, 2001 年; Gifford 和 Roderick, 2003 年)。为了使用这个方法,清单编制者需要为名义土地利用或作法(如天然土地或传统耕作)确定测量碳库的深度。这个深度需要与参考碳库的深度相一致。然后测量某个深度等量土壤(土地利用或管理变化的)的土壤碳库。

获取国家特定值的另一个方法是,从高级模型中模拟库变化因子(Bhatti 等, 2001 年)。为了证明高级模型的效用,模拟的库变化因子可以与实验中测量的碳库变化值相比较。*优良作法*是提供模式评价的结果,引用文献中公布的论文和/或将结果列入清单报告。这种方法被视为方法 2,因为它依赖于库变化因子的概念和方法 1 中详尽阐述的碳估算方法。

无论用经验数据还是高级模型得到国家特定管理因子(F_{MG})和投入因子(F_I),均需要与管理体系统分类一致。如果清单划分了更多的系统,将需要获取代表更细的特定土地利用分类的独特因子。

获取国家特定库变化因子的另一考虑是与之相关的时间依赖(公式 2.25 中的 D),它确定了管理变化之后多数土壤有机碳库发生变化的年数。可以使用土地利用部门的缺省时间依赖(D)(例如农田为 20 年),但是如果能获得足够的数据可采用不同的时间段,则时间依赖可以改变。此外,这个方法旨在对所有库变化因子使用如公式 2.25 所列的相同时间依赖(D)。如果选择不同的时段用于 F_{LU} 、 F_{MG} 和 F_I ,必须单独计算土地利用、管理和投入的影响并划分相关库变化依赖。这个可以通过修改公式 2.25 完成,以便可以单独计算在时间 T 和 $0-T$ 时的每个库变化因子的 SOC 值(即仅先计算 F_{LU} 的 SOC 值,然后计算 F_{MG} 的,最后计算 F_I)。计算与土地利用、管理和投入相关的库的差别,除以它们各自的 D 值,然后汇总变化。

碳库通常是以非线性方式发生变化的,因此可进一步制定反映这种方式的库变化因子的时间依赖。引起土壤碳含量减少的土地利用或管理的变化,在最初几年里变化率最大,随时间而逐渐降低。相反地,当土地利用或管理变化引起土壤碳增加时,累积率的变化趋向于一个反曲线:在开始阶段变化率是缓慢的,然后增加,最后随时间而降低。如果在同一地点进行重复调查(即方法二或三的活动数据,见第 3 章),明确追踪土地利用或管理作业的历史变化,则可采用纳入土壤碳库的非线性变化的方法 2。

与时间依赖相同,测量影响的深度可能因缺省方法而不同。然而,重要的是在共同深度测量参考碳库(SOC_{参考})和库变化因子(F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I),而且它们在每个土地利用部门均保持一致,以处理个利用间的转化,而不人为扩展或紧缩土壤碳库变化估算值。*优良作法*是纪录信息来源和报告过程中新因子的基本基础。

有机土壤

用于与有机土壤排水相关的 CO₂ 排放的方法 2 将国家特定信息纳入清单中,以用公式 2.26 估算排放量(参见之前方法 1 相关节关于此方法的一般公式和应用的更多讨论)。方法 2 还可以使用与方法 1 相同的计算步骤。与方法 1 相比,可能的改进包括:1) 国家特定排放因子的推导,2) 视为更适合国家的气候带的说明,或 3) 土地利用分类导致的一种更细,更详细的管理体系分类。

如果能获得试验数据,那么推导国家特定排放因子是*优良作法*。此外,如果在提出的类别中,测量出的碳损失率有明显不同,*优良作法*是使用更细的气候和管理体系分类。注意:进行任何推导必须给出足够的土地利用/管理活动和环境数据,以表述提出的国家一级的气候带和管理体系。建立用于有机土壤的方法 2 清单所需考虑的事项,与前一节讨论的有关矿质土壤中的类似。

用于有机土壤的国家特定排放因子可以基于对整个土壤层的年度碳库减少量的测量。另一种选择是使用土地沉陷作为排水后的碳损失测量的替代方法(例如,Armentano 和 Menges, 1986 年)。以有机质氧化引起的年沉陷的比率、矿化的有机质中的碳含量和土壤容积密度,计算碳损失。

土壤无机碳

参见关于方法 1 下亚类的讨论。

方法 3 高级估算系统

用于土壤碳的方法 3 要求建立一般能更好捕捉流量中的年变率的高级估算系统,而方法 1 和方法 2 主要采用基于库变化因子的清查期恒定的年度碳库变化。本质上,方法 1 和方法 2 表述土地利用和管理对土壤碳库的影响,是从一种平衡状态线性推移到另一种。为了更好地理解其影响,重要的是要注意土壤碳库在整个转移期中一般不存在一个绝对平衡状态或线性变化的土壤碳库,假定影响库的许多驱动变

量是动态的，在达到新的“接近”平衡之前短时间内，定期变化。方法 3 处理这种非线性变化，可采用比方法 1 和方法 2 更高级的模式，和/或通过建立含监测网络、基于测量的清单。此外，方法 3 清单能够捕捉土地利用和管理产生的更长期的遗迹效应。相反地，方法 1 和方法 2 一般仅能处理土地利用和管理近期产生的影响，如对矿质碳库持续 20 年的影响。除了下文，参见 2.5 节（方法 3 的通用指南）关于方法 3 的更多讨论。

矿质土壤

基于模式的方法可以采用机械学模拟模式，即在定量框架下，捕捉引起土壤中碳增加和损失的基础过程，如土地利用和管理对控制来自植物生产及枯枝落叶和微生物分解的碳投入过程的影响（McGill, 1996 年；Smith 等, 1997 年 b；Smith 等, 2000 年；Falloon 和 Smith, 2002 年；及 Tate 等, 2005 年）。注意：方法 3 仅提供现有机会，明晰估算土壤侵蚀对碳流量的影响。此外，基于模式的方法 3 可以表述生物量、死生物量和土壤间的碳转移，可以有利于确保这些池中相对于 CO₂ 清除和进入大气的排放的碳库变化预测中的质量转换。

方法 3 建模方法能够以环境条件的动态表述处理土地利用和管理的影响，这些环境条件能影响控制土壤碳库的过程，如天气、土壤特征和其他变化等。土地利用和管理对土壤碳库的影响随着环境条件的变化而变化，并且这种变化在较低层级中不能被捕捉，可能产生结果偏差。因此，方法 3 能够对与土地利用和管理活动相关的碳库变化提供更准确的估算值。

对方法 3 而言，需要用一系列基准点来评估模型结果。理想地，按重复统计设计建立一系列永久的基准监测点，捕捉主要气候带、土壤类型和管理系统及系统变化，并且允许长期对土壤有机碳库进行重复测量（Smith, 2004 年 a）。监测是基于每 3-5 年或每 10 年在地块上的重复抽样；较短的抽样频率不太可能产生明显的差别，因为相对于土壤中很大的总碳量来说，碳库的年变化是很小的（IPCC, 2000 年；Smith, 2004 年 b）。

除了基于模式的方法，方法 3 还提供机会来建立基于测量的清单，使用与模式评价所需的相似的监测网络。然而，作为完整清单基础的测量网络，其抽样密度要大得多，以尽量降低不确定性，并表述所有气候带和主要土壤类型中所有管理体系及相关的土地利用变化（Sleutel 等, 2003 年；Lettens 等, 2004 年）。测量网络可以基于基准点土壤抽样或流量塔网络。流量塔，如那些采用的涡流协方差系统（Baldocchi 等, 2001 年），形成了一种独特的情况，因为它们可测量大气和地表间 CO₂ 的净交换量。因而，关于土壤池的碳库变化，流量塔监测网络需要注意以下几点：1) 塔的存在需要足够密度情况，以代表整个国家的流量；2) 流量估算需要归属于单个土地利用部门和具体土地利用和管理活动；及 3) CO₂ 流量需要进一步归属于单个池，包括土壤中的库变化（还包括生物量和死有机物质）。前一节关于矿质土壤的方法 2（参见关于库变化因子的讨论）列出了关于土壤测量的额外考虑

重要的是要注意，基于测量的清单体现了全部碳估算方法，涉及对土壤碳库的所有影响。仅对土地利用和管理效应进行部分估算可能会困难。

有机土壤

与矿质土壤相似，可以用基于模式或测量的方法，估算由有机土壤的土地利用和管理引起的 CO₂ 排放。基于机械的动态模式一般用来模拟基础过程，捕捉土地利用和管理的影响，特别是排水位的变化对分解作用的影响。所提及的关于矿质土壤同样的考虑，对涉及由有机土壤管理引起的土壤碳库变化并基于模式和测量的方法来说亦是重要的。

土壤无机碳

可以进一步建立方法 3，估算与影响土壤无机碳汇的管理相关的流量。例如，灌溉对土壤无机碳库和流量产生影响，但方向和大小取决于灌溉水的来源和性质，以及释放的溶解无机碳的来源，数量和演化。在干旱和半干旱地区，石膏（CaSO₄ · 2H₂O）调理剂能导致土壤无机碳库的减少，取决于相对于重钙酸盐反应和方解石沉淀（CaCO₃），土壤胶体上钙离子置换钠离子的量。其他土地利用和管理活动，如毁林/造林和使土壤酸化的管理方式亦可以影响土壤无机碳库。然而，这些变化能引起这个池的碳增加或损失，取决于具体的地点条件，并且由活动引起的变化量较小。

现阶段估算土地利用和管理引起的土壤无机碳变化的模式很少，所以方法 3 的执行可能需要大量时间和资源。当有足够的数据和知识而且能明显改变土壤无机碳库的活动占主导时，对各国而言，优良作法是进行全面的水文地球化学分析，包括所有重要的土地利用和管理活动，以估算它们对土壤无机碳库的影响。某种建模方法需要将土地利用和管理活动从非人为效应中分开。另外，基于测量的方法，可通过对管理土地上基准点的定期取样，结合上文关于矿质土壤的讨论中用于土壤有机碳的监测网络，用来估算原地的无机碳库或可能的 CO₂ 流量。然而，对于溶解无机碳量及其演化需要做进一步测量，建模或简化假设，如假设所有淋溶损失的无机碳均以 CO₂ 的形式释放到大气中。

2.4 非CO₂ 排放

生物量燃烧、牲畜及粪便管理或土壤中会产生大量非温室气体的排放。第 11 章中涉及了土壤中的 N₂O 排放，其中含可以应用于全国范围的方法的指南（即不考虑划分土地利用类别），只要一国选择使用国家一级的活动数据。关于牲畜和粪便中 CH₄ 和 N₂O 排放的指南仅在第 10 章阐述，因为这种排放与土地特点无关。下文描述了估算火烧引起的温室气体排放（CO₂ 和非 CO₂ 气体）的通用方法，含林地、草地和农田相关章中的特定土地利用改进。优良作法是检查由碳库或池内损失引起的 CO₂ 和非 CO₂ 排放的完整性，以避免漏算和重复计算。

火烧引起的排放不仅包括 CO₂，还包括气体温室气体或由燃料不完全燃烧产生的温室气体前体。这些包括一氧化碳（CO）、甲烷（CH₄）、非甲烷挥发性有机化合物（NMVOC）和氮类（例如 N₂O、NO_x）（Levine, 1994 年）。在《1996 年 IPCC 指南》和 *GPG2000* 中，稀疏草原中火烧和农作物残余物燃烧引起的非 CO₂ 温室气体排放与林地与草地转化引起的气体排放一起进行了论述。因植被类别的不同，方法多少有些不同，但不包括林地中火烧的发生。在 *GPG-LULUCF* 中，特别是有关林地的章（扰乱导致的碳损失），讨论了火烧引起的排放（CO₂ 和非 CO₂）。在农田和草地各章，仅考虑到非 CO₂ 的排放，同时假设 CO₂ 排放被随后一年内植被再生长引起的 CO₂ 排放所平衡。这个假设意味着土壤肥力的维持 – 即假设各国可能会忽略是否有证据表明火烧引起了肥力的下降。在林地中，通常缺乏同步性（报告年份的 CO₂ 排放量与清除量不相等）。

这些指南提供了估算火烧引起的排放的更通用方法。火烧被视为一种扰乱，不仅影响生物量（特别是地上部）亦影响死有机物质（枯枝落叶和死木）。术语“生物量燃烧”被广泛使用并在这些指南中得到保留，但表明除了生物量之外的燃料成分一般更为重要，特别在森林系统中。对于含很少木本植被的农田和草地来说，通常以生物量燃烧为参照，因为生物量是受火烧影响的一个主要池。

当估算林地、农田和草地中火烧引起的温室气体排放时，各国应遵行以下原则：

- 报告的范围：需要报告管理土地上（除了草地引起的 CO₂ 排放，如下文所述）发生的所有火烧（计划火和野火）引起的排放（CO₂ 和非 CO₂）。当土地利用改变时，应该在新土地利用类别下包括火烧引起的任何温室气体排放。不需要报告未管理土地上野火（和逸出的计划火）引起的排放，除非以后这些土地利用发生了变化（即变成管理土地）。
- 火烧作为一种管理手段（计划烧除）：报告烧除面积产生的温室气体排放，如果未管理土地受到火烧影响，那么亦还应该报告火烧之后土地利用改变引起温室气体的排放。
- CO₂ 排放量和清除量的相等（同步性）：当生物量池的 CO₂ 排放量和清除量在清查年中不相等时，应该报告 CO₂ 净排放量。对于草地生物量烧除和农业残余物燃烧来说，相等假设一般说来是合理的。然而，木本植被亦可能在这些土地类别中被烧除，应该用更高层级的方法报告这些源排放的温室气体。此外，在世界上许多地方，放牧是林地中最主要的土地利用形式，林地定期进行烧除（例如，放牧的林地和稀疏草原），对这样的系统假设同步性之前，必须要慎重考虑。对于林地来说，如果大量木材生物量被杀死（即损失为数年的生长和碳累积），就不可能做到同步性，而应该报告净排放。例子包括：天然森林的清邑，转化为农业和/人工林及林地中的野火。
- 可燃的燃料：应该说明可降低可燃的燃料量的因素（例如，来自放牧、衰减、生物燃料清除、牲畜饲料等）为了避免低估和重复计算，应该采用质量平衡方法来计算残余物（参考 2.3.2 节）。
- 年度报告：尽管火烧在空间和时间上存在较大的内在可变性（特别是野火的），各国应该每年估算和报告火烧中的温室气体排放。

这些指南为林地中火烧引起的碳库变化及非 CO₂ 排放（包括森林转化引起的）和农田及草地中的非 CO₂ 排放提供了全面的估算方法。以下 5 种燃烧涉及到非 CO₂ 排放：（1）草地燃烧（包括多年生木本灌木地和稀疏草原燃烧）；（2）农业残余物燃烧；（3）林地中枯枝落叶、下层林木和采伐残余物的燃烧；（4）林地清邑和转化为农业后的燃烧；及（5）其他类型的燃烧（包括野火引起的燃烧）。还涉及了（3）、（4）和（5）项 CO₂ 的直接排放。因为估算这些不同类别中的排放有很多共同的地方，本节提供了估算火烧引起的 CO₂ 和非 CO₂ 排放的通用方法，以避免特定土地利用相关各节中重复描述这些指南涉及的火烧引起的排放。

稀疏草原的计划烧除包括在关于草地生物量燃烧的节中（第 6 章草地，6.3.4 节）重要的是在估算稀疏草原中温室气体排放时，要避免重复计算，这些稀疏草原有着林地中的植被结构的特征。相关的一个例子为，在巴西，尽管 cerradão（密林地）是稀疏草原的一种类型，但由于它的生物物理特征，被归为林地。

除了燃烧产生温室气体排放外，火烧亦会导致惰性碳库的形成（木炭或炭）。火烧发生后的残余物主要有未烧除和部分烧除的成分，以及少量由于其化学性质而极难分解的炭组成。目前关于不同燃烧条件下炭形成率和随后周转率的知识太有限（Forbes 等，2006 年；Preston 和 Schmidt，2006 年），就清单而言这些不足以建立可靠的方法，因而没有列入这些指南中。附录 1 包括了未来方法学建立的技术基础。

此外，尽管火烧还会引起非甲烷挥发性化合物（NMVOC）的排放，但本指南不涉及它们，因为估算需要的数据和许多重要参数不确定性大小的缺乏，不能建立与之相关的可靠的排放估算。

方法描述

本指南中每个相关节均包括一种 3 层分级方法，处理火烧中的 CO₂（适合时）和非 CO₂ 温室气体排放。层的选择可以根据图 2.6 中列出的决策树中的步骤进行。在方法 1 下，公式 2.27 中列出的公式可以用于估算火烧中 CO₂ 和非 CO₂ 排放，使用本章和本指南中土地利用相关各节中提供的缺省数据。高层级包括公式 2.27 更加精确的应用。

因为方法 1 采用了简便的方法估算死有机物池（参见 2.3.2 节），当估算这些系统（例如，林地和转化为另一种土地利用的林地）中火烧引起的温室气体净排放时，有必要做一些假设，其中死有机物质是燃料燃烧中一个主要成分。假设森林中烧除死有机物质产生的 CO₂ 排放为零，但并不会被火烧所清除。如果在方法 1 下，火烧的强度足以清除部分森林林分，那么假设清除的生物量中所含的碳将会迅速释放到大气中。如果被火烧清除的生物量中碳量多于被火烧消耗的死木和枯枝落叶中的碳量，那么这种简化可能导致对火烧发生年实际排放的过高估算。

估算所有火烧情况下的非 CO₂ 温室气体的排放量。在方法 1 下，使用表 2.4 中提供的真实燃料消耗量和适合的排放因子（表 2.5）对非 CO₂ 排放做最佳估算（即包括最新的作为消耗燃料的组分而被清除的生物量）。明确地，如果森林中的火烧对净温室气体排放产生重要影响，鼓励国家建立更完整的方法（高层级），此方法包括死有机物质的动态和改进直接排放和火烧后排放的估算。

对于转化为另一种土地利用的林地来说，有机质烧除源自新倒的植被和现存死有机物质，应该报告 CO₂ 排放。在这种情况下，消耗总燃料的估算值（表 2.4）可以用来估算 CO₂ 和非温室气体排放，使用公式 2.27。然而，需要小心确保，用公式 2.27（来自燃烧的损失）和公式 2.23（来自衰减的损失）计算土地利用转化中死有机物质碳损失时没有重复计算。

公式 2.27 中概述了估算任一类型的火烧中单个温室气体排放的通用方法。

公式 2.27
火烧中温室气体的排放估算

$$L_{\text{火灾}} = A \cdot M_B \cdot C_f \cdot G_{ef} \cdot 10^{-3}$$

其中：

$L_{\text{火灾}}$ = 火烧中的温室气体排放量，吨每种温室气体（GHG），例如 CH₄、N₂O 等。

A = 烧除面积，公顷

M_B = 可以燃烧的燃料质量，吨/公顷。包括生物量、地上枯枝落叶和死木。当使用方法 1 时，除了在土地利用发生变化的情况下，假设枯枝落叶和死木池为零，（参见 2.3.2.2 节）。

C_f = 燃烧因子，无量纲（表 2.6 中的缺省值）

G_{ef} = 排放因子，克/千克干物质烧除（表 2.5 中的缺省值）

注：当不能获得关于的数据时，在方法 1 下，可以使用燃料实际燃烧量的缺省值（ M_B 和 C_f 的积）（表 2.4）。

对 CO₂ 排放来说，公式 2.27 与公式 2.14 相关，可估算任何类型扰动中活生物量的年度损失量。

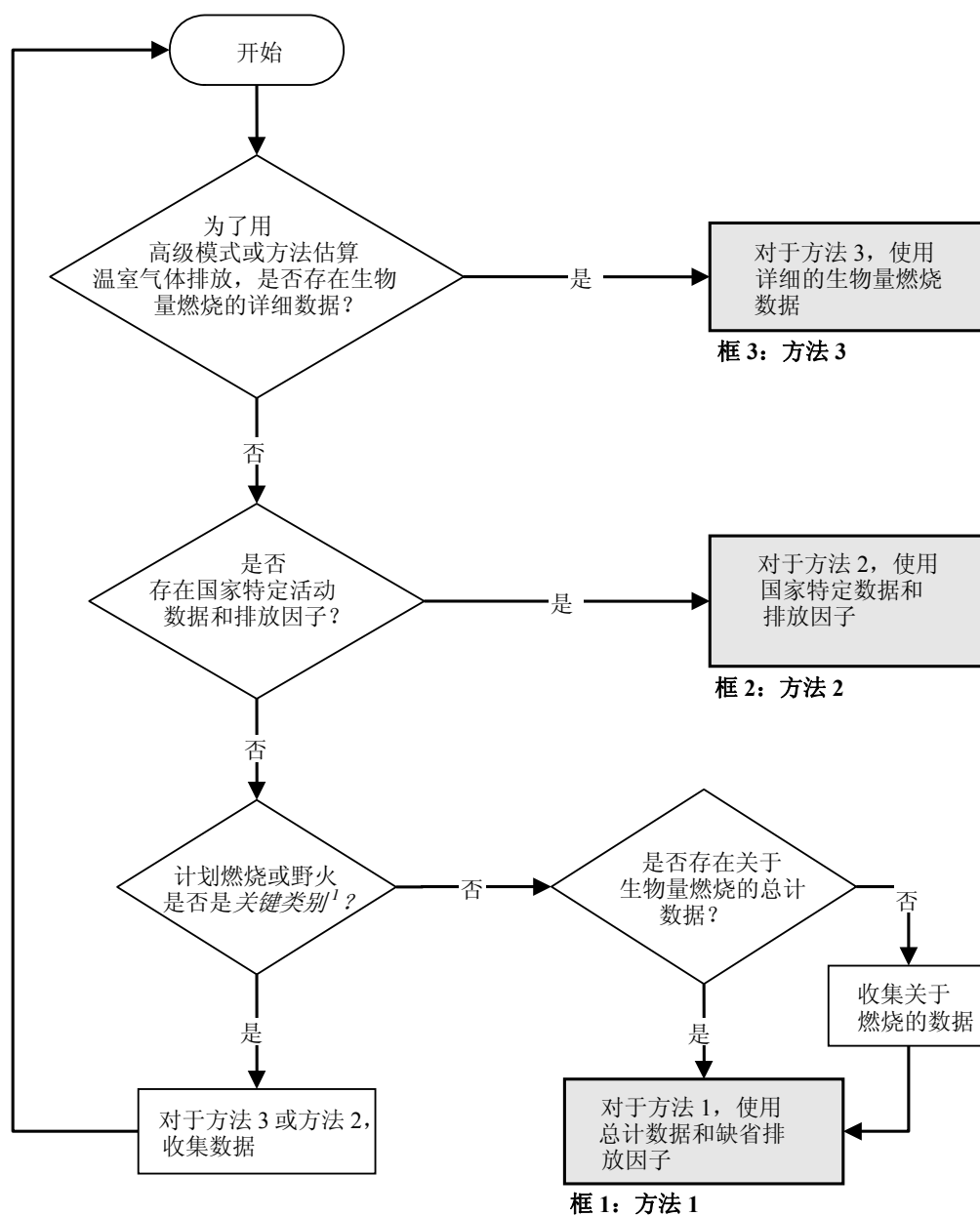
可烧除的燃料量用烧除面积和该面积的燃料密度表示。燃料密度可包含生物量、死木和枯枝落叶，是一个随类别、年龄和植被条件变化的函数。火烧的类型还会影响可用来燃烧的燃料数量。例如，森林低强度地面火烧的燃料主要限于地面的枯枝落叶和死有机物质，而较高强度的“树冠火”还可以消耗大量树生物量。

燃烧因子是用来计算实际燃烧的燃料的比例，是一个随燃料物的大小和结构（即较小比例的粗大燃料如树茎的烧除，与细小燃料如草叶的烧除之间的比较），燃料的含水量和火烧类型（即扩散的强度和

速率，这些明显受到气候变化和区域差异的影响，如表 2.6 所反映的）而变化的函数。最后，排放因子给出了每单位干物质燃烧所释放的特定温室气体的量，这是随着生物量碳的含量和燃烧完整度变化的函数。火烧中的含高浓度氮的气体种类排放量，如 NO_x 和 N_2O 的排放量是一个随燃料中氮含量变化的函数。Andreae 和 Merlet（2001 年）曾经对排放因子进行了一次全面的评审，并汇总在表 2.5 中。

方法 2 采用了与方法 1 相同的一般方法，但利用了更加精确的国家排放因子和/或比缺省表中提供的更为精确的燃料密度的估算值和燃烧因子方法 3 更加完整，包含燃料（生物量和死有机物质）动态方面的考虑。

图 2.6 确定土地利用类别中火烧引起的温室气体排放估算的相应层级的通用决策树



注释

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

表 2.4 一系列植被类型烧除相关的燃料（死有机物质加活生物量）生物量消耗值（吨干物质/公顷） （将用于公式 2.27，估算数量“MB • Cf”之积，即绝对数量）				
植被类型	亚类	均值	SE	参考
热带原始林（刀耕火种）	热带原始林	83.9	25.8	7, 15, 66, 3, 16, 17, 45
	热带原始疏林	163.6	52.1	21,
	热带原始湿润林	160.4	11.8	37, 73
	热带原始旱林	-	-	66
所有热带原始林		119.6	50.7	
热带次生林（刀耕火种）	热带次生幼林（3—5年）	8.1	-	61
	热带中间次生林（6—10年）	41.1	27.4	61, 35
	热带高龄次生林（14—10年）	46.4	8.0	61, 73
所有热带次生林		42.2	23.6	66, 30
所有热带第三纪林		54.1	-	66, 30
北方森林	野火（一般）	52.8	48.4	2, 33, 66
	树冠火	25.1	7.9	11, 43, 66, 41, 63, 64
	地表火	21.6	25.1	43, 69, 66, 63, 64, 1
	采伐后残余物烧除	69.6	44.8	49, 40, 66, 18
	清邑火	87.5	35.0	10, 67
所有北方森林		41.0	36.5	43, 45, 69, 47
桉树林	野火	53.0	53.6	66, 32, 9
	计划烧除—（地表）	16.0	13.7	66, 72, 54, 60, 9
	采伐后残余物烧除	168.4	168.8	25, 58, 46
	砍伐烧除（清邑火）	132.6	-	62, 9
所有桉树林		69.4	100.8	
其他温带林	野火	19.8	6.3	32, 66
	采伐后残余物烧除	77.5	65.0	55, 19, 14, 27, 66
	砍伐烧除（清邑火）	48.4	62.7	53, 24, 71
所有“其他”温带林		50.4	53.7	43, 56

表 2.4 (续)				
一系列植被类型烧除相关的燃料（死有机物质加活生物量）生物量消耗值（吨干物质/公顷）				
（将用于公式 2.27，估算数量“MB·Cf”之积，即绝对数量）				
植被类型	亚类	均值	SE	参考
灌木地	野火（一般）	26.7	4.2	43
	欧石楠属	11.5	4.3	26, 39
	艾灌丛	5.7	3.8	66
	高山硬叶灌木群落	12.9	0.1	70, 66
所有灌木地		14.3	9.0	
稀疏草原林地（旱季初期烧除）*	稀疏草原林地	2.5	-	28
	稀疏草原公共用地	2.7	-	57
所有稀疏草原林地（旱季初期烧除）*		2.6	0.1	
稀疏草原林地（旱季中/晚期烧除）*	稀疏草原林地	3.3	-	57
	稀疏草原公共用地	4.0	1.1	57, 6, 51
	热带稀疏草原	6	1.8	52, 73
	其他稀疏草原林地	5.3	1.7	59, 57, 31
所有稀疏草原林地（旱季中/晚期烧除）*		4.6	1.5	
稀疏草地（旱季初期烧除）*	热带/亚热带草地	2.1	-	28
	草地	-	-	48
所有稀疏草地（旱季初期烧除）*		2.1	-	
稀疏草地（旱季中/晚期烧除）*	热带/亚热带草地	5.2	1.7	9, 73, 12, 57
	草地	4.1	3.1	43, 9
	热带牧场 [~]	23.7	11.8	4, 23, 38, 66
	稀疏草原	7.0	2.7	42, 50, 6, 45, 13, 65
所有稀疏草地（旱季中/晚期烧除）*		10.0	10.1	
其他植被类型	泥炭地	41	1.4	68, 33
	苔原	10	-	33
农业残余物（收获地烧除后）	小麦残余物	4.0		参见注释 b
	玉米残余物	10.0		参见注释 b
	稻米残余物	5.5		参见注释 b
	甘蔗 ^a	6.5		参见注释 b
* 仅表层燃烧				
[~] 从砍烧的热带林（包括未烧除的木质材料）中求出				
^(a) 甘蔗数据系指作物收获前的烧除。				
^(b) 作者的专家评定。				

<p style="text-align: center;">表 2.5 多种烧除类型的排放因子（克/千克干物质烧除）。值为均值 ± SD，并基于 ANDREAE 和 MERLET（2001 年）所做的全面审评 （用于公式 2.27*Gef⁸ 数量）</p>					
类别	CO ₂	C ₀	CH ₄	N ₂ O	NO _x
稀疏草原和草地	1613 ± 95	65 ± 20	2.3 ± 0.9	0.21 ± 0.10	3.9 ± 2.4
农业残余物	1515 ± 177	92 ± 84	2.7	0.07	2.5 ± 1.0
热带森林	1580 ± 90	104 ± 20	6.8 ± 2.0	0.20	1.6 ± 0.7
额外热带森林	1569 ± 131	107 ± 37	4.7 ± 1.9	0.26 ± 0.07	3.0 ± 1.4
生物燃料燃烧	1550 ± 95	78 ± 31	6.1 ± 2.2	0.06	1.1 ± 0.6
<p>注：“额外热带森林”类别包括所有其他森林类型。</p> <p>注：对于草地和农田中的非木材生物量燃烧，不需要估算和报告 CO₂ 排放，因为假设 CO₂ 年度清除（通过生长）和通过生物量的排放（不论是通过衰减或火烧）是平衡的（参见早前 2.4 节关于同步性的讨论）。</p>					

表 2.6
一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值（烧除前燃料生物量消耗的比例）
 （“均值”一列的值将用作公式 2.27Cf 数量）

植被类型	亚类	均值	SD	参考
热带原始林（刀耕火种）	热带原始林	0.32	0.12	7, 8, 15, 56, 66, 3, 16, 53, 17, 45,
	热带原始疏林	0.45	0.09	21
	热带原始湿润林	0.50	0.03	37, 73
	热带原始旱林	-	-	66
所有热带原始林		0.36	0.13	
热带次生林（刀耕火种）	热带次生幼林（3—5年）	0.46	-	61
	热带中间次生林（6—10年）	0.67	0.21	61, 35
	热带高龄次生林（14—10年）	0.50	0.10	61, 73
所有热带次生林		0.55	0.06	56, 66, 34, 30
所有热带第三纪林		0.59	-	66, 30
北方森林	野火（一般）	0.40	0.06	33
	树冠火	0.43	0.21	66, 41, 64, 63
	地表火	0.15	0.08	64, 63
	采伐后残余物烧除	0.33	0.13	49, 40, 18
	清邑火	0.59	-	67
所有北方森林		0.34	0.17	45, 47
桉树林	野火	-	-	
	计划烧除—（地表）	0.61	0.11	72, 54, 60, 9
	采伐后残余物烧除	0.68	0.14	25, 58, 46
	砍伐烧除（清邑火）	0.49	-	62
所有桉树林		0.63	0.13	
其他温带林	采伐后残余物烧除	0.62	0.12	55, 19, 27, 14
	砍伐烧除（清邑火）	0.51	-	53, 24, 71
所有其他温带林		0.45	0.16	53, 56

表 2.6 (续)				
一系列植被类型烧除相关的燃烧因子值 (烧除前燃料生物量消耗的比例)				
("均值"一列的值将用作公式 2.27Cf 数量)				
植被类型	亚类	均值	SD	参考
灌木地	野火 (一般)	0.95	-	44
	欧石楠属	0.71	0.30	26, 56, 39
	高山硬叶灌木群落	0.61	0.16	70, 44
所有灌木地		0.72	0.25	
热带草原林地 (旱季初期烧除) *	热带草原	0.22	-	28
	热带草原公共用地	0.73	-	57
	其他稀疏草原林地	0.37	0.19	22, 29
所有热带草原林地 (旱季初期烧除) *		0.40	0.22	
热带草原林地 (旱季中/晚期烧除) *	热带草原	0.72	-	66, 57
	热带草原公共用地	0.82	0.07	57, 6, 51
	热带稀疏草原	0.73	0.04	52, 73, 66, 12
	其他稀疏草原林地	0.68	0.19	22, 29, 44, 31, 57
所有稀疏草原林地 (旱季中/晚期烧除) *		0.74	0.14	
稀疏草地 (旱季初期烧除) *	热带/亚热带草地	0.74	-	28
	草地	-	-	48
所有稀疏草地 (旱季初期烧除) *		0.74	-	
稀疏草地 (旱季中/晚期烧除) *	热带/亚热带草地	0.92	0.11	44, 73, 66, 12, 57
	热带牧场 [~]	0.35	0.21	4, 23, 38, 66
	稀疏草原	0.86	0.12	53, 5, 56, 42, 50, 6, 45, 13, 44, 65, 66
所有稀疏草地 (旱季中/晚期烧除) *		0.77	0.26	
其他植被类型	泥炭地	0.50	-	20, 44
	热带湿地	0.70	-	44
农业残余物 (收获地烧除后)	小麦残余物	0.90	-	参见注释 b
	玉米残余物	0.80	-	参见注释 b
	稻米残余物	0.80	-	参见注释 b
	甘蔗 ^a	0.80	-	参见注释 b
* 仅表层燃烧				
[~] 从砍烧的热带林 (包括未烧除的木质材料) 中求出				
^(a) 甘蔗数据系指作物收获前的烧除。				
^(b) 作者的专家评定。				

2.5 方法 3 的附加通用指南

本卷中的指南主要集中于方法 1 以及辅助方法 2 清单建立的一般指南。指南中较少涉及方法 3，但本节对此提供了部分一般指南。方法 3 清单是使用测量和/或建模的高级系统，目的是改进温室气体（GHG）排放量和清除量的估值，超越了方法 1 或方法 2 可能得到的估值。在本节中，详尽阐述了指南，为第 3 层清单的建立提供坚实的科学基础。本指南不局限于第 3 层抽样方案或建模方法的选择，而提供一般指南协助清单建立者进行清单实施。稍后本卷将提出有关用于单个源类别的方法 3 的特定问题，以及对本节一般指南的补充。

2.5.1 基于测量的方法 3 清单

清单可以基于碳库变化的直接测量，从中估算出碳的排放量和清除量。测量部分非 CO₂ 温室气体的排放是可能的，但因为非 CO₂ 排在空间上和时间上变化很大，方法 3 将可能结合过程模式和测量来估算非 CO₂ 排放。纯基于测量的清单，如基于使用国家森林清查的重复测量可以不依赖过程模式而获取碳库变化的估算值，但对于国家清单的地块测量的空间和时间范围，它们需要合适的统计模式。2.5.2 节将讨论基于动态模式（例如，基于过程的模式）的方法来估算国家总排放。一般说来，施行基于测量的方法 3 清单包括 6 个步骤。

步骤 1 建立抽样方案 抽样方案能用多种方法建立，但一般包括一个层次内取样地点的部分随机分布。（甚至一般基于规则网格的清查亦会随机选择网格中的开始点）。清单编制者将根据国家的大小，关键环境变量（如气候）和其地区的管理体系来确定合适的方法。后者可能当作层变量，假设抽样方案不是完全随机的。此外，关于抽样的优良作法是为特定关键源类别提供排放和/或清除的广泛空间覆盖。

清单编制者应该建立合适的时间段，如果采用重复测量设计，在这个时间段内可以进行重新抽样。重新测量的时间将取决于库变化率或非 CO₂ 温室气体的排放量。例如，在树生长缓慢和死有机物质（DOM）池在某一年很少发生变化的北方和部分温带地区，重新测量的时期会长于碳动态变化更迅速的环境。当直接测量流量时，空间和时间更大的变化性，需要更频繁或更密集的抽样以捕捉流量，否则可能会造成测量记录的缺失。

部分方法不包括对同一地点的重新抽样。这样的设计是可接受的，但可能限制分析的统计效力，并因此导致更大的不确定性。重复测量设计很可能将为多数国家进行碳库变化或排放的估算提供更好的基础。

优良作法是建立方法学手册，解释如步骤 1 部分内容所述的抽样方案。这种手册可用于对涉及测量、实验室分析和其他过程的方面，并可能为归档提供支持材料。

步骤 2 选择抽样地点 抽样点的具体位置取决于抽样设计。优良作法是抽样备好替代地点，以防在原来的位置不能进行抽样。在重复测量设计中，这些地点将成为一个监测网络，定期重新抽样。

确定抽样地点很可能涉及地理信息系统的使用。地理数据库可以包括多种环境和管理数据，如气候、土壤、土地利用和牲畜生产，取决于源类别和分层。如果不能获取国家一级的关键数据，清单编制者应该对步骤 1 中的设计和分层（如果使用）进行重新评估，并且可能修改抽样设计。

抽样可能需要不同国家部、省级或州政府、公司和私有土地所有者之间的合作协调。在收集这些最初样本之前，要在这些相关利益方之间建立联系。向利益相关方通报持续监测的信息，亦可能会有用处并导致监测项目更成功地施行。

步骤 3 收集最初样本 一旦确定了最终地点，抽样队伍可以访问这些地点、建立地块和收集最初样本。最初样本将提供最初碳库，或作为排放的初次测量。优良作法是在样本收集前，制定现场测量和实验程序。此外，可能有益的作法是，借助全球定位系统确定地块位置或样本点的地理坐标，如果计划进行重复测量，可永久标记地点以方便将来找寻和进行重新抽样。

优良作法是采取相关测量和记录抽样点的环境条件及管理。这将确定条件与抽样方案设计的一致性，还可以用于数据分析中（步骤 5）。如果采用分层抽样的方法，会很明显，许多或多数地点不能与预期环境条件和管理体系相一致，优良作法是重复步骤 1，重新进行评价，并可能基于新信息修改抽样方案。

步骤 4 定期对监测网络进行重新抽样 对于重复测量设计来说, 为了评价清查时期碳库或非 CO₂ 排放, 在抽样点定期进行重新抽样再次测量之间的时间取决于碳库变化率或排放变量、监测项目的可用资源以及抽样方案的设计。

如果包括破坏性抽样, 如除去土心或生物量的样本等, *优良作法*是在同一地点进行重新抽样, 但并不是在样本过去被除去的确切位置。在确切原位置进行破坏性抽样会产生测量误差。这样的误差会危害监测, 并使产生的结果不能代表国家趋势。

步骤 5 分析数据和确定碳库变化/非 CO₂ 排放, 并且推断国家排放和清除的估算值及不确定性的指标。 *优良作法*是基于抽样设计选择用于数据分析的适合统计方法。统计分析的总体结果是碳库变化或排放测量的估算值, 从中可以获取国家排放和清除的估算值。*优良作法*是还包括对不确定性的估算, 包括测量样本收集和实验室处理中的错误(即, 后者的处理可能使用了标准并通过独立实验室交叉检验了结果), 与监测设计相关的抽样公式以及其他相关的不确定性源(参见本卷后面关于每种源类别的讨论和卷 1 有关不确定性的章)。分析可能包括更大时间或空间领域的测量尺度, 这再次取决于抽样方案的设计。尺度范围从简单平均或加权平均到更为详细的内推和外推技术。

为了获得库变化或非 CO₂ 温室气体排放的国家估算值, 通常必须使用考虑环境条件、管理和其他活动数据的模式, 外推测量值。当通过纯重复测量碳库来估算碳基温室气体的净变化时, 通常采用统计或其他模式, 有助于将地块测量值扩展到国家估算值。非 CO₂ 温室气体排放的国家估算值不可能仅源自测量, 因为获取测量值花费很大并很困难。例如, 不能根据经验确定森林火烧中的 N₂O 排放量, 但通常可以从样本、燃烧区域的活动数据和燃料消耗估算值中推断出来。相反地, 可以使用舱室估算土壤 N₂O 的排放量, 但建立抽样密度的网络很昂贵, 这个网络需要提供国家排放估算值, 且仅基于测量不使用外推模式。

*优良作法*是分析相关于环境条件的排放, 以及多种管理方式对那些趋势的贡献。相关模式的解释有助于评价未来减排的可能性。

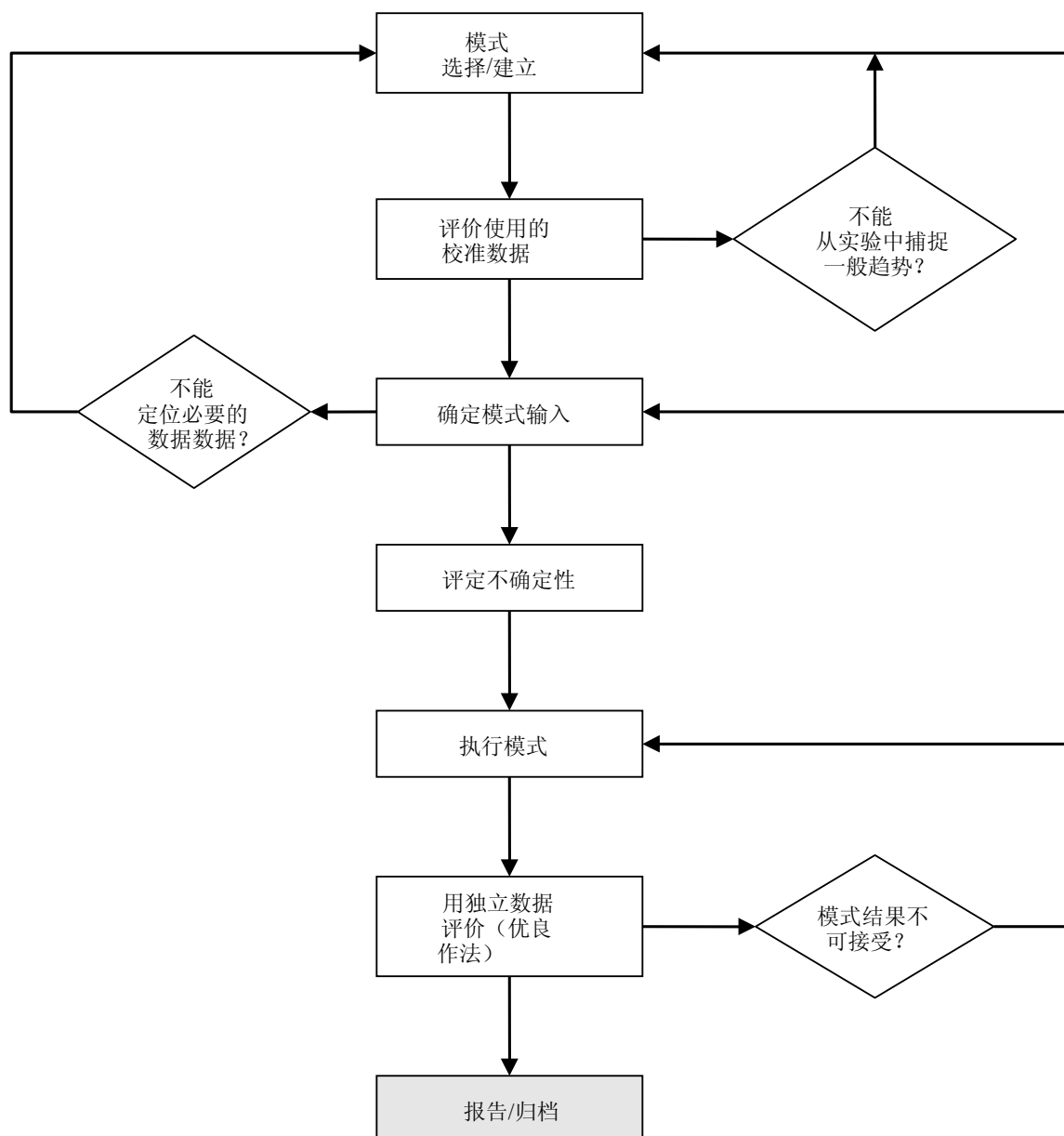
步骤 6 报告和归档 *优良作法*是用系统和透明的方式汇集结果以供报告之用。归档可包括对抽样方案及统计方法、抽样时间表(包括重复抽样)、库变化和排放估算的描述, 以及对排放趋势的解释(例如管理活动的贡献)。此外, 报告应该填写并归档 QA/QC, 包括质量保证程序, 其中未参与分析的同行评议人评价方法学。关于 QA/QC、报告和归档的详细内容, 参见本卷稍后关于特定源类别的一节, 以及卷 1 第 6 章中提供的信息。

2.5.2 基于模式的方法 3 清单

编制基于模式的清单采用经验的、基于过程或其他类型的高级模式。优良方法是采用独立的测量来确定：此模式能够估算受关注的源类别的排放和清除量（Prisley 和 Mortimer，2004 年）。一般说来，实施基于模式的方法 3 清单使用七个步骤（图 2.7）。

步骤 1 选择/建立一种模式，计算库变化和/或温室气体排放量应该选择或建立一个模式，能比方法 1 和方法 2 更准确地表示库变化或非 CO₂ 温室气体排放。作为这种决策的一部分，优良作法是考虑输入数据的可获得性（步骤 3）和计算运行模式所需的资源（步骤 5）。

图 2.7 建立方法 3 基于模式清单估算系统的步骤



步骤 2 用校准数据进行评价这是清单建立中最重要的一步，其中将模式结果直接与用于模式校准/参数化的测量值进行比较(如 Falloon 和 Smith, 2002)。使用统计测试和/或用图表进行比较，目的是表明模式能有效地模拟所关心的源类别中多种条件的所测量的趋势。*优良作法*是确保模式适当回应活动数据中的变异，并确保模式能够按照第 3 章所列出的惯例按土地利用分类来报告结果。如果模式不能捕捉一般趋势或存在大量系统偏差，可能必须重新校准模式或修改结构（即算法）。在有些情况下，基于这些评估，可能要选择或建立新模式。评估结果是报告文档的重要组成部分，说明用于量化一个源类别中排放的特定模式的使用情况。

步骤 3 收集关于活动和相关环境条件的时空数据，这些是模式输入所需的。为了估算与某个源类别相关的温室气体排放量和清除量，模式（甚至用于方法 1 和方法 2 的）需要具体的输入信息。这些输入信息的范围可能从天气及土壤数据到牲畜数量、森林类型、自然扰乱或种植管理作法。*优良作法*是输入数据要与模式的时空尺度（即算法）相一致。例如，如果模式按照每日的时间步骤运作，那么输入数据应该提供关于环境特征或活动数据的每日变化信息。在有些情况下，输入数据可能是模式选择的一个限制因素，按照可获得的活动和/或环境数据，需要将部分模式视为不合适而丢弃。

步骤 4 量化不确定性不确定性产生于导致温室气体流量的活动或过程的知识不完善，一般表现在模式结构和输入中。因此，不确定性分析旨在提供一种严格的信度衡量，是由基于模式结构和输入中不确定性的模式估算引起的，能衡量碳库变化或非 CO₂ 温室气体流量中的变异。卷 1 第 3 章提供了关于开展这些分析的适合方法的具体指南。本卷后面部分还提供了有关特定源类别的更多信息。

步骤 5 执行模式 这步主要需要考虑的是，有足够的计算资源和人时可准备输入数据、开展模式模式和分析结果。这将取决于程序脚本的有效性、模式的复杂性，以及模拟的时空范围和分辨率。在部分情况下，计算资源的缺乏可能限制复杂性和时空分辨率的范围，此种分辨率可用于国家一级的执行（即在更精细时空范围上的模拟需要更多计算资源）。

步骤 6 用独立数据进行评估 重要的是认识到步骤 2 与步骤 6 之间的差别。步骤 2 涉及以现场数据测试模式的输出，用作校准的基础（即参数化）。相反地，用独立数据进行评估是利用来自模式校准的一套完整独立数据集，对模式组分和结果进行更严格的评价。最好，独立评估应该基于来自监测网或研究地点的测量，并且这些测量不曾用于校准模式参数。网络应该在原理上与一系列地点相似，这些地点用于基于测量的清单。然而，抽样不需要密集，因为网络不形成估算碳库变化或非 CO₂ 温室气体流量的基础，就像在纯基于测量的清查中一样，但它却用来核查模式结果。

在部分情况下，单独评估可能表明，基于模式的估算系统并不合适，这是由于模式结果与来自监测网络所观测到的趋势之间存在大量不可预测的差别。问题可能源自以下 3 种可能性之一：实行步骤的错误，不可靠的输入数据，或不合适的模式。执行问题一般来自计算机程序的错误，而如果这些数据不能代表管理活动或环境条件，模式输入可能产生不正确的结果。在这两种情况下，对于清单编制者而言，*优良作法*是根据具体情况返回步骤 3 或步骤 6。如果步骤 2 视为合理，模式不合适的可能性较小。然而，如果是这种情况，*优良作法*是返回模式选择/建立阶段（步骤 1）。

在选择/建立阶段后的步骤 2 中，*优良作法*是避免用独立评估数据进行再校准或修正算法。如果这种情况发生，这些数据将不再适合用于独立评估，因此在这个清单方法中不能用于步骤 6。

步骤 7 报告和归档 *优良作法*是用系统和透明的方式汇集结果用于报告。归档可能包括模式的说明、模式输入数据源的总结、模式评估结果（包括来自监测网络的实验源和/或测量数据）、库变化和排放的估算值以及排放趋势解析（即管理活动的贡献）。报告应该填写并归档 QA/QC。关于 QA/QC、报告和归档的详细内容，参见本卷稍后关于特定源类别的一节，以及卷 1 第 6 章中提供的信息。

参考文献

- Andrea, M.O. and Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles* **15**:955-966.
- 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.
- Baldocchi, D., Falge, E., Gu, L.H., Olson, R., Hollinger, D., Running, S., Anthoni, P., Bernhofer, C., Davis, K., Evans, R., Fuentes, J., Goldstein, A., Katul, G., Law, B., Lee, X.H., Malhi, Y., Meyers, T., Munger, W., Oechel, W., Pilegaard, K., Schmid, H.P., Valentini, R., Verma, S., Vesala, T., Wilson, K. and Wofsy, S. (2001). FLUXNET: A new tool to study the temporal and spatial variability of ecosystem-scale carbon dioxide, water vapor, and energy flux densities. *Bulletin of the American Meteorological Society* **82**: pp. 2415-2434.
- Bernoux, M., Carvalho, M.D.S., Volkoff, B. and Cerri, C.C. (2002). Brazil's soil carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* **66**:888-896.
- Bhatti, J.S., Apps, M.J. and Jiang, H. (2001). Examining the carbon stocks of boreal forest ecosystems at stand and regional scales. In: Lal R. *et al.* (eds.) *Assessment Methods for Soil Carbon*, Lewis Publishers, Boca Raton FL, pp. 513-532.
- Brady, N.C. and Weil, R.R. (1999). *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 881 pp.
- Clymo, R.S. (1984). The limits to peat bog growth. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* **303**:605-654.
- Conant, R.T., Paustian, K. and Elliott, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Application* **11**:343-355.
- Coomes, D.A., Allen, R.B., Scott, N.A., Goulding, C. and Beets, P. (2002). Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. *Forest Ecology and Management* **164**, pp. 89 - 108.
- Davidson, E. A. and Ackerman, I.L. (1993). Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* **20**:161-164.
- Ellert, B.H., Janzen, H.H. and McConkey, B.G. (2001). Measuring and comparing soil carbon storage. In: R. Lal, J.M. Kimble, R.F. Follett and B.A. Stewart (eds.). *Soil Management for Enhancing Carbon Sequestration*. CRC Press, Boca Raton, FL.: pp. 593-610.
- Falloon, P. and Smith, P. (2002). Simulating SOC changes in long-term experiments with the RothC and Century; model evaluation for a regional application. *Soil Use and Management* **18**:101-111.
- 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.
- Forbes, M.S., Raison, R.J. and Skjemstad, J.O. (2006). Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of the Science of the Total Environment* (in press).
- Gifford, R.M. and Roderick, M.L. (2003). Soil carbon stocks and bulk density: spatial and cumulative mass coordinates as a basis for expression? *Global Change Biology* **9**:1507-1513.
- Gorham, E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probably responses to climatic warming. *Ecological Applications* **1**:182-195.
- Harmon, M.E. and Hua, C. (1991). Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems. *BioScience* **41**: 604-610.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, J.R. and Cummins, K.W. (1986). Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* **15**: 133-302.
- 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 (2000). Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds). Land use, Land-use Change, and Forestry: A Special Report. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- 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.
- Jobbagy, E.G. and Jackson, R.B. (2000). The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* **19**(2): 423-436.
- Karjalainen, L. and Kuuluvainen, T. (2002). Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* **36**(1): 147-167.
- Kasimir-Klemedtsson, A, Klemedtsson, 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.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E., Kukuev, Y.A., Treyfeld, R.E., Kashpor, N.N., Kresnov, V.G., Skudin, V.M., Protasov, N.A., Yatskov, M., Spycher, G. and Povarov, E.D. (2002). Coarse woody debris in forest regions of Russia, *Can.J. For. Res.* **32**: 768-778.
- Kurz, W.A., Apps, M.J., Webb, T.M. and McNamee, P.J. (1992). The carbon budget of the Canadian forest sector: phase I. Forestry Canada, Northwest Region. Information Report NOR-X-326, 93 pp.
- Lettens, S., van Orshoven, J., van Wesemael, B. and Muys, B. (2004). Soil organic and inorganic carbon contents of landscape units in Belgium derived using data from 1950 to 1970. *Soil Use and Management* **20**: 40-47.
- Mann, L.K. (1986). Changes in soil carbon storage after cultivation. *Soil Science* **142**:279-288.
- Martikainen, P.J., Nykanen, H., Alm, J. and Silvola, J. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant & Soil* **169**: 571-577.
- 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.
- Nykanen, H., Alm, J., Lang, K., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1995). Emissions of CH₄, N₂O, and CO₂ 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., Conant, R.T. and Paustian, K. (2004). Deriving grassland management factors for a carbon accounting approach developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Environmental Management* **33**:474-484.
- Paustian, K., Andren, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., van Noordwijk, M. and Woomer, P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* **13**:230-244.
- Preston, C.M. and Schmidt, M.W.I. (2006). Black (pyrogenic) carbon in the boreal forests: a synthesis of current knowledge and uncertainties. *Biogeosciences Discussions* **3**:211-271.
- Prisley, S.P. and Mortimer, M.J. (2004). A synthesis of literature on evaluation of models for policy applications, with implications for forest carbon accounting. *Forest Ecology and Management* **198**:89-103.
- Shaw, C.H., Bhatti, J.S. and Sabourin, K.J. (2005). An ecosystem carbon database for Canadian forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta, Information Report NOR-X-403.
- Siltanen *et al.* (1997). A soil profile and organic carbon data base for Canadian forest and tundra mineral soils. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- Sleutel, S., de Neve, S., Hofman, G., Boeckx, P., Beheydt, D., van Cleemput, O., Mestdagh, I., Lootens, P., Carlier, L., van Camp, N., Verbeeck, H., Vand Walle, I., Sampson, R., Lust, N. and Lemeur, R. (2003). Carbon stock changes and carbon sequestration potential of Flemish cropland soils. *Global Change Biology* **9**:1193-1203.

- 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) (1997b). Evaluation and comparison of soil organic matter models. Special Issue, *Geoderma* 81:1-225.
- Smith, P. (2004a). Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol. *Soil Use and Management* 20: 264-270.
- Smith, P. (2004b). How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10: 1878-1883.
- Smith, S.V., Renwick, W.H., Buddemeier, R.W. and Crossland, C.J. (2001). Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* 15:697-707.
- Smith, W.N., Desjardins, R.L. and Pattey, E. (2000). The net flux of carbon from agricultural soils in Canada 1970-2010. *Global Change Biology* 6:557-568.
- Somogyi, Z., Cienciala, E., Mäkipää, R., Muukkonen, P., Lehtonen, A. and Weiss, P. (2006). Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. *European Journal of Forest Research*. DOI: 10.1007/s10342006-0125-7.
- Tate, K.R., Wilde, R.H., Giltrap, D.J., Baisden, W.T., Saggar, S., Trustrum, N.A., Scott, N.A. and Barton, J.P. (2005). Soil organic carbon stocks and flows in New Zealand: measurement and modelling. *Canadian Journal of Soil Science*, in press.
- Thormann M.N., Szumigalski A.R. and Bayley S.E. (1999). Above-ground peat and carbon accumulation potentials along a bog-fen-marsh wetland gradient in southern boreal Alberta, Canada. *Wetlands* 19 (2): 305-317.
- Tremblay, S., Ouimet, R. and Houle, D. (2002). Prediction of organic carbon content in upland forest soils of Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.* 32: pp. 903-914.
- 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.
- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Pamiotto, P.A., Boon, P., O'Hara, J. and Asbjornsen, H. (1996). Review of root dynamics in forest ecosystems grouped by climate, climatic forest type, and species. *Plant and Soil* 187: pp. 159-219.
- Yavitt, J. B., Fahey, T.J. and Simmons, J.A. (1997). Methane and carbon dioxide dynamics in a northern hardwood ecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 59: 796-804.

表 2.4 和 2.6 的参考文献

- Alexander, M. (1978). Calculating and interpreting forest fire intensities. *Canadian Journal of Botany* 60: p. 349-357.
- Amiro, B., Todd, J. and Wotton, B. (2001). Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959-1999. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: p. 512-525.
- Araújo, T., Carvalho, J., Higuchi, N., Brasil, A. and Mesquita, A. (1999). A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the state of Pará, Brazil. *Atmospheric Environment*. 33: p. 1991-1998.
- Barbosa, R. and Fearnside, P. (1996). Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of above-ground carbon. *Journal of Geophysical Research*, 101(D20): p. 25847-25857.
- Bilbao, B. and Medina, E. (1996). Types of grassland fires and nitrogen volatilization in tropical savannas of calabozo, in Biomass Burning and Global Change: Volume 2. Biomass burning in South America, Southeast Asia, and temperate and boreal ecosystems, and the oil fires of Kuwait, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 569-574.
- Cachier, H., Lioussé, C., Pertusiot, M., Gaudichet, A., Echalar, F. and Lacaux, J. (1996). African fire Particulate emissions and atmospheric influence, in Biomass Burning and Global Change: Volume 1. Remote Sensing, Modeling and Inventory Development, and Biomass Burning in Africa, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 428-440.
- Carvalho, J., Higuchi, N., Araujo, T. and Santos, J. (1998). Combustion completeness in a rainforest clearing experiment in Manaus, Brazil. *Journal of Geophysical Research*. 103(D11): p. 13195.
- Carvalho, J., Costa, F., Veras, C., et al. (2001). Biomass fire consumption and carbon release rates of rainforest-clearing experiments conducted in northern Mato Grosso, Brazil. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 106(D16): p. 17877-17887.
- Cheyney, N., Raison, R. and Khana, P. (1980). Release of carbon to the atmosphere in Australian vegetation fires, in Carbon Dioxide and Climate: Australian Research, G. Pearman, Editor. *Australian Academy of Science*: Canberra. p. 153-158.
- Cofer, W., Levine, J., Winstead, E. and Stocks, B. (1990). Gaseous emissions from Canadian boreal forest fires. *Atmospheric Environment*, 24A(7): p. 1653-1659.

11. Cofer, W., Winstead, E., Stocks, B., Goldammer, J. and Cahoon, D. (1998). Crown fire emissions of CO₂, CO, H₂, CH₄, and TNMHC from a dense jack pine boreal forest fire. *Geophysical Research Letters*, **25**(21): p. 3919-3922.
12. De Castro, E.A. and Kauffman, J.B. (1998). Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of above-ground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, **14**(3): p. 263-283.
13. Delmas, R. (1982). On the emission of carbon, nitrogen and sulfur in the atmosphere during bushfires in intertropical savannah zones. *Geophysical Research Letters*, **9**(7): p. 761-764.
14. Einfeld, W., Ward, D. and Hardy, C. (1991). Effects of fire behaviour on prescribed fire smoke characteristics: A case study, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor, MIT Press: Massachusetts. p. 412-419.
15. Fearnside, P., Filho, N. and Fernandes, F. (1993). Rainforest burning and the global carbon budget: biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **98**(D9): p. 16733-16743.
16. Fearnside, P., Graca, P., Filho, N., Rodrigues, J. and Robinson, J. (1999). Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Para. *Forest Ecology and Management*, **123**: p. 65-79.
17. Fearnside, P., Graca, P. and Rodrigues, J. (2001). Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **146**: p. 115-128.
18. Feller, M. (1998). The influence of fire severity, not fire intensity, on understory vegetation biomass in British Columbia. in *13th Fire and Forest Meteorology Conference*. Lorne, Australia: IAWF.
19. Flinn, D., Hopmans, P., Farell, P. and James, J. (1979). Nutrient loss from the burning of *Pinus radiata* logging residue. *Australian Forest Research*, **9**: p. 17-23.
20. Garnett, M., Ineson, P. and Stevenson, A. (2000). Effects of burning and grazing on carbon sequestration in a Pennine blanket bog, UK. *Holocene*, **10**(6): p. 729-736.
21. Graca, P., Fearnside, P. and Cerri, C. (1999). Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondonia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest Ecology and Management*, **120**: p. 179-191.
22. Griffin, G. and Friedel, M. (1984). Effects of fire on central Australian rangelands. I Fire and fuel characteristics and changes in herbage and nutrients. *Australian Journal of Ecology*, **9**: p. 381-393.
23. Guild, L., Kauffman, J., Ellingson, L. and Cummings, D. (1998). Dynamics associated with total above-ground biomass, C, nutrient pools, and biomass burning of primary forest and pasture in Rondonia, Brazil during SCAR-B. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **103**(D24): p. 32091-32100.
24. Gupta, P., Prasad, V., Sharma, C., Sarkar, A., Kant, Y., Badarinarath, K. and Mitra, A. (2001). CH₄ emissions from biomass burning of shifting cultivation areas of tropical deciduous forests - experimental results from ground - based measurements. *Chemosphere - Global Change Science*, **3**: p. 133-143.
25. Harwood, C. and Jackson, W. (1975). Atmospheric losses of four plant nutrients during a forest fire. *Australian Forestry*, **38**(2): p. 92-99.
26. Hobbs, P. and Gimingham, C. (1984). Studies on fire in Scottish heathland communities. *Journal of Ecology*, **72**: p. 223-240.
27. Hobbs, P., Reid, J., Herring, J., *et al.* (1996). Particle and trace-gas measurements from prescribed burns of forest products in the Pacific Northwest, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 2. Biomass burning in South America, Southeast Asia, and temperate and boreal ecosystems, and the oil fires of Kuwait*, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 697-715.
28. Hoffa, E., Ward, D., Hao, W., Susott, R. and Wakimoto, R. (1999). Seasonality of carbon emissions from biomass burning in a Zambian savanna. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **104**(D11): p. 13841-13853.
29. Hopkins, B. (1965). Observations on savanna burning in the Olokemeji forest reserve, Nigeria. *Journal of Applied Ecology*, **2**(2): p. 367-381.
30. Hughes, R., Kauffman, J. and Cummings, D. (2000). Fire in the Brazilian Amazon 3. Dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests. *Oecologia*, **124**(4): p. 574-588.
31. Hurst, D., Griffith, W. and Cook, G. (1994). Trace gas emissions from biomass burning in tropical Australian savannas. *Journal of Geophysical Research*, **99**(D8): p. 16441-16456.
32. Jackson, W. (2000). Nutrient stocks in Tasmanian vegetation and approximate losses due to fire. *Papers and proceedings of the Royal Society of Tasmania*, **134**: p. 1-18.
33. Kasischke, E., French, N., Bourgeau-Chavez, L. and Christensen, N. (1995). Estimating release of carbon from 1990 and 1991 forest fires in Alaska. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **100**(D2): p. 2941-2951.
34. Kauffman, J. and Uhl, C. (1990). 8 interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin, in *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Changes*, J. Goldammer, Editor. Springer-Verlag: Berlin. p. 117-134.
35. Kauffman, J., Sanford, R., Cummings, D., Salcedo, I. and Sampaio, E. (1993). Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. *Ecology*, **74**(1): p. 140-151.
36. Kauffman, J., Cummings, D. and Ward, D. (1994). Relationships of fire, biomass and nutrient dynamics along a vegetation gradient in the Brazilian cerrado. *Journal of Ecology*, **82**: p. 519-531.
37. Kauffman, J., Cummings, D., Ward, D. and Babbitt, R. (1995). Fire in the Brazilian Amazon: 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia*, **104**: p. 397-408.
38. Kauffman, J., Cummings, D. and Ward, D. (1998). Fire in the Brazilian Amazon: 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia*, **113**: p. 415-427.
39. Kayll, A. (1966). Some characteristics of heath fires in north-east Scotland. *Journal of Applied Ecology*, **3**(1): p. 29-40.

40. Kiil, A. (1969). Fuel consumption by a prescribed burn in spruce-fir logging slash in Alberta. *The Forestry Chronicle*, : p. 100-102.
41. Kiil, A.(1975). Fire spread in a black spruce stand. Canadian Forestry Service Bi-Monthly Research Notes, 31(1): p. 2-3.
42. Lacaux, J., Cachier, H. and Delmas, R. (1993). Biomass burning in Africa: an overview of its impact on atmospheric chemistry, in *Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*, P. Crutzen and J. Goldammer, Editors. John Wiley & Sons: Chichester. p. 159-191.
43. Lavoue, D., Lioussé, C., Cachier, H., Stocks, B. and Goldammer, J. (2000). Modeling of carbonaceous particles emitted by boreal and temperate wildfires at northern latitudes. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, **105**(D22): p. 26871-26890.
44. Levine, J. (2000). Global biomass burning: a case study of the gaseous and particulate emissions released to the atmosphere during the 1997 fires in Kalimantan and Sumatra, Indonesia, in *Biomass Burning and its Inter-relationships with the Climate System*, J. Innes, M. Beniston, and M. Verstraete, Editors. Kluwer Academic Publishers: Dordrecht. p. 15-31.
45. Levine, J. and Cofer, W. (2000). Boreal forest fire emissions and the chemistry of the atmosphere, in *Fire, Climate Change and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, E. Kasischke and B. Stocks, Editors. Springer-Verlag: New York. p. 31-48.
46. Marsdon-Smedley, J. and Slijepcevic, A. (2001). Fuel characteristics and low intensity burning in Eucalyptus obliqua wet forest at the Warra LTER site. *Tasforests*, **13**(2): p. 261-279.
47. Mazurek, M., Cofer, W. and Levine, J. (1991). Carbonaceous aerosols from prescribed burning of a boreal forest ecosystem, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor, MIT Press: Massachusetts. p. 258-263.
48. McNaughton, S., Stronach, N. and Georgiadis, N. (1998). Combustion in natural fires and global emissions budgets. *Ecological Applications*, **8**(2): p. 464-468.
49. McRae, D. and Stocks, B. (1987). Large-scale convection burning in Ontario. in *Ninth Conference on Fire and Forest Meteorology*. San Diego, California: American Meteorological Society.
50. Moula, M., Brustet, J., Eva, H., Lacaux, J., Gregoire, J. and Fontan, J. (1996). Contribution of the Spread-Fire Model in the study of savanna fires, in *Biomass Burning and Global Change: Volume 1. Remote Sensing, Modeling and Inventory Development, and Biomass Burning in Africa*, J. Levine, Editor. MIT Press: Cambridge. p. 270-277.
51. Neil, R., Stronach, N. and McNaughton, S. (1989). Grassland fire dynamics in the Serengeti ecosystem, and a potential method of retrospectively estimating fire energy. *Journal of Applied Ecology*, **26**: p. 1025-1033.
52. Pivello, V. and Coutinho, L. (1992). Transfer of macro-nutrients to the atmosphere during experimental burnings in an open cerrado (Brazilian savanna). *Journal of Tropical Ecology*, **8**: p. 487-497.
53. Prasad, V., Kant, Y., Gupta, P., Sharma, C., Mitra, A. and Badarinath, K. (2001). Biomass and combustion characteristics of secondary mixed deciduous forests in Eastern Ghats of India. *Atmospheric Environment*, **35**(18): p. 3085-3095.
54. Raison, R., Khana, P. and Woods, P. (1985). Transfer of elements to the atmosphere during low intensity prescribed fires in three Australian subalpine eucalypt forests. *Canadian Journal of Forest Research*, **15**: p. 657-664.
55. Robertson, K. (1998). Loss of organic matter and carbon during slash burns in New Zealand exotic forests. *New Zealand Journal of Forestry Science*, **28**(2): p. 221-241.
56. Robinson, J. (1989). On uncertainty in the computation of global emissions from biomass burning. *Climatic Change*, **14**: p. 243-262.
57. Shea, R., Shea, B., Kauffman, J., Ward, D., Haskins, C. and Scholes, M. (1996). Fuel biomass and combustion factors associated with fires in savanna ecosystems of South Africa and Zambia. *Journal of Geophysical Research*, **101**(D19): p. 23551-23568.
58. Slijepcevic, A. (2001). Loss of carbon during controlled regeneration burns in Eucalyptus obliqua forest. *Tasforests*, **13**(2): p. 281-289.
59. Smith, D. and James, T. (1978). Characteristics of prescribed burns and resultant short-term environmental changes in Populus tremuloides woodland in southern Ontario. *Canadian Journal of Botany*, **56**: p. 1782-1791.
60. Soares, R. and Ribeiro, G. (1998). Fire behaviour and tree stumps sprouting in Eucalyptus prescribed burnings in southern Brazil. in *III International Conference on Forest Fire Research / 14th Conference on Fire and Forest Meteorology*. Luso.
61. Sorrensen, C. (2000). Linking smallholder land use and fire activity: examining biomass burning in the Brazilian Lower Amazon. *Forest Ecology and Management*, **128**(1-2): p. 11-25.
62. Stewart, H. and Flinn, D. (1985). Nutrient losses from broadcast burning of Eucalyptus debris in north-east Victoria. *Australian Forest Research*, **15**: p. 321-332.
63. Stocks, B. (1987). Fire behaviour in immature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, **17**: p. 80-86.
64. Stocks, B. (1989). Fire behaviour in mature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, **19**: p. 783-790.
65. Stocks, B., van Wilgen B., Trollope W., McRae D., Mason J., Weirich F. and Potgieter A. (1996). Fuels and fire behaviour dynamics on large-scale savanna fires in Kruger National Park, South Africa. *Journal of Geophysical Research*, **101**(D19): p. 23541-23550.
66. Stocks, B. and Kauffman, J. (1997). Biomass consumption and behaviour of wildland fires in boreal, temperate, and tropical ecosystems: parameters necessary to interpret historic fire regimes and future fire scenarios, in *Sediment Records of Biomass Burning and Global Change*, J. Clark, et al., Editors. Springer-Verlag: Berlin. p. 169-188.
67. Susott, R., Ward D., Babbitt R. and Latham D. (1991). The measurement of trace emissions and combustion characteristics for a mass fire, in *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*, J. Levine, Editor. MIT Press: Massachusetts. p. 245-257.
68. Turetsky, M. and Wieder, R. (2001). A direct approach to quantifying organic matter lost as a result of peatland wildfire. *Canadian Journal of Forest Research*, **31**(2): p. 363-366.
69. Van Wagner, C. (1972). Duff consumption by fire in eastern pine stands. *Canadian Journal of Forest Research*, **2**: p. 34-39.

70. van Wilgen, B., Le Maitre, D. and Kruger, F. (1985). Fire behaviour in South African fynbos (macchia) vegetation and predictions from Rothermel's fire model. *Journal of Applied Ecology*, **22**: p. 207-216.
71. Vose, J. and Swank, W. (1993). Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: above-ground biomass, forest floor mass, and nitrogen and carbon pools. *Canadian Journal of Forest Research*, **23**: p. 2255-2262.
72. Walker, J. (1981). Fuel dynamics in Australian vegetation, in *Fire and the Australian Biota*, A. Gill, R. Groves, and I. Noble, Editors. Australian Academy of Science: Canberra. p. 101-127.
73. Ward, D., Susott, R., Kauffman, J., *et al.* (1992). Smoke and fire characteristics for Cerrado and deforestation burns in Brazil: BASE-B Experiment. *Journal of Geophysical Research*, **97**(D13): p. 14601-14619.