

交叉问题

作者和编审

主要作者协调人

Newton Paciornik（巴西）和 Kristin Rypdal（挪威）

主要作者

Rainer Baritz（德国）、Simon Barry（澳大利亚）、Albertus Johannes Dolman（荷兰）、Marlen Eve（美国）、Michael Gillenwater（美国）、Michael Kohl（德国）、Dina Kruger（美国）、Bo Lim（英国/联合国开发计划署）、Raisa Makipaa（芬兰）、Glorgio Matteucci（欧洲联盟委员会）、Toshinori Okuda（日本）、Keith Porter（牙买加）、María José Sanz-Sanchez（西班牙）、T.P.Singh（印度）、Göran Ståhl（瑞典）、Riccardo Valentini（意大利）和 Martina Van Der Merwe（南非）

撰稿人

Sandra Brown（美国）、Ketil Flugsrud（挪威）、Gen Inoue（日本）、Gerald Kaendler（德国）、Anders Lindroth（瑞典）、Kenlo Nishida（日本）、Steve Ogle（美国）、Mats Olsson（瑞典）、Gareth Philips（美国）、Fran Sussman（美国）、Yoshiki Yamagata（日本）、EdVine（美国）和 Christian Wirth（德国）

评审编辑

Jamidu Katima（坦桑尼亚）和 Tom Wirth（美国）

目 录

5.1 导言	5.7
5.2 认定和量化不确定性	5.8
5.2.1 导言	5.8
5.2.2 合并不确定性的方法.....	5.10
5.2.2.1 第 1 层——误差的简单传递	5.10
5.2.2.2 利用蒙特卡洛分析按类别估计不确定性（第 2 层）	5.11
5.2.3 关于量化投入数据不确定性的实际考虑	5.14
5.2.4 不确定性分析的例子.....	5.16
5.2.5 报告和文件.....	5.20
5.3 抽样	5.21
5.3.1 导言	5.21
5.3.2 关于抽样原则的概述.....	5.21
5.3.3 抽样设计.....	5.22
5.3.3.1 辅助数据和分层的利用	5.22
5.3.3.2 系统抽样	5.23
5.3.3.3 永久样地和时间序列数据	5.23
5.3.4 为估计面积采取的抽样方法.....	5.24
5.3.4.1 根据比例估计面积	5.25
5.3.4.2 直接估计面积	5.25
5.3.5 为估计温室气体排放和清除采取的抽样方法	5.25
5.3.6 抽样调查的不确定性.....	5.26
5.3.6.1 误差的类型.....	5.26
5.3.6.2 样本量和抽样误差	5.27
5.3.6.3 量化抽样调查中的误差	5.28
5.4 方法选择—关键类别的认定	5.29
5.4.1 导言	5.29
5.4.2 确定关键类别的定量办法.....	5.29
5.4.2.1 认定关键源和汇类别的第 1 层方法.....	5.33
5.4.2.2 认定关键源和汇类别的第 2 层方法.....	5.36
5.4.3 定性考虑.....	5.38
5.4.4 认定《京都议定书》第 3.3 条和第 3.4 条规定的关键类别.....	5.38

5.4.5 结果的适用.....	5.40
5.4.6 报告和文件.....	5.41
5.4.7 第 1 层关键类别分析使用的阈值的求导.....	5.42
5.4.7.1 关于不确定性的假定.....	5.42
5.4.7.2 排放水平.....	5.43
5.4.7.3 趋势.....	5.44
5.4.8 第 1 层关键类别分析的例子.....	5.45
5.5 质量保证和质量控制.....	5.49
5.5.1 导言.....	5.49
5.5.2 质量保证/质量控制计划.....	5.50
5.5.3 一般质量控制程序（第 1 层）.....	5.51
5.5.4 源或汇类别特定的质量控制程序（第 2 层）.....	5.52
5.5.5 质量保证审查程序.....	5.53
5.5.6 文件、归档和报告.....	5.54
5.5.7 《京都议定书》第 3.3 条和第 3.4 条项下的问题.....	5.55
5.6 时间序列的一致性和重新计算.....	5.56
5.6.1 导言.....	5.56
5.6.2 时间序列一致性和方法改变.....	5.56
5.6.3 重新计算和定期数据.....	5.58
5.6.4 《京都议定书》第 3.3 条和 3.4 条项下的问题.....	5.60
5.6.5 报告和文件.....	5.60
5.7 核查.....	5.61
5.7.1 导言.....	5.61
5.7.2 核查办法.....	5.62
5.7.3 关于核查 LULUCF 清单的指导意见.....	5.69
5.7.4 与《京都议定书》有关联的具体问题.....	5.71
5.7.5 报告和文件.....	5.72
5.7.6 关于核查办法的某些细节.....	5.73
参考文献.....	5.77

方 程

方程 5.2.1 估计类别的不确定性（第 1 层）	5.10
方程 5.2.2 国家排放的总体不确定性（第 1 层）	5.111
方程 5.4.1 水平评估（第 1 层）	5.33
方程 5.4.2 趋势评估（第 1 层）	5.34
方程 5.4.3 本年排放为 0 时的趋势评估	5.35
方程 5.4.4 水平评估（第 2 层）	5.37
方程 5.4.5 趋势评估（第 2 层）	5.37

图

图 5.3.1 抽样的原则	5.21
图 5.3.2 简单的随机地块布局（左）和系统布局（右）	5.23
图 5.3.3 利用不同的永久和临时抽样单位的配置来估计变化	5.24
图 5.3.4 面积估值标准误差 $S(A)$ 、土地利用类别比例 P 与样本量 n 之间的关系	5.27
图 5.4.1 认定源和汇关键类别的决策树	5.30
图 5.4.2 选择一种优良做法的决策树	5.41
图 5.4.3 累积排放与累积不确定对照图	5.43
图 5.4.4 不同清单中达到不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含 LULUCF	5.43
图 5.4.5 不同清单中达到趋势不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含 LULUCF	5.44
图 5.6.1 基于线性外推的 2003 年重新计算的估值	5.59

表

表 5.3.1	利用比例估计面积的例子	5.25
表 5.4.1	为 LULUCF 和非 LULUCF 建议的 IPCC 源/汇类别	5.31
表 5.4.2	关于第 1 层分析的电子数据表——包括 LULUCF 类别水平评估	5.34
表 5.4.3	关于第 1 层分析的电子数据表——包括 LULUCF 类别的趋势评估	5.35
表 5.4.4	第 3 和 4 章中认定的活动之间的关系以及 IPCC 的 LULUCF 源/汇类别	5.39
表 5.4.5	关键类别分析一览表	5.42
表 5.4.6	确定包括 LULUCF 在内的关键类别阈值的假定的不确定性	5.42
表 5.4.7	关于附件一国家水平评估的例子	5.45
表 5.4.8	含 LULUCF 的趋势分析	5.47
表 5.5.1	第 1 层一般清查级质量控制程序	5.51
表 5.6.1	取得时间序列一致性的办法一览表	5.57
表 5.7.1	土地面积认定和碳库及非二氧化碳温室气体核查办法的适用性	5.63
表 5.7.2	部分主要遥感平台的特点	5.76

方 框

方框 5.2.1	不确定性表示的例子	5.9
方框 5.2.2	第 1 层分析的总水平	5.11
方框 5.2.3	第 2 层方法关于美国农业土壤碳变化的不确定性评估	5.14
方框 5.2.4	基于模式的估值的不确定性	5.16
方框 5.5.1	质量保证和质量控制的定义	5.49
方框 5.5.2	专家同行审查	5.54
方框 5.6.1	每 5 年进行一次国家森林清查的例子	5.58
方框 5.6.2	关于为某一地点一段时间的排放建模的例子	5.59
方框 5.7.1	清单核查的定义	5.60
方框 5.7.2	关于为核查选择清单的组成部分和核查办法的指导意见	5.69
方框 5.7.3	国家清查中对 LULUCF 部门清单的核查	5.70
方框 5.7.4	关于核查碳库和活动的指导意见	5.71
方框 5.7.5	根据《京都议定书》进行的 LULUCF 核查	5.72
方框 5.7.6	与 LULUCF 有关的方案/网络	5.73

5.1 引言

在编制国家温室气体排放和清除清单时，有几个一般性和交叉问题需要考虑。在先前讨论的基础上并考虑到土地利用、土地利用变化和林业（LULUCF）部门的具体特点，本章就《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000年优良做法指南》，IPCC，2000年）认定的6个此类问题提供*优良做法指南*。这6个问题是：

- **不确定性评估：**需要为清单的所有类别和为整个清单得出不确定性估值。《2000年优良做法指南》为估计与合并不确定性提供了切实的指导，同时讨论了清单不确定性的概念基础。本章第5.2节“认定和量化不确定性”讨论土地利用、土地利用变化和林业部门不确定性的关键类型并就如何将《2000年优良做法指南》的*优良做法指南*适用于该部门提供具体信息。
- **抽样：**土地利用、土地利用变化和林业部门的数据经常从抽样调查中获取；例如土地面积、生物量蓄积和土壤碳，此类数据在一般情况下用来估计土地利用或碳储量的变化。第5.3节“抽样”就如何规划和进行抽样调查以便报告国家一级温室气体的排放和清除提供*优良做法指南*。本节还概述抽样设计与不确定性评估间的关系。
- **关键类别分析：**《2000年优良做法指南》第7章“方法选择和重新计算”介绍关键源分析的概念。如原来所设计的，它只适用于源类别。本章第5.4节“方法选择：关键类别的认定”扩展了初始的办法以便能够认定作为源或汇的关键类别。就土地利用、土地利用变化和林业部门如何根据《气候公约》认定清单的关键类别提供了*优良做法指南*，并提供补充指导意见说明如何认定与根据《京都议定书》第3.3和3.4条提供的补充信息相关的关键类别。
- **质量保证和质量控制：**正如《2000年优良做法指南》第8章所说明的，质量保证/质量控制体系是拟订清单的一个重要组成部分。本章第5.5节说明土地利用、土地利用变化和林业部门所需的质量保证/质量控制体系的那些方面，并就该部门如何依靠本报告第2章“土地面积一致表示的基础”和第3章“土地利用变化和林业部门优良做法指南”提供的信息进行第2层质量控制检查提供具体的*优良做法指南*。还介绍了与《京都议定书》有关的质量保证/质量控制问题。
- **时间序列的一致性：**如果要对报告的清单趋势具有信心，确保清单估值的时间序列的一致性至关重要。在《2000年优良做法指南》第7章中，提供了在整个时期内不可能利用相同方法和/或数据的情况下确保时间序列一致性的几种方法。在本章第5.6节“时间序列的一致性和重新计算”中，联系土地利用、土地利用变化和林业部门在求出排放和清除估值时可能发生的具体情况来讨论这些方法。
- **核查：**进行核查活动能够提高清单的质量并导致更科学的理解。关于核查土地利用、土地利用变化和林业部门估值的核查办法和实践指导意见在本章第5.7节中讨论。

本章提供在土地利用、土地利用变化和林业部门适用*优良做法指南*所需的信息。然而它不复重来自《2000年优良做法指南》的所有信息。这样，读者不妨查阅《2000年优良做法指南》以了解更多的背景信息。以下分节中提及在何种情况下参阅《2000年优良做法指南》可能是有益的。

5.2 认定和量化不确定性

5.2.1 引言

本节说明关于估计和报告与土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除估值有关的不确定性的“优良做法”；并说明如何将土地利用、土地利用变化和林业部门纳入《2000年优良做法指南》第6章“在实践中量化不确定性”介绍的程序以便评估整个清单中的合并不确定性。

“优良做法”的定义要求清单在下列意义上具有准确性，即在所能判断的程度上既不高估也不低估，并尽量减少不确定性。没有预先确定的精确度；评估不确定性是为了有助于确定优先进行哪些努力以便提高未来清单的准确性和指导如何就方法选择做出决定。在判断国家清单与不同机构或采用不同办法所作的排放或清除估计之间的一致程度时不确定性也令人关注。

清单估值可用于多种目的。对于某些目的而言，只有国家物质总量是重要的，而对于其它目的而言，按温室气体、源或汇类别分列的细目才是重要的。为了按预定的目的汇编数据，用户需要了解总估值及其各组成部分的实际可靠性。因此，用来传达不确定性的方法必须切实可行、在科学上站得住脚并且足够可靠，可适用于各种源和汇类别、方法和国家情况，并以所有清单用户都能理解的方式介绍。

有许多原因造成实际排放和清除不同于国家清单中计算的数目。有些不确定性的来源（例如，抽样误差或仪器准确度的局限性）可能产生潜在误差范围的估值，这些估值是明确界定和易于发现其特点的。另一些不确定性的来源，例如系统误差，就较难认定和量化（Rypdal 和 Winiwarter, 2001年）。本节说明如何汇报明确界定的统计不确定性和表明土地利用、土地利用变化和林业部门其它不确定性形式特点的不那么具体的信息，并讨论总清单及其各组成部分的不确定性的影响。

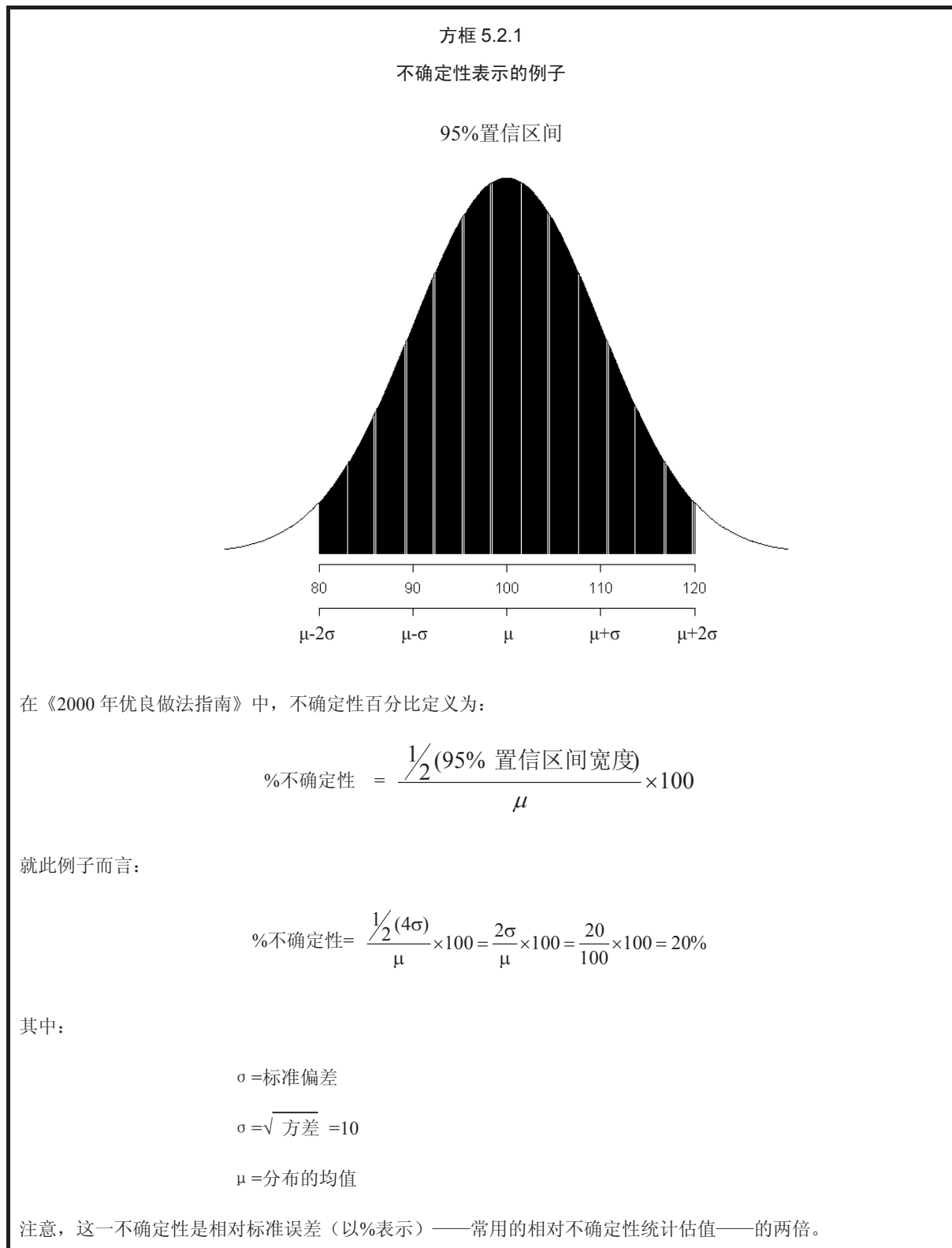
理想的情况下，排放和清除估值及不确定性的范围应从特定源头的测量数据求出。由于以这种方式测量每个排放源或汇类别是不切实际的，所以有些估值是基于被认为代表所有立地总体的典型立地的已知特点。这种办法采用额外的不确定性，因为必须假定总体的平均情况像已进行测量的立地一样。对目标群体的随机抽样能够对不确定性做出定量估计。如果精确度已知的一个估值是基于该估值适用的群体以外的某个群体，就会发生大的系统误差（意味着有偏差的估值）。实际上，将经常需要专家判断来界定不确定性的范围。

在这种情况下产生定量的不确定性估值的讲求实效的办法，是利用现有最可靠的估值——现有测量数据、模式产出和专家判断的组合。因此，可将本节提议的方法用于本报告第2至4章讨论的特定类别的默认不确定性范围，而且在新的经验主义数据可加利用时将它们纳入进来。

与《2000年优良做法指南》第6章（在实践中量化不确定性）相一致，应将不确定性作为一个置信区间报告，并给出据认为是不确定数量的概率范围数值。《IPCC指南》提议利用95%的置信区间，它是包含未知真实数值的95%概率的区间。这也可以表示为不确定性百分比，界定为置信区间宽度的一半用估计的数量值去除（见方框5.2.1）。在基础概率密度函数已知时或在利用抽样计划或专家判断时，不确定性百分比可以适用。此外，可将这一概念方便地用来认定应优先努力减少不确定性的类别。

本节与《2000年优良做法指南》第6章和附件1（不确定性分析的概念基础）一致，同时提供补充信息说明如何评估土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性。其中许多讨论着重于与二氧化碳排放和清除有关的问题，这些问题在先前的报告中未作论述。关于非二氧化碳气体排放的不确定性估值，也可遵循《2000年优良做法指南》第6章的指导意见编制。合并不确定性的方法在第5.2.2节中说明，第5.2.3节就量化投入数据的不确定性作了实际考虑，第5.2.4节介绍了关于土地利用、土地利用变化和林业部门不确定性分析的一个例子，第5.2.5节论述报告和

文件问题。由于在为许多国家编制土地利用、土地利用变化和林业清单时精心制订的抽样方案对减少不确定性起着重要作用，第 5.3 节中分别提供关于设计土地面积和生物量蓄积量抽样方案的具体指导意见以及关于评估相关不确定性的指导意见。



5.2.2 合并不确定性的方法

估计因土地利用、土地利用变化和林业活动产生的碳储量变化、排放和清除，有着与面积或其它活动数据、生物量生长率、扩展系数和其它系数相关联的不确定性。本节说明如何在类别层面合并这些不确定性，以及如何估计整个清单中水平和趋势的不确定性。它假定各种投入数据估值的不确定性可加利用，这些数据或者作为本报告第 2、3 和 4 章给出的默认值、专家判断，或者是基于可靠统计抽样（第 5.3 节）得出的估值。

在《2000 年优良做法指南》中，介绍了估计合并的不确定性的两种方法：利用简单的误差传递方程的第 1 层方法，以及利用蒙特卡洛或类似技术的第 2 层方法。在涉及土地利用、土地利用变化和林业部门时，两种方法都能适用。不过，有些具体的考虑必须着重说明，因为如将排放和清除一并考虑时，净排放可能为负值。清查机构也可能采用本国方法来估计总体不确定性，例如误差传递方法，这种方法可避免与第 1 层方法相关联的简化近似值。在这种情况下，“优良做法”是将此类方法清楚地编写成文件。

无论采用第 1 层方法还是第 2 层方法，都将使人深入了解个别类别和温室气体如何导致任何给定年份总体排放的不确定性，以及导致不同年间总体排放的趋势。基于电子数据表，第 1 层方法易于采用，对所有国家而言，“优良做法”是按照第 1 层方法进行不确定性评估。清查机构也可按照第 2 层方法或本国的方法进行不确定性分析。可将土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性估值与非土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性估值（按照《2000 年优良做法指南》概述的“优良做法”的方法求出）合并以获得总的清单不确定性。

5.2.2.1 第 1 层——误差的简单传递

合并不确定性的第 1 层方法基于《2000 年优良做法指南》附件 1（不确定性分析的概念基础）第 A1.4.3.1 节（误差传递方程）引用的误差传递方程。关于如何采用第 1 层方法进行排放估计不确定性分析的实用指导意见在《2000 年优良做法指南》第 6.3.2 节（第 1 层——用简化假定按源类别估计不确定性）中提供。

关于趋势不确定性的估计，在总计排放和清除时可利用《2000 年优良做法指南》第 6.3.2 节说明的方法。《2000 年优良做法指南》表 6.1 “第 1 层不确定性的计算和报告”也可适用于进行第 1 层的不确定性计算，包括土地利用、土地利用变化和林业部门在内。

可利用方程 5.2.1 来估计几个数量之积的不确定性，例如在排放估值表示为排放因子与活动数据之积时。它适用于数据间没有重大的相关性或不不确定性较小（标准偏差小于均值的 30% 左右）的情况。在不确定性比这大的情况下，也能利用该方程得出近似的结果。如果存在重大的相关性，可根据《2000 年优良做法指南》第 A1.4.3.1 节提供的方程修改方程 5.2.1，或遵照本节方框 5.2.2 和第 5.2.2.2 节中关于依赖和相关性的段落中的指导意见总计数据。

方程 5.2.1

估计类别的不确定性（第 1 层）

$$U_{\text{total}} = \sqrt{U_1^2 + U_2^2 + \dots + U_n^2}$$

其中：

U_{total} = 数量之积的不确定性百分比（95%置信区间的一半用总数相除并表示为百分比）；

U_i = 与每个数量相关联的不确定性百分比， $i=1, \dots, n$

方框 5.2.2

第 1 层分析的总水平

不确定性分析的投入数据间常常存在着相关性。例如有这样的情况：在后一步相加的几个估值中使用相同的活动数据或排放因子。这些相关性往往在统计上无法发现，尤其是如果利用默认值或粗略的面积统计数据。不过，例如通过评价估值是否源自同一来源或是否有其它的逻辑依赖性将导致不同估值的误差向同一方向偏离（如果相关性为正），仍能对可能的相关性作定性评估。避免此类依赖性引起的相关性的一种可能办法是将源/汇类别总计到将它们消除的程度。例如，可将某种土地利用类别的所有碳库的排放因子相加然后再用活动数据与它们相乘。这种总计在总体上给出更可靠的结果，尽管它导致不确定性报告中某种程度的细节损失。第 5.4 节的表 5.4.2 给出关于关键类别分析总计层面的指导意见，它们也可适用于第 1 层的不确定性分析。

如果在求导国家估值中的总体不确定性时，不确定性数量需要通过加或减来合并，可利用方程 5.2.2。方程 5.2.2 是从《2000 年优良做法指南》中方程 6.3 改编而来的。不过，将土地利用、土地利用变化和林业部门包括在分析中可能导致合计排放和清除，后者用负号表示；因此，应将所有类别估值之和的绝对值用于分母。

方程 5.2.2

国家排放的总体不确定性（第 1 层）

$$U_E = \frac{\sqrt{(U_1 \cdot E_1)^2 + (U_2 \cdot E_2)^2 + \Lambda + (U_n \cdot E_n)^2}}{|E_1 + E_2 + \Lambda + E_n|}$$

其中：

U_E = 总数的不确定性百分比

U_i = 与源/汇 i 相关联的不确定性百分比

E_i = 源/汇 i 的排放/清除估值

与方程 5.2.1 一样，方程 5.2.2 假定排放和清除估值之间没有重大的相关性而且不确定性较小。不过，在不确定性较大时，仍可利用它来得出近似的结果。在存在重大相关性而且相关程度已知的情况下，可根据《2000 年优良做法指南》附件 1 第 A1.4.3.1 节中提供的方程修改方程 5.2.1。或者如果可能，总计各类别（见方框 5.2.2），或进行蒙特卡洛分析（第 2 层）

5.2.2.2 利用蒙特卡洛分析按类别估计不确定性（第 2 层）

蒙特卡洛分析适合于第 2 层详细的逐个类别的不确定性评估。本节扩充了就《2000 年优良做法指南》第 6 章所述的蒙特卡洛分析的指导意见，提供具体针对土地利用、土地利用变化和林业部门的指导。应将《2000 年优良做法指南》作为背景材料查阅，尽管这里转载了第 6 章的部分材料。

在存在广泛的国家具体的土地利用数据的情况下，蒙特卡洛分析特别有用。它能处理程度不等的关联性（时间和类别之间），而且可用来评估复杂模式中的不确定性以及进行简单的“管理因子（或排放因子）乘活动数据”的计算。关于蒙特卡洛方法的一般说明可查阅 Fishman（1996 年）的著作，而且可方便地获得统计软件包，其中一些包含使用非常方便的蒙特卡洛算法。Winiwarter 和 Rypdal（2000 年）以及 Eggleston 等人（1998 年）举例说明了蒙特卡洛分析适用

于国家温室气体清查以估计总体排放和排放趋势的不确定性。Ogle 等人（2003 年）将美国土地利用、土地利用变化和林业碳清查的农业土壤部分不确定性的蒙特卡洛分析编写成了文件。根据 Ogle 等人（2003 年）的著作，方框 5.2.3 提供了蒙特卡洛分析应用的一个简要例子。

关于蒙特卡洛分析的背景

蒙特卡洛分析旨在从概率分布函数（PDF）选择估计参数和活动数据的随机值，然后计算碳（或碳当量）储量的相应变化。这一程序反复多次以提供不确定性的一个均值和范围（即一个排放和清除的概率分布函数），它产生于以概率分布函数表示的模式投入变量的变率。可在类别一级为各类别的总计或为整个清单进行蒙特卡洛分析。

投入变量的变率以概率分布函数量化，说明可能的变量值的模式。如果已知投入变量中将出现某些阈值，概率分布函数可能需要截断。例如，基础土壤碳的估值可能不大但决不会是负值（土壤中碳的含量不会少于 0%），因此，本将取负值的分布将需要在 0 处截断，尽管在某个过程可能导致一个汇项或源项的情况下负数和正数都是有意义的。

概率分布函数可基于实地数据、专家判断或二者的组合，而且可联系概率分布函数来说明活动数据在时间或气体间的相互依赖性，主要是相关性，以及管理因子间的相关性。如果不考虑这些相互依赖性，估计的不确定性可能因相关程度不同而太大或太小，结果的意义随之变小。

在建立概率分布函数后，蒙特卡洛分析是作为一个反复过程进行。在每个概率分布函数内随机选择一组投入值，之后用这些值运算模式，产生有关产出的一个估值，然后反复多次执行这个过程，为整个清单估计提供一个概率分布函数。

估计程度和趋势的不确定性

与所有的方法一样，只有正确实施，蒙特卡洛分析才能产生满意的结果，而且只有投入数据，包括概率分布函数、相关性和任何专家判断可靠，结果才将有效。蒙特卡洛办法包括 5 个明确界定的步骤。只有头两个步骤需要用户做出努力，其余步骤由软件包处理。

- 步骤 1：具体说明投入变量的不确定性。这包括估计参数和土地利用、土地利用变化和林业活动数据，它们相关的均值和概率分布函数（PDF）及任何相关性。不确定性可遵循本章第 5.2.3 节（关于量化投入数据不确定性的实际考虑）和第 5.2.4 节（不确定性分析的例子）中的指导意见进行评估。关于评估相关性的指导意见，见下文。
- 步骤 2：设定软件包。排放清查的计算、概率分布函数和相关性值应在蒙特卡洛软件包中设定。软件执行随后的步骤。在有些情况下，清查机构可决定设定自己的程序来进行蒙特卡洛模拟；可利用统计软件做到这一点。
- 步骤 3：选择投入值。投入值通常是适用于计算的“优良做法”估值。这是反复过程的开始。对于每个投入数据项，从该变量的概率分布函数随机选择一个数字。
- 步骤 4：估计碳储量。利用第 3 步选定的变量根据投入值估计基准年和本年度的碳储量（即清查期的期初和期末；年 $t-20$ 和年 t ）。
- 步骤 5：反复进行并监测结果。将采取步骤 4 计算的总数存储起来，然后从第 3 步起重复该过程。存储的各总数的均值给出碳储量的估值，而且变率代表不确定性。这种类型的分析需要重复多次。反复的次数可以两种方法确定：先验地设置模式运行的次数，例如 10,000 次，并使模拟继续直至达到设置的数目为止，或使均值达到一个相对稳定的点然后终止模拟。

还可利用蒙特卡洛方法估计土地利用、土地利用变化和林业活动产生的趋势（两年间的变化）的不确定性。程

序是上文说明的那个程序的简单延伸。蒙特卡洛分析需要设定为同时估计两年的储量。程序性步骤与上文说明的相同，只是第 1 步和第 2 步有所不同：

步骤 1：程序与上文说明的一样，只是需要为基准年和本年度都执行，因此必须考虑到额外的相互依赖性。就许多土地利用、土地利用变化和林业类别而言，将为每年采用相同的排放因子（即两年的排放因子 100%地相关）。关于土地利用和排放的活动数据经常跨时间相关，这也需要在模式中表示。

步骤 2：软件包应如先前说明的那样设定，只是概率分布函数将需要捕捉基准年和本年度碳储量间的关系。如果假定投入数据在两年间 100%地相关（如许多土地利用、土地利用变化和林业估计参数的情况那样），利用相同的随机数目产生从两年概率分布函数得出的排放因子值。

确定清查投入的概率分布

用于不确定性分析的数据可从实地试验或根据专家判断得出。这些数据需要以产生概率分布函数的方式合成。关于数据要问的一些关键问题包括：

- 数据代表管理做法和本国其它情况吗？
- 什么是与数据集相关联的平均时间？它与评估所用的相同吗？

通常，现有的数据将代表活动数据的一个年均估计参数或年总数。

蒙特卡洛模拟要求分析人员确定合理代表每个模式投入——打算量化其不确定性——的概率分布（见 Fishman, 1996 年）。概率分布可基于本报告第 3 章中的意见，或以多种方法获取，包括数据的统计分析或如《2000 年优良做法指南》第 6 章说明的那样征求专家判断。一个关键的考虑是开发排放/清除计算模式各投入变量的分布，以便它们基于一致的关于平均时间、地点和其它与特定评估相关的条件因素（例如影响农业温室气体排放的气候条件）的基础假定。关于进一步的指导意见也见第 5.2.3 节（关于量化投入数据不确定性的实际考虑）。

评估每个清查投入对总体不确定性的作用

理想的情况下，为说明一个清查投入的不确定性特点所花的努力程度应与它对总体不确定性评估的重要性成正比。耗去大量的时间为一个对总体不确定性影响甚微的源/汇类别无休止地收集数据和专家判断，并不是对有限资源的一种有效利用。因此，鼓励各国认定特定类别的哪些投入作为一个均值对于清单的总体不确定性特别重要以便优先加以改进。同样，不投放合理的资源来量化与投入相关联的不确定性——清查的总体不确定性对其高度敏感——也将是评估的一个缺陷。因此，许多分析人员提出一个办法，其中第一次反复进行的不确定性分析是评估不确定性的主要来源。这种信息将增强对总体不确定性的评估而且在编制文件方面也可能非常有用。评估每项投入重要性的方法在有关的参考文献如 Morgan 和 Henrion（1990 年）、Cullen 和 Frey（1990 年）以及其它文献中作出说明。也见第 5.4 节（方法选择——关键类别的认定）。

确定清查投入间的依赖性和相关性

在设定概率分析时分析人员应加以考虑的一个关键问题是，模式投入间是否存在依赖性 or 相关性。理想的情况下，最好是对模式加以界定以使投入尽量保持统计独立性。因此，不是试图分别估计每个土地利用、土地利用变化和林业子类别的不确定性，可能更切实可行的是估计总计类别的不确定性，这样可能获得可靠的估值和进行交叉检查。如果存在依赖性，对于不确定性的评估也并不总是重要的。只有当两个投入间存在着依赖性，并且不确定性对这种依赖性特别敏感而且依赖性足够强时，投入间的依赖性才会起作用。相比之下，投入间的依赖性薄弱，或投入

间的依赖性强，但清查不确定性对其不敏感，则对分析都将无关紧要。当然，某些相互依赖性是很重要的，如不能对这些关系作出说明，可能导致误导的结果。

通过以统计分析的方法评价投入变量间的相关性，能够评估依赖性。例如，Ogle 等人（2003 年）说明了耕作管理因子中的依赖性，根据一个回归类模式中的一个通用数据集做出了这一估计，方法是确定减少翻耕与不翻耕管理因子间的协方差，然后在蒙特卡洛模拟中利用该信息产生耕作因子值与适当的相关性。方框 5.2.3 更详细地讨论这项研究。人们应当考虑投入变量间可能的相关性，并着重于可能具有最大依赖性的那些相关性（例如，将管理因子适用于清单中不同年份的相同做法，或某年与下一年管理活动间的相关性）。补充的讨论和例子在 Cullen 和 Freg（1999 年）、Morgan 和 Henrion（1990 年）的撰文中给出。这些文件还载有带相关文献引文的参考书目。

方框 5.2.3

第 2 层方法关于美国农业土壤碳变化的不确定性评估

Ogle 等人（2003 年）进行了一次蒙特卡洛分析以评估美国农业土壤中碳的变化。《IPCC 指南》中的方法要求投入管理因子（即在土地用途或管理变化后代表土壤有机碳变化的定量系数）、参考碳储量（即在基线条件下土壤中有机碳的数量）和土地利用及管理活动数据。利用线性混合效应模式，根据大约 75 份出版的研究材料估计出管理因子。在自管理实施起 20 年后为 30 厘米深度的管理效应求出概率分布函数。利用美国农业部-国家资源保护局（USDA-NRCS）国家土壤调查特点数据库连同来自美国各地的大约 3,700 份土壤抽样的碳储量估值估计出参考储量。概率分布函数基于抽样的均值和方差，其中考虑到了成群分布模式引起的空间自动相关性。土地利用和管理活动数据记录在国家资源清单中（NRI；USDA-NRCS），它跟踪美国 40 多万个点的农业土地管理情况并补充以来自环保技术信息中心（CTIC）的关于耕作法的数据。利用美国分析人员开发的可以购买的统计软件包和代码来进行蒙特卡洛分析。他们的分析说明源于通用数据集的估计参数间的相互依赖性。例如，闲置土地和耕种与不耕种条件间土地用途变化的因子是利用一个关于闲置的指标变量从一种回归分析中导出的，因此是相互依赖的。他们的分析还说明土地利用和管理活动数据的相互依赖性。在模拟投入值时，因子被认为与清查的基准年和本年度是完全相互依赖的，因为管理的效应被假定在清查期间不变。因此，用相同的随机种子值模拟因子。相形之下，IPCC 分析采用的按土壤带分列的各种气候的参考碳储量则是利用不同的随机种子独立模拟的，因为关于每个地带的储量是根据各自的数据集建立的。美国分析人员选择利用 5 万次迭代来进行蒙特卡洛分析。Ogle 等人（2003 年）估计，1982 至 1997 年间矿质土壤平均获得 10.7 万亿克碳/年，具有 95% 的置信区间，从 6.5 至 15.2 万亿克碳/年。相形之下，有机土壤平均损失 9.4 万亿克碳/年，从 6.4 至 13.3 万亿克碳/年不等。此外，Ogle 等人（2003 年）发现，管理因子的变率对于最后清单关于土壤碳变化估值的总体不确定性所起的作用占到 90%。

5.2.3 关于量化投入数据不确定性的实际考虑

在能够评估清单类别的不确定性之前，需要关于投入数据的不确定性的信息。本报告第 3 章提供关于与方法选择（层级）相关的不确定性和默认参数不确定性的指导意见。对于关键类别，“优良做法”是独立评估与所用数据相关联的不确定性以便编制国家估值。以下各节就第 3 章说明的 3 种层级方法应加以考虑的某些问题和与第 4 章说明的与《京都议定书》相关的问题提供一般指导意见。

第 2 章说明在确定与土地利用和土地利用变化活动相关联的土地面积时可能遇到的不确定性的来源。这些取决于本国情况以及各国如何具体采用这 3 种办法或混合办法来对土地面积进行分类。鉴于各国的办法不同，难以给出一般性的定量建议，尽管第 2 章中表 2.3.6 提供了关于如何减少与土地分类相关联的不确定性范围的说明和建议。第 2 章中的建议与下列 3 个分节论述的所有层级方法都相关。

量化采用第 1 层方法得出的排放和清除估值的不确定性

采用第 1 层方法来估计土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除需要利用计算特定类别的源/汇实力所需的国家具体的面积估值（按类别分列的土地面积和土地面积变化）和估计参数的默认值。与第 1 层方法相关联的不确定性可能是很高的，因为现有默认参数对一国情况是否合适不得而知。将默认数据用于有着特点迥异的源数据的国家或区域会导致巨大的系统误差（即高度偏差的排放或清除估值）。对第 1 层所用的默认值进行定量不确定性评估或采用第 5.7 节说明的核查办法能够有助于认定估值的潜在偏差。

关于默认估计参数的不确定性估值的范围在第 3 章中给出。其它估计参数（例如收获数据）的不确定性估值须基于反映本国情况的国家数据来源或专家判断。按上述方法估计与土地利用和土地利用变化活动相关联的面积的不确定性。关于土地利用、土地利用变化和林业部门的总体不确定性估值，通过如第 5.2.2 节（合并不确定性的方法）说明的那样合并不确定性来获取。

量化采用第 2 层方法得出的排放和清除估值的不确定性

第 3 章说明的第 2 层方法是在第 1 层建立的框架内利用国家具体的数据。在这种情况下，“优良做法”是根据本国情况评估这些数据的不确定性。这些数据往往只是粗略地定义，也许极少按照气候/管理/扰乱类别分层。多数情况下，将基于相互参照的背景值或来自包括专家判断在内的非代表性数据来源的合并估值，采用自上而下的办法对它们进行评估。“优良做法”是利用文献评价、专家判断或与条件类似国家进行比较来评估此类默认值的不确定性估值。通过跟踪原始数据，也许能够改进不确定性的评估。估计与土地利用和土地利用变化活动相关的面积的不确定性，如第 5.2.3 节开头所说明的那样获取。关于排放因子（例如关于湿地或生物量烧除产生的非二氧化碳微量气体），各国可能拥有来自某些报告类别的一些抽样的直接测量数据。然后通过如第 5.2.2 节说明的那样合并不确定性来取得总体不确定性估值。

量化采用第 3 层方法得出的排放和清除估值的不确定性

在第 3 层中，采用广泛和有代表性的国家关于碳储量变化（例如在林业中，生长引起的增加、采伐引起的损失及自然死亡或扰乱引起的损失）的具体信息来估计排放和清除。在这种情况下，进入计算的所有估计参数的不确定性，包括可能的系统误差，都应进行评估。估计与土地利用和土地利用变化活动相关的面积的不确定性，按上述方法获取。虽然随机误差组分可利用就地清查信息以自下而上的方法量化（见关于抽样的第 5.3 节），但需要更多地注重系统误差。例如已考虑通过抽样和模式转换来导入具体误差（Lehtonen 等人，2004 年）。“优良做法”是合并每个参数（包括扩展和转换系数）的所有误差组分（随机和系统的），并合并每个类别的排放和清除估值对应的不确定性估值（也见第 5.3 节中关于评估来自基于抽样调查的估值不确定性的具体建议）。

取决于采用国家第 3 层办法，碳循环的重要驱动因子可按第 3.2.1 节各分节所述方法加以认定和参数化。这使得能够将动态模式用于外推和核查目的（见关于核查的第 5.7 节）。因此，应特别注意基于模式的估值的不确定性（方框 5.2.4）。

方框 5.2.4

基于模式的估值的不确定性

用于清单编制的模式范围包括纯经验主义/统计关系到详细的基于过程的模式。实际上，多数模式依靠这两种要素建立。在量化这些模式产生的估值的不确定性时有许多问题需要考虑。可作一些一般性评论，尽管审查所有相关的模式不属于本文件的范围。模式的总体不确定性可源于两个主要组分：模式结构的不确定性和参数值的不确定性。第一个不确定性的来源难以量化。与实地观察数据作比较可以看出，不是模式结构就是参数值不正确或二者都不对（Oreskes 等人，1984 年）。因此重要的是应测试模式的有效性和只利用为预定目的作过验证的模式。如果模式未经充分验证，应补充以一个验证方案。通过合并统计估值或专家对参数不确定性的判断、敏感性分析或蒙特卡洛分析，就能较为容易地量化与参数值相关联的不确定性。应在模式利用前先进行敏感性分析以便确定它对预测是否有用。对于清查目的来说，对不确定性程度高的参数高度敏感的模式不一定是最佳选择。如果模式结构适当，要加以考虑的最后一部分是模式产生的估值的不确定性。在这种情况下，一般有两个误差组分要考虑：参数不确定性引起的不确定性和模式不能捕捉的总体中固有变化引起的不确定性。在进行这些估计时，两种来源的不确定性在任何计算中都应加以考虑。

量化根据《京都议定书》补充要求估计排放和清除的不确定性

第 5.2.2 节（合并不确定性的方法）中说明的合并不确定性的一般方法也适用于根据《京都议定书》进行的估值报告。不过，影响不确定性的某些主要因子可能不同。例如，土地利用、土地利用变化和林业部门清单的总体不确定性，对于按《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的类别进行的土地利用类别及其内部变化的探测方面的不确定性可能更为敏感。此外，报告农业相关活动所要求的净-净核算也产生一些具体的问题，它们在第 4.2.4.2 和 4.2.8.1 节中作更详细的论述。例如，基准年估计的不确定性可能不同于承诺期的不确定性。另一方面，为根据《京都议定书》进行报告所作的方法选择有着特殊的要求（如第 4 章所说明）。为了报告目的必须为《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的活动分别进行不确定性评估。分析的要求和详细度在第 4 章第 4.2.4.3 节中说明。

5.2.4 不确定性分析的例子

第 6 章“在实践中量化不确定性”在其附录 6A.2 中给出一个一般性的例子来说明如何合并不确定性。这种办法也能用于土地利用、土地利用变化和林业部门，只要土地利用、土地利用变化和林业的所有计算都以面积（或其它活动数据）与排放或清除因子之积表示。由于土地利用、土地利用变化和林业估值一般与面积接近成正比，因此比用单一排放因子乘活动数据更复杂的估计程序都能以这种形式表示，与当量排放或摄入因子相关联的不确定性通过专家判断或通过利用误差传递的标准关系来估计。

本节中举例说明采用第 1 层方法进行不确定性评估的步骤，在适用土地利用、土地利用变化和林业的第 1 层办法时要利用两种典型的的活动。它考虑到这样一种简单情况，即为林地类别内两个子类别估计碳储量变化、排放和清除：1) 仍为林地的林地，和 2) 转变为草地的林地。这里不考虑非二氧化碳排放和土壤的排放。例子集中于对不确定性的简单数字估计，不考虑投入参数间的相关性。

估计涉及 4 个步骤：

步骤 1： 估计与每种活动相关的排放或清除；仍为林地的林地和转变为草地的林地。

步骤 2： 评估与两种活动相关的不确定性。

步骤 3: 评估土地利用、土地利用变化和林业部门的总体不确定性。

步骤 4: 将土地利用、土地利用变化和林业的不确定性与其它源类别合并。

步骤 1: 估计每种活动的排放或清除

在进行不确定性评估之前, 为以下两个子类别编制碳储量变化的估值: 仍为林地的林地和转变为草地的林地。这些估值应遵循本报告第 3 章中的详细指导意见编制。

仍为林地的林地

本章第 3.2.1.1.1.1 节给出两种方法用于估计生物量中碳储量的变化; 在本例中, 我们只适用方法 1, 它要求从生物量增量中减去生物量的碳损失 (方程 3.2.2):

$$\Delta C_{FF_{LB}} = (\Delta C_{FF_G} - \Delta C_{FF_L})$$

其中:

$\Delta C_{FF_{LB}}$ = 仍为林地的林地上活生物量 (包括地上和地下部活生物量) 的年度碳储量变化, 吨碳/年

ΔC_{FF_G} = 生物量生长 (也叫生物量增量) 引起碳的年均增加, 吨碳/年

ΔC_{FF_L} = 生物量损失引起碳的年均减少, 吨碳/年

为简化该例子, 我们假定没有生物量损失, 这样, $\Delta C_{FF_L} = 0$ 。因而在本例中, $\Delta C_{FF_{LB}} = \Delta C_{FF_G}$ 。生物量增量 ΔC_{FF_G} 按照方程 3.2.4 计算如下:

$$\Delta C_{FF_G} = \sum_{ij} (A_{ij} \cdot G_{TOTAL_{ij}}) \cdot CF$$

其中:

ΔC_{FF_G} = 按森林类型和气候带分列的仍为林地的林地上生物量增量引起碳的年均增加, 吨碳/年

A_{ij} = 仍为林地的林地的面积, 按森林类型 (i=1 至 n) 和气候带 (j=1 至 m) 分列, 公顷

$G_{TOTAL_{ij}}$ = 按森林类型 (i=1 至 n) 和气候带 (j=1 至 m) 分列的以干物质为单位的总生物量的年均增加率, 吨干物质/公顷/年

CF = 碳部分, 吨碳/吨干物质 (默认值 0.5, 不确定性为 2%)

在本例中, 假定仍为林地的林地面积是 1,000 万公顷, 并假定只有一种森林类型和一种气候带, 所以 $n=m=1$, 这将上文 ΔC_{FF_G} 的表示简化为:

$$\Delta C_{FF_G} = A \cdot G_{TOTAL} \cdot CF$$

其中 G_{TOTAL} 是现在按整个土地面积平均的总生物量的年均增加率。一般来说, 可采用第 3.2.1.1.1.1 节中的方程 3.2.5 计算每种森林类型和气候带的 G_{TOTAL} 的值, 同时考虑到附件 3A.1 中的参数值。¹ 在本例中, 为 G_{TOTAL} 给出的默认值是 3.1 吨干物质/公顷/年, 以及不确定性百分比默认值 50%, 所以仍为林地的林地上生物量增量引起的碳储量的年均增加是:

$$\Delta C_{FF_{LB}} = \Delta C_{FF_G} = 10,000,000 \cdot 3.1 \cdot 0.5 \text{ 吨碳/年} = 15,500,000 \text{ 吨碳/年}$$

转变为草地的林地

估计林地转变为草地引起的生物量中碳储量变化的第 1 层基本方法在第 3.4.2.1 节中给出。

¹ 关于进入方程 3.2.5 的年均地上部生物量 G_w 和根茎比率 R 的缺省值, 可查附件 3A.1 中表 3A.1.5、3A.1.6 和 3A.1.8 (关于 R)。

方程 3.4.1.3 给出假定林地转变为草地在转变当年的年度碳储量变化为：

$$\Delta C_{LG_{LB}} = A_{Conversion} \cdot (C_{Conversion} + C_{Growth})$$

$$C_{Conversion} = C_{After} - C_{Before}$$

其中：

$\Delta C_{LG_{LB}}$ = 土地从初始用途转变为草地造成的活生物量中的年度碳储量变化，吨碳/年

$A_{Conversion}$ = 年度从某种初始用途转变为草地的土地面积，公顷/年

$C_{Conversion}$ = 在土地从某种初始用途转变为草地时清除的碳储量，吨碳/公顷

C_{Growth} = 转变后草地植被生长一年的碳储量，吨碳/公顷

C_{After} = 刚刚转变为草地后生物量中的碳储量，吨碳/公顷

C_{Before} = 即将转变为草地之前生物量中的碳储量，吨碳/公顷

如果默认值表示为每公顷生物量，就将需要利用 CF 的默认值 0.5 换算为碳，CF 的不确定性是 2%。

在本例中，转变为草地的林地面积是 500 公顷。排放因子和相关的 uncertainty 在第 3.2.1.1.2 章和第 3 章第 3.4.2.1 节表 3.4.9 中提供。对于本例我们假定：

$C_{F_{LB}} = C_{Before} = 80$ 吨碳/公顷，不确定性百分比为 24%

$C_{After} = 0$ 吨碳/公顷，不确定性百分比为 0%

$C_{G_{LB}} = C_{Growth} = 3$ 吨碳/公顷，不确定性百分比为 60%

置换方程中以上的值，给出：

$$\begin{aligned} \Delta C_{LG_{LB}} &= A_{FG} \cdot (-C_{F_{LB}} + C_{G_{LB}}) \\ &= 500 \text{ 公顷} \cdot (-80 + 3) \text{ 吨碳/公顷} = -38,500 \text{ 吨碳} \end{aligned}$$

步骤 2：评估每种活动的 uncertainty

仍为林地的林地

与估计的林地面积相关联的 uncertainty 必须根据专家判断确定。如果估计是基于国家专门的统计抽样调查（见第 5.3 节“抽样”和第 2 章中表 2.3.6），那么可利用统计方法来估计 uncertainty。

在本例中，假定经营林的面积来自行政记录。汇编它们的机构利用了一种“优良做法”并且面积估计的 uncertainty 为 20%（基于专家的判断）。

年度生物量生长的 uncertainty 取决于投入参数的 uncertainty。如果国家利用默认参数，uncertainty 将很高，而且只能依靠专家判断粗略估计（见第 3 章）。如果生物量的年度生长按照方程 3.2.4 计算并用 CF 换算为碳，那么生物量碳的生长的 uncertainty 估值 ($U_{\Delta C_{FF_G}}$) 通过以下公式得出：

$$U_{\Delta C_{FF_G}} = \sqrt{U_{A_{FF}}^2 + U_{G_{TOTAL}}^2 + U_{CF}^2}$$

如果我们将 $U_{GC_{TOTAL}}$ 定义为以每单位面积的碳表示的年度生物量生长的 uncertainty 百分比（即 $G_{TOTAL} \cdot CF$ 的合并 uncertainty），那么：

$$\begin{aligned} U_{GC_{TOTAL}} &= \sqrt{U_{G_{TOTAL}}^2 + U_{CF}^2} \\ U_{GC_{TOTAL}} &= \sqrt{50\%^2 + 2\%^2} = 50.04\% \end{aligned}$$

在能够计算活动信息 A_{FF} （仍为林地的林地面积）和排放因子（以碳表示的年度生物量生长量， GC_{TOTAL} ）的合并不确定性之前，必须先确定它们是否相关。在本例中，投入源于独立的来源，而且可以合理地假定它们不相关。因此，可利用方程 5.2.1 给出 $U_{\Delta C_{FFG}}$ 如下：

$$U_{\Delta C_{FFG}} = \sqrt{U_{A_{FF}}^2 + U_{GC_{TOTAL}}^2} = \sqrt{20\%^2 + 50.04\%^2} = 53.8\%$$

其中：

- $U_{\Delta C_{FFG}}$ = 碳储量变化的不确定性百分比
- $U_{A_{FF}}$ = 林地面积估值的不确定性百分比

转变为草地的林地

还必须估计与土地用途变化造成的碳储量变化相关联的不确定性。依据数据的来源、类型和密度而定，也许不可能作出统计误差的估计，将利用专家判断。在本例中，由于土地用途刚刚转变后的碳储量 C_{After} 被确实假定为零，依靠方程 3.4.13 计算的碳储量变化的不确定性有 3 个组分：即将转换前碳储量的不确定性 U_{CF} ，（F=森林）、转变后草地植被碳储量的不确定性 U_{CG} ，（G=草地）和与转变后面积的估值相关联的不确定性 $U_{A_{FG}}$ 。利用方程 5.2.2 和上文第 1 步给出的碳储量和不确定性例子的值，每公顷碳储量变化的不确定性百分比 U_{Φ} 估计为：

$$U_{\Phi} = \frac{\sqrt{(U_{CF} \cdot C_F)^2 + (U_{CG} \cdot C_G)^2}}{|C_F + C_G|} = \frac{\sqrt{(24\% \cdot (-80))^2 + (60\% \cdot 3)^2}}{|-80 + 3|} = 25\%$$

然后利用方程 5.2.1 计算这一简化的土地用途变化例子的生物量碳储量变化的总不确定性，将每公顷碳储量变化的不确定性与转变用途土地面积估值的不确定性合并起来，在我们的例子中，后者假定为 30%。因此：

$$U_{\Delta C_{FG}} = \sqrt{U_{A_{FG}}^2 + U_{\Phi}^2} = \sqrt{30\%^2 + 25\%^2} = 39\%$$

步骤 3：对土地利用、土地利用变化和林业部门的总不确定性的评估

在本简单例子中，土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性，通过合并两种活动估值的不确定性来估计。拥有更多类别估值的现实世界情况的不确定性可以同一方法合并。

关于本例的总体不确定性		
土地利用类别	相关碳储量变化的估值 (吨碳/年)	$U_{\Delta C}$
仍为林地的林地	15 500 000	53.8%
转变为草地的林地	-38 500	39%
合计	15 461 500	54%

然后，利用方程 5.2.2 对总体不确定性评估为：

$$U_{\text{TOTAL}} = \frac{\sqrt{(53.8\% \cdot 15500000)^2 + (39\% \cdot (-38500))^2}}{|15500000 + (-38500)|} = 54\%$$

这两种土地利用、土地利用变化和林业活动的总体不确定性，如以不确定性百分比表示，为 54%。表示为估值相对标准误差的不确定性，通过以 2 去除不确定性百分比来获得。应当指出，由于两种活动都依赖于相同的转变和扩展系数，该公式意味着估值之间有相关性。不过实际上，这种相关性可能不大。如果不是这样，应为独立的抽样进行计算，例如在进行第 2 层不确定性分析（如蒙特卡洛分析）时进行这种计算。

步骤 4：土地利用、土地利用变化和林业不确定性与其它源类别的合并

最后，土地利用、土地利用变化和林业部门的不确定性估值，可利用第 1 层或第 2 层方法与其它源类别的不确定性估值合并。

5.2.5 报告和文件

《2000 年优良做法指南》给出的关于报告的一般性意见也适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。采用第 1 层方法报告为土地利用、土地利用变化和林业部门进行不确定性分析的结果，可将关于土地利用、土地利用变化和林业类别的内容加到《2000 年优良做法指南》第 6 章第 6.3 节中表 6.1 中，同时考虑到《2000 年优良做法指南》第 6.3.2 节给出的指导意见。

按照《2000 年优良做法指南》，可利用根据第三届缔约方大会第 2/CP.3 号决定订定的全球增温潜势（GWP）计算的二氧化碳当量排放来进行分析。²

² 该方法在利用其它加权方案时一般也可适用。

5.3 抽样

5.3.1 引言

土地利用、土地利用变化和林业部门的数据往往从抽样调查中获取而且一般用于估计土地利用或碳储量的变化。国家森林清单是采用的调查类型的重要例子。本节提供 *优良做法指南*，说明如何将来自抽样调查的数据用于报告温室气体的排放和清除以及用于规划抽样调查以便获得有关数据。抽样对监测《京都议定书》项目也很重要，而且第4章提供的具体建议与本节一致。本节提供关于下述方面的 *优良做法指南*：

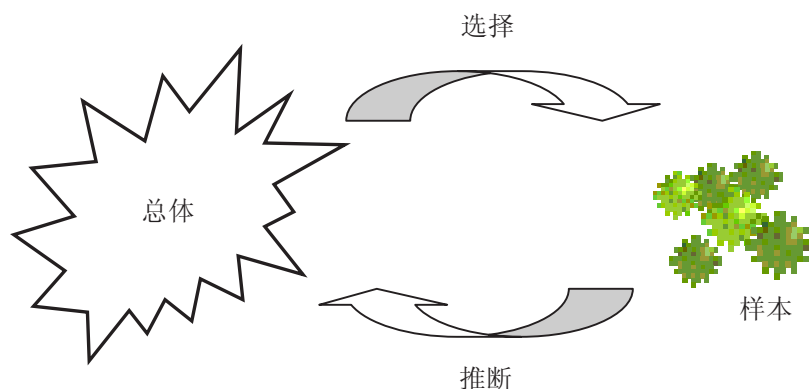
- 关于抽样原则的概述（第 5.3.2 节）；
- 抽样设计（第 5.3.3 节）；
- 为估计面积采取的抽样方法（第 5.3.4 节）；
- 为估计温室气体排放和清除采取的抽样方法（第 5.3.5 节）；
- 基于抽样调查的不确定性（第 5.3.6 节）

关于抽样问题的有用的一般参考文献包括：Raj（1968 年）、Cochran（1977 年）、De Vries（1986 年）、Thompson（1992 年）、Särndal 等人（1992 年）、Schreuder 等人（1993 年）、Reed 和 Mroz（1997 年）及 Lund（1998 年）的著作。

5.3.2 关于抽样原则的概述

抽样通过观察某个总体的一部分即样本来推断关于整个总体的信息（见图 5.3.1）。例如，区域或国家两级树木生物量中碳的变化，可根据有限数目抽样地块上树木的生长、死亡和砍伐情况来估计。然后抽样理论可提供关于来自抽样地块的信息按比例扩展到选定的地理级别的手段。如果抽样设计恰当，能够大幅提高清查资源利用的效率。此外，一般需要实地抽样来编制土地利用、土地利用变化和林业清单，因为即使遥感数据能提供完整的领土覆盖，也将需要来自抽样点的地面数据来进行解释和核查。

图 5.3.1 抽样的原则



标准的抽样理论依靠对来自总体的样本的随机选择；总体的每个单位具有被包括在样本中的特定概率。如果样地完全随机地分布在一个面积之内，或如果地块分布在一个系统的网格体系内而只要网格的定位是随机的，就属于这种情况。随机抽样减少偏差的风险并能够客观地评估估值的不确定性。因此，在可获得的情况下或在设定新的调查时，一般应利用随机抽样的数据。

样本也可在主观选定的地点提取，它被假定可代表总体。这叫做主观（或目的）抽样而且此种调查的数据经常

用于温空气体清单（即来自非随机选定的调查地点的观察结果被用来代表整个土地类别或亚类）。在这些条件下，例如关于森林类型的观察结果可外推到它们不代表的面积。不过，由于资源有限，温室气体清单可能需要利用还来自主观选定地点或研究地块的数据。在这种情况下，“*优良做法*”是与负责该地点或地块的机构协商以认定可将主观样本视为具有代表性的土地面积。

5.3.3 抽样设计

抽样设计确定如何从总体选择抽样单位（地点或地块）并确定应适用何种统计估计程序以便根据样本作出推断。可将随机抽样设计分为两大组，依据总体是否利用辅助信息分层（即在抽样前细分）而定。从一定的成本所能够实现的准确性而言，分层调查一般效率比较高。而另一方面，它们往往略微复杂，这会提高所收集数据利用不当引起的非抽样误差的风险。抽样设计的目标应是恰当地兼顾简单和效率二者，通过遵循下面阐述的“*优良做法*”的三个方面能够促进这个目标：

- 利用辅助数据和分层；
- 系统抽样；
- 永久样地和时间序列数据。

5.3.3.1 利用辅助数据和分层

纳入辅助信息的最重要的抽样设计之一是分层，即根据*辅助数据*将总体划分为分总体。这些数据可包括法律、行政方面的知识或森林管理部门方面的知识，它们对于分开抽样或对于区分高地与低地以及区分不同生态系统类型的地图或遥感数据将是有效的。由于分层的意图是提高效率，因此“*优良做法*”是在辅助数据可加利用或可以少量额外成本获得时利用它们。

分层以两种主要方式提高抽样效率：（1）提高整个总体估值的准确性；和（2）确保为某些分总体例如某些行政区域获取适当的结果。

关于第一个问题，如果对总体进行细分以使一个层次内各单位间的变率与整个总体内的变率相比有所降低，分层就能提高抽样的效率。例如，可将一国划分为低地区域（具有有关土地利用类别的某些特性）与高地区域（具有相应类别的不同特性）。如果每层同质，只要利用每层有限的样本就能取得精确的总体估值。第二个问题对于为所有有关的行政区域提供特定准确度结果的目的来说很重要，但在需将抽样的数据与其它现有数据集一起合用的情况下也很重要，后者是利用相同行政或法律范围内的不同规程收集的。

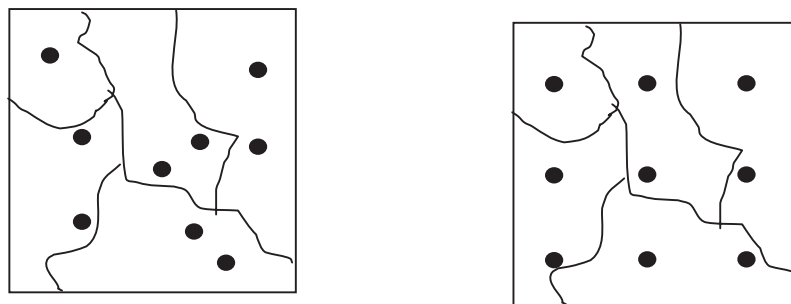
利用遥感数据或地图数据认定各层（按拟包括在一次抽样调查中的土地利用类别细分）的界线，在下述情况下会导致误差：有些面积可能被错误地归类同时又把确实应属于该特定类别的其它面积遗漏了。此种误差可能导致最后估值出现重大偏差，因为为抽样而认定的面积届时将不会对应于目标总体。在存在可能发生这类误差的明显风险的情况下，“*优良做法*”是利用地面实际数据来评估此类误差的潜在影响。

在报告温室气体排放或清除的数据取自现有的大规模清单如国家森林清单时，方便的做法是适用该项清单的标准估计程序，只要它们是基于可靠的统计原则。此外，*分层后*（即在进行实地调查后根据遥感或地图辅助数据界定各层）意味着有可能利用新的辅助数据来提高效率而无需改变基本的实地设计（Dees 等人，1998 年）。利用这种估计原则，上段指出的偏差风险也能避免。

5.3.3.2 系统抽样

基于抽样的森林或土地用途调查一般利用样点或样地——其有关特点被记录下来。这里一个重要的问题是关于这些地点或地块的布局。合适的做法往往是将地块分配在小集群中以便在一次基于抽样的调查覆盖大面积时最大限度地减少差旅费。采用集群抽样，（就森林抽样而言）考虑到林分的规模，地块间的距离应大到足以避免重大的地块间相关性。一个重要的问题是地块（或地块集群）是应完全随机布局还是利用一个正规的格网系统地布局，该格网系统被随机置于有关的面积上（见图 5.3.2）。一般来说，有效的做法是利用系统抽样，因为在多数情况下，这将提高估计的精确度。系统抽样还简化实地工作。

图 5.3.2 简单的随机地块布局（左）和系统布局（右）



简单地说，系统随机抽样一般优于简单随机抽样，原因是，抽样地块将均匀地分布到目标面积的所有部分。³如采用简单随机抽样，一个面积的有些部分可能有许多地块而其它部分却可能没有任何地块。

5.3.3.3 永久样地和时间序列数据

温室气体清单必须对现状和随时间发生的变化（例如在土地利用类型和碳储量方面）都作评估。对变化的评估最为重要，而且它涉及在一段时间内反复抽样。测量之间的时间间隔应根据导致变化的事件的频率并根据报告的要求确定。一般来说，在土地利用、土地利用变化和林业部门，5 至 10 年的抽样间隔是适当的。在许多国家，可获得关于数十年来自精心设计的调查的数据，特别是在林业部门。尽管如此，由于要求每年报告估值，将需要适用第 5.6 节说明的那种内插和外推法。如果没有足够长的时间序列可加利用，也许需要按照第 5.6 节中的 *优良做法指南* 和第 3 和第 4 章中关于所需的时期和作出假定的 *优良做法指南*，在时间上进行倒推以捕捉碳储量变化的动态情况。

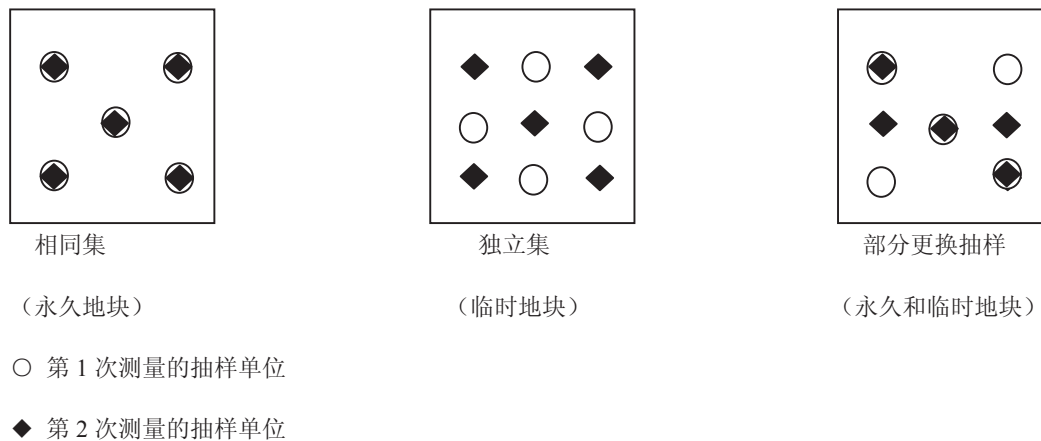
在进行反复抽样时，每次都要评估所需的关于这些面积或碳储量现状的数据。然后通过计算时间 $t+1$ 时的状况与时间 t 时的状况之差来估计变化。有 3 种通用的抽样设计可用于变化估计：

- 两次抽样都利用相同的抽样单位（永久抽样单位）；
- 两次抽样利用不同的、独立的抽样单位集（临时抽样单位）；
- 抽样之间可更换部分抽样单位而其它单位保持不变（部分更换抽样）。

图 5.3.3 显示这 3 种办法。

³ 在不寻常的情况下，当该地带有有一个正规的分布模式与系统的网格体系可能吻合时，系统抽样导出的估计数可能不如简单随机抽样精确。不过，通过朝另一方向确定网格体系的走向，一般可以解决此类潜在的问题。

图 5.3.3 利用不同的永久和临时抽样单位的配置来估计变化



永久样地估计变化的效率一般高于临时地块，因为较易区分实际趋势与只是变更地块选择引起的差别。不过，利用永久样地也有某些风险。如果永久样地的位置为土地管理者所知（例如通过对地块作出明显标志），就有对永久地块的管理将不同于其它面积管理的风险。如果出现这种情况，该地块将不再具有代表性而且还将有产生偏差结果的明显风险。如果认为可能出现上述类型的风险，“优良做法”是将某些临时地块作为对照样本进行评估来确定这些地块上的条件是否偏离永久地块上的条件。

利用部分更换的抽样法可以解决依靠永久地块的部分潜在问题，因为能够更换那些据信受到了不同待遇的地点。部分更换抽样法可以利用，不过估计程序变得复杂了（Scott 和 Köhl, 1994 年；Köhl 等人, 1995 年）。

在只利用临时地块时，总体变化仍可估计，但将不再可能研究不同类别土地用途间的转变，除非将一个时间量纲引入抽样。通过利用辅助数据例如关于过去土地状况的地图、遥感或行政记录，就能做到这一点。这将把额外的不确定性引入评估，除了凭专家判断外可能难以量化。

5.3.4 为估计面积采取的抽样方法

第 2 章介绍了关于评估土地利用类别面积或面积变化的不同方法。其中许多办法依靠抽样。利用抽样可以两种不同的方法估计面积或面积变化：

- 利用比例进行估计；
- 直接估计面积。

第一种办法要求调查区域的总面积已知，而且抽样调查只提供不同土地利用类别的比例。第 2 种办法不要求总面积已知。

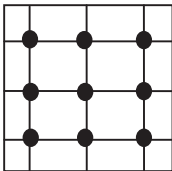
两种办法都要求评估位于清查面积内给定数目的抽样单位。抽样单位的选择可采用简单的随机抽样或系统抽样进行（见图 5.3.2）。系统抽样一般提高面积估值的精度，尤其是在大片土地上出现不同土地利用类别时。还可采用第 5.3.3.1 节讨论的分层方法来提高面积估计的效率；在这种情况下，“优良做法”是在每层独立执行下文说明的程序。

在估计比例时，假定抽样单位是无量纲的点，不过在确定土地利用类别时必须考虑每个点周围的小区域。样地也可用于面积估计，不过该原则在这里不再进一步阐述。

5.3.4.1 根据比例估计面积

一个清查区域的总面积一般已知。在这种情况下，不同土地利用类别的面积可根据面积比例来评估。在采用这一办法时，清查面积被一个确定数目的样点所覆盖，并为每个点确定土地用途。然后通过用样点总数去除位于特定类别中的样点数来计算每个土地利用类别的比例。通过用总面积乘以每个类别的比例来获得每个土地利用类别的面积估值。

表 5.3.1 举例说明这种程序。求得一个面积估值的标准误差的计算方法是： $A\sqrt{(p_i \cdot (1-p_i))/(n-1)}$ ，其中 P_i 是特定土地利用类别中样点的比例， A 是已知总面积，而 n 是样点总数。⁴关于 A_i ，即土地利用类别 i 的估计面积的置信区间是 95%，以 ±2 倍于标准误差粗略给出。

表 5.3.1 根据比例估计面积的例子			
抽样程序	比例估计	估计的土地利用类别面积	标准误差
	$P_i = n_i/n$	$A_i = p_i \cdot A$	$S(A_i)$
	$p_1 = 3/9 \cong 0.333$	$A_1 = 300$ 公顷	$S(A_1) = 150.0$ 公顷
	$p_2 = 2/9 \cong 0.222$	$A_2 = 200$ 公顷	$S(A_2) = 132.2$ 公顷
	$p_3 = 4/9 \cong 0.444$	$A_3 = 400$ 公顷	$S(A_3) = 158.1$ 公顷
	和=1.0	合计=900 公顷	

其中：

A =总面积 (=例子中 900 公顷)

A_i =估计的土地利用类别 i 的面积

n_i =位于土地利用类别 i 中的样点数

n =样点总数

在连续调查间土地用途从类别 i 变为类别 j 的情况下，土地用途变化所涉的面积，可通过引入类别 A_{ij} 来作出估计。

5.3.4.2 直接估计面积

在清查总面积已知的情况下，有效的做法是通过评估比例来估计面积和面积变化，因为这种程序将导致最高的准确度。在清查总面积不知或其不确定性不可接受的情况下，可采用另外一种涉及直接评估不同土地利用类别面积的程序。只有进行系统抽样时这种办法才能采用；每个样点将代表对应于抽样布局网格单元大小的一个面积。

例如，在样点选自点间距离为 1000 米的平方系统网格时，每个样点将代表一个面积 1 千米 · 1 千米=100 公顷。这样，如果有 15 个地块属于有关的特定土地利用类别之内，面积估值将是 15 · 100 公顷=1500 公顷。

5.3.5 为估计温室气体排放和清除采取的抽样方法

不仅为估计面积需要抽样，而且为估计碳储量和温室气体排放与清除状况也需要进行抽样。作为这种抽样的一个基础，在地块上进行有关变量如树木生物量和土壤碳含量的评估。这些数量的测量可就地直接进行，或通过抽样

⁴ 注意，在适用系统抽样时，本公式只是近似的。

本的实验室分析，或利用基于相关变量（例如树木高度和直径的标准测量）的模式进行推断，以获得关于地块一级温室气体的实际储量或排放和清除数据。

关于利用抽样直接估计温室气体的排放或清除，只能给出一般的指导意见。与传统的森林或土地利用清查相比，关于地块的评估往往略微有点复杂，特别是对于土壤碳库而言。随机抽样调查的一个重要问题是地块的布局，例如树木测量或土壤抽样。重要的是应按照严格的程序进行这种布局而不是听任调查人员选择合适的地点进行测量或选择样本。

经常会把温室气体的清查纳入现行的国家森林或土地利用监测方案。在这种情况下，一般来说“优良做法”是利用这些清查的既定程序，不但是为估计有关的数量，而且为了估计相应的不确定性。不过，这种情况下需要考虑在最后换算步骤中（例如，在适用生物量扩展系数时）模式换算误差的影响。这点在下节进一步讨论。

5.3.6 抽样调查的不确定性

第3和第4章中说明的方法与介绍的默认值的默认不确定性范围是相关联的，而且本章第5.2节说明了如何合并不确定性以便估计一项清单的总体不确定性。如果清查机构利用默认值，它们可参阅第3和第4章提供的不确定性的范围。不过，在实施较高级别的方法时，清查机构经常会利用国家具体的值和通过研究、文献审查、实地抽样或遥感获得的数据。在利用国家具体的数据时，清查机构需要根据专家判断来制定自己的不确定性评估数，或在利用抽样的情况下，通过直接评估求导出的数据或估值的精确度来制定自己的不确定性评估数。

与其它方法相比，采用抽样程序的一个非常重要的优势是可根据正规的统计程序导出不确定性评估数；信息的可靠性可根据获得的数据评估。

这样，在将来自随机抽样的数据用于温室气体清查报告的目的时，“优良做法”是根据抽样原则进行不确定性评估，而不是利用默认值或专家判断。然后可按照本章第5.2节中的指导意见，将这些不确定性与利用的其它数据或模式的不确定性合并。

本节说明抽样调查中不同的误差来源及其对估值的总体不确定性的影响。给出*优良做法指南*说明如何评估抽样调查中的不确定性。关于误差原因的讨论是一般性的，在数据是利用非随机抽样计划导出（例如来自研究地块的数据）的并随后根据面积估值按比例放大以获得国家级结果时，它也有效。关于误差来源的讨论首先说明抽样单位一级评估的误差，随后讨论按比例放大到较大面积的估值的问题。

5.3.6.1 误差的类型

对于土地利用、土地利用变化和林业清单来说，典型的情况下抽样数据是从实地的样地获取。为取得某个较大面积（例如一个国家）的估值，在地块一级所作的测量需要按比例放大。在这些步骤中可能发生几类误差：

- 首先，进行测量时，经常会发生由于技术或仪器的各种不完善引起的测量误差。测量误差往往是系统性的，以一个确定的方向偏离真值。此种误差然后在按比例放大的过程中传递。测量误差也可能是随机的，在这种情况下，平均误差是零而且正负偏差可能恰好相等。后几类误差的害处小于系统误差，然而在基本测量数据用于模式以导出有关数量（例如树木的材积）时它们可能导致系统误差。
- 其次，有关数量并不始终直接测量，而是采用模式来导出它们。例如，计算一棵树的碳量，通常先根据利用有关参数如树种、直径和高度作为投入变量的模式导出树木材积，然后再利用其它模式或静态扩展系数将材积换算为生物量并将生物量换算为碳。在利用模式时，将会发生*模式误差*，因为模式很少能够确切地预测目标数量。模式误差可能是随机的和系统的。大小可能各不相同，依据投入变量的值而定。正如 Gertner

和 Köhl (1992 年) 所证明, 系统模式误差对总体不确定性的影响有时很大。

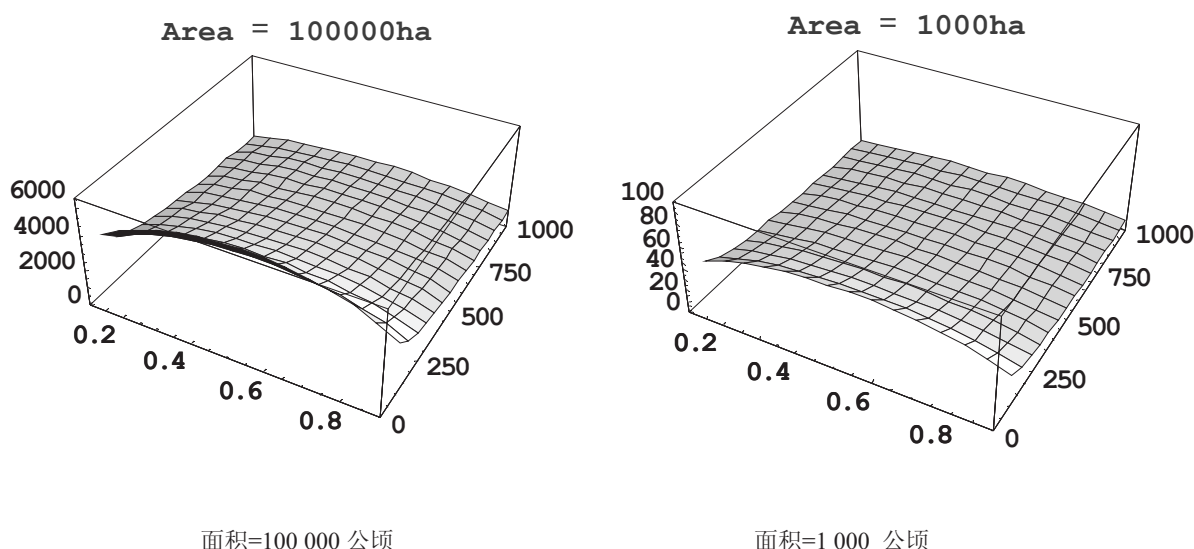
- 在将地块一级的测量数据按比例放大到某个较大面积时, 由于分布在较大面积上的条件有变化而且测量只在样地进行, 就会发生 *抽样误差*。选定样地内的平均条件很少与整个有关面积内的平均条件完全吻合。抽样误差 (利用随机抽样设计和无偏差估测量) 只是随机的, 而且, 如下文所讨论并如图 5.3.4 所显示的, 通过增加样本量能够缩小这些影响。
- 如果按比例放大是基于完整覆盖的信息 (例如来自遥感) 而不是基于抽样调查, 由于土地面积分类不正确, 就会产生不确定性。如果进行抽样调查来研究此种误差的程度, 就可以认定和更正分类误差。在这种情况下, 调查应基于随机抽样以避免主观选定样本可能造成的系统误差。
- 数据登记和计算方面的错误是可能发生的最后类型的误差。虽然这些误差较少技术性, 但可能是产生与抽样调查有关的不确定性的主要来源。应直接向实地计算机登录数据或由不同的人员独立地将实地表格的数据登录至计算机媒体以避免登记错误。需要按照第 5.5 节中关于质量保证的基本原则对计算进行检查。登记和计算错误的影响难以评估。经常是当它们严重偏离貌似合理的值时才发现并能够作出更正。当它们只造成微小偏差时, 可能仍未被发现。

5.3.6.2 样本量和抽样误差

抽样误差、总体方差与样本量之间的关系通常被人了解; 样本量增大导致精确度提高而且异质总体 (即在总体差异范围内差异大的那些总体) 要求较大的样本量以达到某个精确度。在估计面积比例时, 抽样误差不只是取决于样本量而且取决于比例本身。在样本量给定的情况下, 当土地利用类别比例 $p=0.5$ 时, 抽样误差最大; 随着 p 接近 0 或 1, 误差缩小。

图 5.3.4 显示了关于两种不同面积大小 (1,000 公顷和 10 万公顷) 的不同土地利用类别比例 (从 $p=0.1$ 至 $p=0.9$) 和样本量 (从 $n=100$ 到 $n=1,000$) 对面积估计抽样误差的影响。

图 5.3.4 面积估计标准误差 $S(A)$ 、土地利用类别比例 P 与样本量 n 之间的关系



5.3.6.3 量化抽样调查中的误差

在基本抽样理论中，假定有关总体单位的数量被准确无误地观察到。此外，假定有关的变量（例如温室气体的清除）在抽样单位被直接记录；因而没有模式换算引起的误差需加考虑。在这种情况下，只要利用了适当的统计估计量，合计的基于抽样的估值（例如国家一级的温室气体排放）就是无偏差的而且相应的精确度可根据获得的数据来评估。

在许多情况下（例如为估计面积进行的抽样），上述假定可被认为是有效的，而且此时“*优良做法*”是严格按照抽样理论的原则评估估值的不确定性，同时考虑到利用何种抽样设计和估计量。此种计算的详情在抽样课本如第 5.3.1 节中介绍的参考文献中提供。模式误差可以不同的方式进入总体不确定性评估中。一个重要的情况是当模式只在个别抽样单位一级产生随机误差时（例如，如果生物量模式适用于地块一级的树木数据）。在此种情况下，随机模式误差将会扩大地块间的变率，这将导致总体估计的不确定性增大。在这种情况下，仍可利用根据抽样理论估计不确定性的标准方法，采用良好的近似值，无须修改。这样，在这些条件下，“*优良做法*”是根据标准抽样理论求出不确定性的估值而不是采用第 5.2 节的办法。

在模式可能产生（不明的）系统误差或当它们只在某个最后换算步骤被利用（如生物量扩展系数用来估计总材积）时，对引入的不确定性应作说明。在这种情况下，“*优良做法*”是利用第 5.2 节的第 1 层或第 2 层办法来求出总体不确定性。

一般来说，*优良做法*是通过试点研究来评估核心模式对目标总体的可适用性。当模式所适用的数据集代表的条件和测量程序与导出它们所依据的条件和测量程序差别很大时，则存在着这些模式将导致系统误差的明显风险。

测量误差会导致重大的系统误差，特别是在变化是根据反复测量的数据进行估计并且系统误差水平随时间推移而变化的情况下。测量误差的大小只能通过在地块的子样本上进行仔细的对照测量来估计，不过此种检查测量在有些情况下（例如在土壤调查中）难以实施。在根据抽样结果报告温室气体清查的情况下，“*优良做法*”是在（小）部分地块上进行仔细的检查测量，以便评估测量误差的大小。这一部分可在 1%至 10%的范围内，依据实际的样本量和对照调查的成本以及调查人员的受训和经验水平而定。

对某些变量而言，可通过非常准确的对照程序获取真实的测量值，在此种情况下目标应是估计系统测量误差的大小。在另外一些情况下也许不可能测量/评估真实的值，此时只应报告调查员之间的不同情况。

如果在仔细进行的对照调查中发现重大的测量误差，“*优良做法*”是先更正这些误差然后计算温室气体排放/清除的最后估值。

5.4 方法选择—关键类别的认定

5.4.1 引言

本章论述如何认定包括土地利用、土地利用变化和林业的国家清单中的*关键类别*。⁵在处理总体清单的不确定性方面，关于个别源和汇类别的方法选择很重要。在本报告第3章和第4章的决策树中，利用关键类别的概念就每个类别和《京都议定书》第3.3和3.4条规定的每项活动提供了具体指导意见。一般来说，当利用较高级别方法来估计排放和清除时清单的不确定性较低。不过，这一般需要广泛的资源来进行数据收集，因此，每个类别的排放和清除都采用较高级别的方法不一定可行。因此“*优良做法*”是认定对总体清单不确定性影响最大的那些类别以便最有效地利用现有资源。通过认定国家清单中的这些*关键类别*，清查机构能够确定工作的轻重缓急并改进它们的总体估计。“*优良做法*”是每个清查机构系统地、客观地认定本国的*关键类别*。此种过程将导致提高清单质量，并增大对做出的排放估计的信心。

《国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000年优良做法指南》，IPCC，2000年）将*关键源类别*认定为“在国家清单体系中列为优先的类别，因为它的估值从绝对排放水平、排放趋势或从这两者的角度看对一国直接温室气体清查总量具有重大的影响”。该关键源的概念最初源于不包括土地利用、土地利用变化和林业部门的排放，如按《2000年优良做法指南》的规定实施，各国就能够认定在有足够资源可加利用时应利用较高级别方法来估计的那些源类别。在本报告中，将该定义扩大到也包括土地利用、土地利用变化和林业的源排放和汇清除。在本文件中，*凡使用术语“关键类别”时，都将源和汇包括在内*。将土地利用、土地利用变化和林业类别包括在关键类别的分析中，便于确定国家清查的所有部门的优先次序，而且也为《京都议定书》补充相关信息。

编制国家温室气体清单的任何清查机构，都将能够从对国家排放绝对水平的影响角度来认定*关键类别*。对于编制时间序列的那些清查机构而言，对*关键类别*的定量确定应包括对排放和清除的绝对水平和趋势的评价。有些*关键类别*，只有在考虑到它们对国家清单趋势的影响时才可认定。

确定*关键类别*的定量办法在第5.4.2节（确定关键类别的定量方法）中说明。并说明了考虑到不确定性的第1层和第2层基本办法。除了对*关键类别*作定量确定外，“*优良做法*”还考虑定性标准，特别是在实施第1层评估或采用较低层级的估计方法时。这些定性标准在第5.4.3节（定性方面的考虑）中说明。第5.4.2和5.4.3节中提供的*优良做法指南*可适用于排放和清除的全面清查。关于根据《京都议定书》第3.3和3.4条规定编制估值，第5.4.4节中说明了一些额外考虑。关于适用结果的指导意见在第5.4.5节中给出。第5.4.7节中说明如何采用第1层方法求导阈值和考虑到土地利用、土地利用变化和林业部门的趋势评估。最后，第5.4.8节举例说明如何进行第1层关键类别的分析。

5.4.2 确定关键类别的定量办法

在每个国家的国家清单中，某些类别从它们对清单的总体不确定性的影响看特别重要。重要的是应认定这些*关键类别*，以便可以有针对性地安排用于清单编制的资源和编制尽量可靠的估值。

说明进行关键类别分析的两个层级方法，与《2000年优良做法指南》第7章（方法选择和重新计算）说明的认定关键源类别的两层定量办法相一致。在以下几节中，修改这项办法以允许纳入土地利用、土地利用变化和林业类别。为纳入土地利用、土地利用变化和林业类别而修改的办法旨在达到3个目标：（1）使得能够继续评估不包括土地利用、土地利用变

⁵ 在《2000年优良做法指南》中，该概念名叫“关键源类别”并用于不包括土地利用、土地利用变化和林业部门的清查中。不过，由于包括土地利用、土地利用变化和林业部门的清查可将排放和清除都包括在内，因此用语“关键类别”用在这里是为了更好地反映源和汇都包括在内。在根据《气候公约》清查的背景下，类别是第3章表3.1.1说明的土地利用类别。在《京都议定书》的背景下，第3.3和3.4条规定的每项活动（如选定）是一个类别。

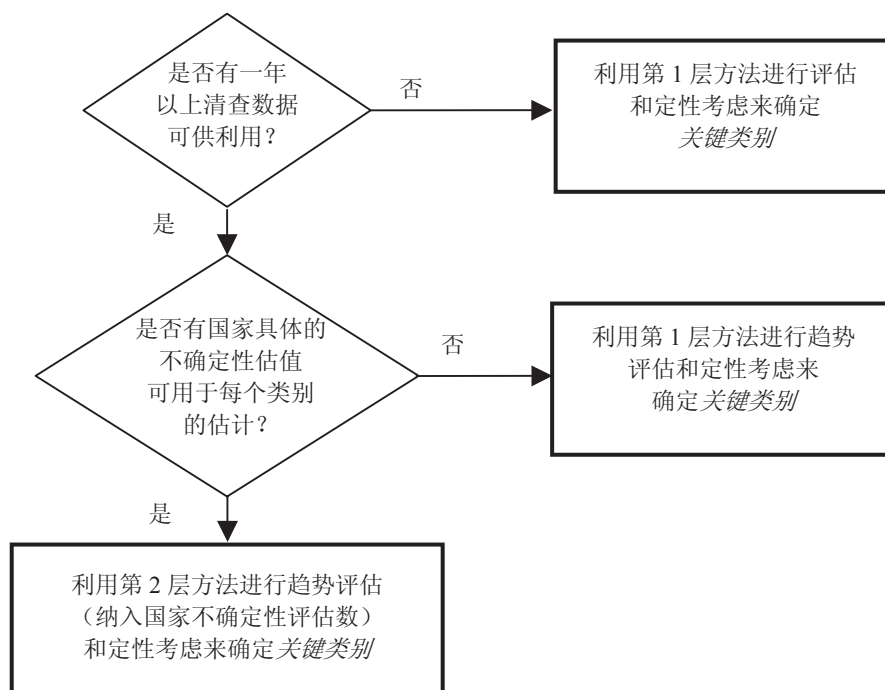
化和林业的关键源类别（如《2000年优良做法指南》所说明的）；（2）通过将土地利用、土地利用变化和林业类别纳入总体关键类别分析来评估它们的相对重要性；和（3）与《气候公约》缔约方会议和《京都议定书》关于关键类别认定的指导意见和决定相一致。

考虑到这些目标，应按下述方法进行关键定量类别分析：

- （1） 首先应遵循《2000年优良做法指南》第7章（方法选择和重新计算）中的指导意见为不包括土地利用、土地利用变化和林业的清单认定关键（源）类别（即应为能源、工业加工、溶剂和其它产品利用、农业和废物等部门认定关键类别）。
- （2） 然后为包括土地利用、土地利用变化和林业类别的全面清单重复进行关键类别分析。在第一次分析中被认定为关键类别的有些非土地利用、土地利用变化和林业类别，在包括土地利用、土地利用变化和林业类别的分析时有可能不作为关键类别出现。在这种情况下，仍应将这些类别视为关键类别。在少数情况下，在土地利用、土地利用变化和林业排放或清除净值小的国家，综合分析可将补充的非土地利用、土地利用变化和林业类别认定为关键类别。在这种情形下，应利用为非土地利用、土地利用变化和林业部门实施的的分析来认定这些部门的关键类别，而且在合并分析中认定补充的非土地利用、土地利用变化和林业类别不应被视为关键类别。

任何机构如已制定了基本上完整的温室气体清单，可以实施第1层评估来认定总体排放水平的关键源或汇类别。制定了排放清单超过一年的那些清查机构，还将能够实施第1层趋势评估来认定影响排放趋势的关键类别。如果国家类别不确定性或参数不确定性可加利用，清查机构可利用第2层方法来认定关键类别。第2层方法比第1层复杂，而且有可能减少认定的关键类别的数目。第2层办法还可考虑到更大的复杂性，例如分别评估关键活动数据和估计参数。如果第1层和第2层分析都实施了，“优良做法”是利用第2层分析的结果。

图 5.4.1 认定源和汇关键类别的决策树



上面所示的图 5.4.1 中的决策树说明如何能确定利用哪种办法来认定 *关键类别*。本图根据《2000 年优良做法指南》第 7 章图 7.1 修改以使其能适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。

总体水平

如果分析是以合适的详细度进行，关键类别分析的结果将会极其有用。对于土地利用、土地利用变化和林业部门而言，建议的分析层级是第 3 章所述的类别层级，表 5.4.1 列示了这些类别连同“特殊考虑”，其中提供关于各个类别的关键类别分析的补充信息。表 5.4.1 是根据《2000 年优良做法指南》第 7 章表 7.1 改编的以包括土地利用、土地利用变化和林业部门的类别。复制该表并包括了所有的源类别和部门以便于进行综合关键类别的分析。表 5.4.1 中建议的关于土地利用、土地利用变化和林业活动的每个类别包含几个子类别，“*优良做法*”是进一步评价这些子类别的重要性以便选择适当的方法和有针对性地安排资源。遵照《2000 年优良做法指南》提供的指导意见，“*优良做法*”是，如果子类别占到该类别排放或清除总量的 25%至 30%，就认定它为关键类别。第 3 章中表 3.1.3 列出了与第 3 章中表 3.1.1 为这种分析给出的每个类别相关的子类别。例如，土壤和生物量中的碳储量变化可在“仍为林地的林地”类别内加以区分。如果某国遵照《IPCC 指南》的土地利用变化和林业类别编制其估值，它可以遵循第 3.1.2 节中表 3.1.1 给出的指导意见和第 3 章各节所详述的，将其估值反映到表 5.4.1 列示的类别上。

各国可选择在更详细的层面上进行定量分析。在这种情况下应顾及可能的相关性（见第 5.2 节“认定和量化不确定性”中说明的不确定性评估的第 2 层办法）。在评估不确定性和认定 *关键类别* 时，关于此类相关性的假定应相同。表 5.4.1 表明可加以区分的子类别无须考虑相关性。

如可获得数据，可在给定的类别内分别为排放和清除进行分析。如果这样不可行，在排放和清除抵消或几乎抵消的情况下，重要的是应采用定性标准来认定关键类别。关于定性考虑见第 5.4.3 节。

拟在关键类别分析中评估的源/汇类别	特殊考虑
土地利用、土地利用变化和林业	
仍为林地的林地	分别为二氧化碳、甲烷和氧化亚氮评估关键类别。如果类别为关键类别，通过认定那些占到类别排放或清除总水平 25%至 30%的子类别来评估它们的重要性。关于与每个类别相关的子类别的信息，见第 3 章表 3.1.1 和 3.1.3。
仍为农田的农田	
仍为草地的草地	
仍为湿地的湿地	
仍为定居地的定居地	
向林地的转变	
向农田的转变	除了上面指导意见外，还按照第 5.4.3 节第六圆点段中提供的定性指导意见来评估国内所发生的所有毁林的影响。
向草地的转变	
向湿地的转变 ^b	
向定居地的转变	
向其它土地的转变	
能源	
固定燃烧产生的二氧化碳排放	分解到排放因子可区分的层面。在多数清单中，这将是主要的燃料类型。如为某些子源类别单独确定排放因子，它们应在分析中加以区分。

表 5.4.1 (续)	
为土地利用、土地利用变化和林业和非土地利用、土地利用变化和林业建议的 IPCC 源/汇类别 ^a	
固定燃烧产生的非二氧化碳排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
移动燃烧：道路车辆	分别评估二氧化碳、甲烷和氧化亚氮。
移动燃烧：水上航行	分别评估二氧化碳、甲烷和氧化亚氮。
移动燃烧：飞机	分别评估二氧化碳、甲烷和氧化亚氮。
煤炭开采和运输产生的无组织排放	如果这一源是关键源，地下采矿可能将是最重要的子源类别。
石油和天然气作业产生的无组织排放	这一源类别包括几个可能重要的子源类别，清查机构应评估这一源类别（如果它是关键的），以确定哪些子源类别最重要。
工业过程	
水泥生产引起的二氧化碳排放	
石灰生产引起的二氧化碳排放	
钢铁工业引起的二氧化碳排放	
己二酸和硝酸生产引起的氧化亚氮排放	分别评估己二酸和硝酸。
铝生产引起的全氟化碳排放	
镁生产产生的六氟化硫 (SF ₆)	
电力设备产生的六氟化硫排放	
其它六氟化硫来源产生的六氟化硫排放	
六氟化硫生产引起的六氟化硫排放	
半导体制造引起的全氟化碳、氢氟碳化物、六氟化硫排放	在 GWP（全球增温潜势）加权的基础上联合评估所有化合物的排放，因为它们全都以类似的方式用于工业过程。
臭氧层消耗物质替代品 (ODS 替代品) 产生的排放	鉴于对所有 ODS 源采用一致方法的重要性，在 GWP 加权的基础上联合评估用作 ODS 替代品的所有氢氟碳化物和全氟化碳排放。
HCFC-22 制造引起的氢氟碳化物-23 排放	
农业	
家畜肠内发酵引起的甲烷排放	如果这一源类别是关键类别，黄牛、水牛和绵羊将可能是最重要的子源类别。
粪便管理引起的甲烷排放	如果这一源类别是关键类别，牛和猪将可能是最重要的子源类别。
粪便管理引起的氧化亚氮排放	
稀树草原烧除引起的甲烷和氧化亚氮排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
农业剩余物烧除引起的甲烷和氧化亚氮排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
农业土壤产生的直接氧化亚氮排放	
农用氮肥产生的间接氧化亚氮排放	
水稻生产引起的甲烷排放	
废物	
固体废物处置场产生的甲烷排放	
废水处理引起的排放	分别评估甲烷和氧化亚氮。
废物焚烧产生的排放	分别评估二氧化碳和氧化亚氮。
其它	如有可能，上文未列的直接温室气体排放的其它来源也应包括在内。
^a 在有些情况下，清查机构修改本 IPCC 源类别表以反映本国具体的情况。	
^b 在分析中可区分水库。	

可利用二氧化碳当量排放来进行分析，这种排放可利用《关于列入公约附件 I 的缔约方编写国家来文的指南，第一部分：气候公约年度清查报告指南》（《气候公约指南》）和《京都议定书》附件订定的全球增温潜势（GWP）来计算。⁶除非有集中处理气体的具体方法和理由，否则应分别考虑每个源和汇类别产生的每种温室气体。例如，在土地利用、土地利用变化和林业部门，将为二氧化碳、甲烷和氧化亚氮的排放或清除编制估值。应为其中每种气体分别进行关键类别评价，因为每种气体的方法、排放因子和有关参数不同。

5.4.2.1 认定关键源和汇类别的第 1 层方法

认定关键类别的第 1 层方法是评估各种源和汇类别对国家温室气体清单的水平、可能还有趋势的影响。在可获得数年国家清单估值时，“优良做法”是评估每个类别对国家清单水平和趋势的影响。如果只有一年的清单估值可加利用，应进行水平评估。

第 1 层方法利用电子数据表分析就能容易地完成。表 5.4.2 和 5.4.3 说明分析的格式。为水平和趋势评估分别给出了电子数据表，因为必须按照两个不同的栏分列分析的结果，如果用同一张表进行合并分析，分析过程的产出就较难跟踪。两张表都利用与《2000 年优良做法指南》（IPCC，2000 年）第 6 章“在实践中量化不确定性”说明的相类似的表格。第 5.4.8 节举例说明如何采用第 1 层办法。

水平评估

每个源或汇类别对国家总清单水平的影响按照方程 5.4.1 计算：

方程 5.4.1

水平评估（第 1 层）

关键类别水平评估=|源或汇类别估值|/总影响

$$L_{x,t}^* = E_{x,t}^* / E_t^*$$

其中：

$L_{x,t}^*$ = 对 t 年中源或汇 x 的水平评估。星号 (*) 表示所有类别（包括土地利用、土地利用变化和林业类别）的影响，以绝对值登录。

$E_{x,t}^*$ = $|E_{x,t}|$ ：源或汇类别 x 在 t 年的排放或清除估值的绝对值

E_t^* = $\sum_x |E_{x,t}|$ ：总影响，它是 t 年排放和清除绝对值之和。星号 (*) 表示所有类别（包括土地利用、土地利用变化和林业类别）的影响，以绝对值登录。

由于排放和清除都以正号登录，⁷总影响可能大于一国的总排放减清除。⁸

⁶ 利用其它加权方案一般也可适用该方法，但第 1 层分析使用的阈值是根据 GWP 概念导出的，而且可能与根据其它加权方案导出的不同。

⁷ 清除以绝对值登录以避免出现摆动的累积值 $L_{x,t}$ ，就如在清除以负号登录时可能出现的情况那样，以便直截了当地解释定量分析。

⁸ 本方程可用于任何情况，不管国家温室气体清查是净源（如最常见的那样）还是净汇。

表 5.4.2 概述可用于水平评估的电子数据表。本表还适用于《2000 年优良做法指南》第 7 章（方法选择和重新计算）表 7.2 中说明的非土地利用、土地利用变化和林业源的评估。第 5.4.8 节举例说明如何采用第 1 层方法。

A	B	C	D	E
IPCC 源/汇类别	直接温室气体	基准年或本年排放或清除估值（绝对值）	包括土地利用、土地利用变化和林业在内的水平评估，根据 C 栏	D 栏的累积合计
合计				

其中：

A 栏： IPCC 源和汇类别清单（见表 5.4.1）

B 栏： 直接温室气体

C 栏： 基准年或本年每种温室气体的排放或清除估值，采用二氧化碳当量单位。清除估值以绝对值登录（正号）。

D 栏： 根据 C 栏进行包括土地利用、土地利用变化和林业在内的水平评估，遵循方程 5.4.1

E 栏： D 栏的累积合计

表中，水平评估所需的计算在 D 栏中按照方程 5.4.1 进行。这样，包括土地利用、土地利用变化和林业在内的每个类别水平评估的值应登入 D 栏。D 栏中所有的条目应为正值，因为 C 栏中的清除估值是以汇的绝对值登入的。D 栏中所有条目之和登入本表的合计行（注意，这一合计数将不是净排放（或净清除）合计数）。一旦 D 栏中的条目作了计算，各类别应以降序数量级分列，而且累积合计数在 E 栏中相加。包括土地利用、土地利用变化和林业在内的关键类别是这样一些类别，即按降序数量级相加时，总量达到 D 栏中合计数的 95%。第 1 层方法阈值选择的理论依据在第 5.4.7 节中解释。该方法是依据《2000 年优良做法指南》和 Rypdal 和 Flngsrud（2001 年）的著作。“优良做法”还包括用有关定性标准仔细审查认定的阈值在 95%至 97%之间的类别（见第 5.4.3 节）。

应为可获得清单估值的所有年份进行水平评估。如果先前的清单估值未变，就无需重新计算以前各年的分析结果。不过，如果任何估值已经改变或已重新计算，就更更新该年的分析结果。在任何年份达到阈值的任何类别应被认定为一个关键类别。

趋势评估

如果可获得一年以上的清单数据，可按照方程 5.4.2 来评估每个源或汇类别对总清单趋势的影响。

<p>方程 5.4.2⁹</p> <p>趋势评估（第 1 层）</p> <p>源或汇类别趋势评估=</p> <p>(源或汇类别水平评估) • 源或汇类别趋势-总趋势 </p> $T_{x,t}^* = E_{x,t}^* / E_t \cdot [(E_{x,t} - E_{x,0}) / E_{x,t}] - [(E_t - E_0) / E_t] $

其中：

$T_{x,t}^*$ = 趋势评估，它是源或汇类别趋势对总体清单趋势的影响。趋势评估始终以绝对值记录，即负值始终

⁹ 挪威污染控制管理局与 Rypdal 和 Flngsrud（2001 年）。

以等量正值记录。与《2000年优良做法指南》第7章中方程7.2形成对照，星号(*)表示土地利用、土地利用变化和林业源和汇可利用本方程来评价。

$$E_{x,t}^* = |E_{x,t}| \text{源或汇类别 } x \text{ 在 } t \text{ 年排放或清除估值的绝对值}$$

$$E_{x,t} \text{ 和 } E_{x,0} = \text{源或汇类别 } x \text{ 分别在 } t \text{ 年和 } 0 \text{ 年估值的真值}$$

$$E_t \text{ 和 } E_0 = \sum_x E_{x,t} \text{ 和 } \sum_x E_{x,0}, \text{ 分别为 } t \text{ 年和 } 0 \text{ 年的总清单估值。} E_t \text{ 和 } E_0 \text{ 不同于方程 5.4.1 中的 } E_t^* \text{ 和 } E_0^*, \text{ 因为清除不以绝对值登录。}$$

源或汇类别趋势是源或汇类别在一段时间排放或清除的变化，计算的方法为从本年(t年)估值减去基准年(0年)源或汇类别 x 的估值并用本年估值去除。¹⁰

合计趋势是一段时间内合计清查排放(或清除)的变化，计算方法为从本年(t年)估值减去基准年(0年)的合计清查估值并用本年估值去除。

在本年给定类别的排放为0的情况下，可重新拟定公式以避免分母中出现0(方程5.4.3)。¹¹

方程 5.4.3
本年排放为0时的趋势评估¹²

$$T_{x,t}^* = |E_{x,0} / E_t|$$

趋势评估将认定不同于总体清单趋势的趋势类别。由于较大排放和清除类别(以绝对值表示)趋势的差别对总体清单水平较为重要，趋势差别的结果(即类别趋势减去总趋势)用 $|E_{x,t}^*|/E_t$ 相乘以提供适当的加权。这样，关键类别将是这样一些类别：当类别趋势背离合计趋势时，以该类别的排放或清除水平加权。

表 5.4.3 概述可用于趋势评估的电子数据表。本表还适用于《2000年优良做法指南》第7章“方法选择和重新计算”表 7.3 说明的非土地利用、土地利用变化和林业源的评估。第 5.4.8 节举例说明如何采用第 1 层方法。

表 5.4.3 关于第 1 层分析的电子数据表——包括土地利用、土地利用变化和林业类别的趋势评估						
A	B	C	D	E	F	G
IPCC 源/汇类别	直接温室气体	基准年估值	本年估值	趋势评估	对趋势的影响(%)	F 栏的累积合计
合计						

其中：

¹⁰ 虽然普遍的做法是以 $(E_t - E_0) / E_0$ 的形式观察增长率，其中增长率根据 0 年的初始值测量，但《2000年优良做法指南》第7章中方程 7.2 的函数式设计为尽量减少出现以零去除的情况并使得能分析基准年排放量非常低的源类别的重要性(例如，臭氧消耗物质的替代品)。

¹¹ 虽然本方程未列示在《2000年优良做法指南》中，但它一般也可适用于非土地利用、土地利用变化和林业类别，因为它从方程 5.4.2 导出。

¹² 在 $E_{x,t}=0$ 插入方程 5.4.2 时，这一结果适用。

- A 栏： IPCC 类别清单（见表 5.4.1）
- B 栏： 直接温室气体
- C 栏： 来自国家清单数据的基准年排放或清除估值，以二氧化碳当量单位表示。汇以带符号的值（正值或负值）登录。
- D 栏： 来自最近国家清单数据的本年排放估值，以二氧化碳当量单位表示。汇以带符号的值登录。
- E 栏： 根据方程 5.4.2 的趋势评估，以绝对值记录。
- F 栏： 对 E 栏中评估合计的影响（百分比）
- G 栏： F 栏的累积合计，在按降序数量级分列 F 栏中的条目后计算。

除了那些在分析中认定不包括土地利用、土地利用变化和林业排放和清除的类别外，本分析中认定的土地利用、土地利用变化和林业类别应视为关键类别。在土地利用、土地利用变化和林业包括在分析中时，如果额外的非土地利用、土地利用变化和林业类别被认定为关键类别，这些类别在最初不应被视为关键类别，但应利用定性考虑仔细审查。

A、B 和 C 或 D 栏中的条目应与表 5.4.2 “关于第 1 层分析的电子数据表—水平评估”中利用的那些相同。C 栏中的基准年估值始终登入电子数据表，而 D 栏中的本年估值将依据分析年份而定。按方程 5.4.2 计算的每个源和汇类别的 $T_{x,t}$ 的绝对值应登入 E 栏，而且所有条目之和应登入表的合计行。¹³ 应计算每个类别对 E 栏合计的影响百分比并登在 F 栏中。各类别（即表的横行）应根据 F 栏按降序数量级分列。然后应在 G 栏中计算 F 栏的累积合计。关键类别为这样一些类别，即按降序数量级相加时，它们的和超过 E 栏合计的 95%。第 5.4.8 节中给出关于采用第 1 层方法进行水平和趋势分析的例子。

5.4.2.2 认定关键源和汇类别的第 2 层方法

认定关键源和汇类别的较为复杂的第 2 层办法是基于本报告第 5.2 节（认定和量化不确定性）和《2000 年优良做法指南》第 6 章（在实践中量化不确定性）中说明的不确定分析的结果。第 2 层办法与“优良做法”一致但不作要求。鼓励清查机构在可能时利用第 2 层方法，因为它将使人更加深入地理解特定类别为关键类别的原因，并能帮助安排活动的轻重缓急次序以提高清单质量和减少总体不确定性。应当承认，由于第 1 层是一种简化的办法，因此第 1 层和第 2 层的办法可能导致关键类别有些差别。在这种情况下，应当利用第 2 层办法的结果。

特别重要的是应注意，土地利用、土地利用变化和林业类别可能包括大的通量，而且排放和清除可能相互抵消。在第 2 层分析中，也许能够在甚至更详细的分估计层级上进行评估。在这种情况下，需要视情况评价相关性和建立模式。在采取第 1 层方法进行分析时，应利用第 5.4.3 节说明的定性标准来评价这些情况。

利用不确定性估值来认定关键源和汇类别

通过纳入第 5.2 节中论述的国家类别不确定性估值来加强关键类别分析。为此采用第 5.2 节中说明的第 1 层办法得出的不确定性估值是足够了，但如果有的，就应利用采用第 2 层不确定性评估办法得出的估值。通过用类别的相对不确定性对第 1 层水平和趋势评估结果进行加权来纳入类别不确定性。下文列示关键类别方程。

¹³ 在水平评估中，所有条目将为正值，与此不同，在趋势评估中，如果源类别的排放下降百分比大于总体清单排放的百分比，或以较小的量增长，就将出现负值。在本分析中，正负值被视为等量，并将其绝对值记录在表中。

水平评估

方程 5.4.4 说明包括不确定性在内的第 2 层水平评估。如《2000 年优良做法指南》第 6 章表 6.1 H 栏所示，这种评估的结果 ($LU_{x,t}$) 与在实践中量化不确定性的结果相同。所以，如果该表已经填写完毕，就不必再重新计算方程 5.4.4。

<p>方程 5.4.4</p> <p>水平评估 (第 2 层)</p> <p>带不确定性的水平评估=第 1 层水平评估 · 相关类别不确定性</p> $LU_{x,t} = L_{x,t} \cdot U_{x,t}$

其中：

$LU_{x,t}$ = 带不确定性的水平评估

$L_{x,t}$ = 按方程 5.4.1 计算

$U_{x,t}$ = 如第 5.2 节说明那样计算的 t 年的相对类别不确定性。相对不确定性将始终有一个正号。

通过相加表明达到 $LU_{x,t}$ 合计值的 90% 的那些类别来认定关键类别。这一 90% 是导出第 1 层分析所用的阈值的基础 (见第 5.4.7 节和 Rypdal 和 Flaysrud(2001 年))。

趋势评估

方程 5.4.5 显示如何能够扩展第 2 层趋势评估以包括不确定性。

<p>方程 5.4.5</p> <p>趋势评估 (第 2 层)</p> <p>带不确定性的趋势评估=第 1 层趋势评估 · 相对类别不确定性</p> $TU_{x,t} = T_{x,t} \cdot U_{x,t}$

其中：

$TU_{x,t}$ = 带不确定性的趋势评估

$T_{x,t}$ = 按方程 5.4.2 计算的趋势评估

$U_{x,t}$ = 如第 5.2 节说明那样计算的 t 年的相对类别不确定性。相对不确定性将始终有一个正号。

通过相加表明达到 $LU_{x,t}$ 合计值的 90% 的那些类别来认定关键类别。这个 90% 是导出第 1 层分析所用的阈值的基础 [见第 5.4.7 节和 Rypdal 和 Flaysrud (2001 年)]。

纳入蒙特卡洛分析

在第 5.2 节 (认定和量化不确定性) 中，将蒙特卡洛分析介绍为进行定量不确定性评估的第 2 层办法。第 1 层不确定性分析是基于简化的假定以得出每个类别的不确定性，而蒙特卡洛类型的分析能够处理大的不确定性、复杂的概率密度函数、相关性和复杂的排放估计方程等。第 2 层不确定性分析的产出可直接用于方程 5.4.4 和 5.4.5。如果不确定性为非对称型，就应利用均值与置信限度之间较大的差。

还能利用蒙特卡洛分析或其它统计工具进行敏感性分析以直接认定促成总体不确定性的主要因素。这样，蒙特卡洛分析或类似的分析可能是关键类别分析的一个宝贵的工具。例如，可利用该方法分析更加分解的源类别（通过相关性建模）和分别分析排放因子及活动数据（以认定关键参数而不是关键类别）。关键参数的分析可基于上述方程 5.4.4 和 5.4.5，通过汇编投入与产出间的相关系数进行（Morgan 和 Henrion，1990 年），或采用其它适当的技术方法。

5.4.3 定性考虑

在有些情况下，根据对关键类别的第 1 层或第 2 层分析的结果不一定能认定在清查系统中应排在优先位置的所有类别。在《2000 年优良做法指南》中，提供了一份定性标准清单以处理不易反映在定量评估中的特定情况。这些标准应适用于在定量分析中未认定的类别，如果认定了额外类别，可将它们加到关键类别清单上。

《2000 年优良做法指南》第 7 章中所述的定性考虑经稍加完善以反映土地利用、土地利用变化和林业部门：

- 减缓技术和方法：如果通过利用气候变化减缓技术来减少某个类别的排放或增加清除，“优良做法”是将这些类别认定为关键类别。
- 排放或清除的预计高增长：如果清查机构预计某个类别的排放或清除今后会大幅度增长，应鼓励它们将该类别认定为关键类别。其中有些类别将通过趋势评估认定或将在今后被认定。不过，由于重要的是应尽早实施较高级别的“优良做法”，利用定性标准及早认定是很重要的。
- 高度不确定性：如果清查机构不通过利用第 2 层方法来认定关键类别同时明确顾及不确定性，它们也许希望将最不确定的类别认定为关键类别。这是因为通过改进高度不确定类别的估值，能够最大限度地减少总体清单的不确定性。
- 出乎意料地高或低的排放或清除：在排放或清除远高于或远低于利用《IPCC 指南》中的方法或本报告第 3 章和第 4 章说明的那些方法（例如，利用国家排放因子）所预计的排放或清除时，应将这些类别认定为关键类别。还应特别注意质量保证/质量控制（第 5.5 节）和编写有关这些类别的文件。
- 大的储量：由于减去大的排放和清除造成净通量小的时候，不确定性会非常高。这样，在从第 1 层进到较高级估计法时，IPCC 源类别的次序可能发生变化而且先前不重要的类别可能变成重要的类别。
- 毁林：在定量关键类别分析中，毁林分散在不同的土地利用变化类别之下（例如，转变为草地的土地与转变为农田的土地分开来考虑）。为确保与《IPCC 指南》一致，各国应当认定并合计与林地向任何其它土地类别转变相关的排放估值。如果“毁林”的总数大于在定量分析中被认定为关键类别的最小类别，就应将其视为关键类别。在这种情况下，各国应进一步审查哪些土地转变是重要的（即占到估值的 30%以上）并将它们归为关键类别。
- 完整性：如果清单不完整，第 1 层或第 2 层办法都给不出正确的结果。分析仍能进行，但在未作估计的类别当中可能有关键类别。在这些情况下，“优良做法”是适用上述定性考虑，对潜在关键类别进行定性审查。
《IPCC 指南》（IPCC，1997 年）、《2000 年优良做法指南》（IPCC，2000 年）和本报告列出了可能的源和汇类别。与其它国家情况类似的某国的清单也往往能就可能的关键类别给出很好的提示。

对于认定的每个关键类别，清查机构应确定某些子类别是否特别重要，（即代表排放或清除的一个重大部分）。“优良做法”是认定哪些子类别特别重要并集中努力改进有关这些子类别的方法。

5.4.4 认定《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的关键类别

关键类别的概念也能用于选择《气候公约京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的活动引起的排放和清除的*良好估计*做法。根据《京都议定书》报告的关键类别可遵循本节的指导意见来认定。第 4 章中就如何根据《京都议定书》编制估值选择方法时考虑关键类别的确定问题提供详尽的指导意见。

考虑到在根据《京都议定书》的规定编制这些估值方面没有任何经验，因此提议《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条款下关键类别评估的基础与为《气候公约》清单所作的评估相同。凡在《气候公约》清单中被认定为关键的类别，在《京都议定书》项下开展的相关活动在根据《京都议定书》报告时也应被认为是关键活动。¹⁴《京都议定书》规定的关键类别的认定还必须包括某些定性评估，因为在《气候公约》类别与《京都议定书》活动之间并不总是明确对应的。一国还可采用定量的第 2 层办法来认定其清单的关键类别，包括《京都议定书》活动在内。这种评估的结果在多数情况下将导致土地利用、土地利用变化和林业关键类别减少。

表 5.4.4 可用来确立第 3 和 4 章中各类别间的关系以便认定《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条规定的关键类别。

表 5.4.4 第 3 和 4 章中认定的活动之间的关系以及 IPCC 的土地利用、土地利用变化和林业源/汇类别		
1	2	3
第 3 章类别	第 4 章类别	如果第 1 栏中的项目在《气候公约》清单分析中被认定为是关键的，即为关键类别 ^a
林地		
仍为林地的林地（管理）	FM, GM, CM	
转变为林地的土地（管理）	AR	
农田		
仍为农田的农田	CM, RV	
转变为农田的土地	D, RV, CM	
草地		
仍为草原和草地的草原和草地（管理）	GM, RV	
转变为草原和草地的土地（管理）	D, RV, GM	
湿地		
仍为湿地的湿地（管理）	RV	
转变为湿地的土地	D, RV	
定居地		
仍为定居地的定居地	RV	
转变为定居地的土地	D, RV	
其它土地 ^{a,b}		
仍为其它土地的其它土地		
转变为其它土地的土地	D	
^a 只在选定第 3.4 条的活动时。 ^b 理论上植被重建在两个子类别中都会发生。 FM: 森林管理; AR: 造林和再造林; CM: 农田管理; D: 毁林; RV: 植被重建; GM: 放牧地管理。		

¹⁴ 这只有在与《气候公约》清单部分重叠时才适用。

左边一栏列出了第 3 章中可能已用于《气候公约》清单关键类别分析类别。¹⁵ 如果其中任何类别被认定为关键类别，对应右边一栏中《京都议定书》的活动最初应被视为关键活动。不过，由于在某些情况下一些《京都议定书》活动有可能是关键活动，因此“优良做法”是对其中哪些可能的活动实际上是关键活动进行定性审查。例如，如果转变为草原和草地的土地被认定为关键类别，这会涉及毁林、植被重建、草地管理或《京都议定书》未涉及的土地用途变化。植被重建影响的土地面积可能比第 3 章类别——发生植被重建——的土地面积小得多。如果属于这种情况，而且如果按照表 5.4.4 植被重建被认定为可能是关键类别，那么各国可与其它类别比较下分别评估植被重建中温室气体排放和清除的重要性。“优良做法”是解释其中哪些可能的关键类别为根据《京都议定书》报告最终被认为是关键类别并提供文件证明。

此外，“优良做法”是在为根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条编制估值确定关键类别时作下述考虑：

- 正如表 5.4.4 所示，《京都议定书》规定的一些活动会在《气候公约》清单的一个以上的类别中发生。在这种情况下，“优良做法”是为了关键类别分析的目的考虑活动引起的总排放和清除。在需要这种办法时，如果合计的排放或清除大于在《气候公约》清单中（包括土地利用、土地利用变化和林业）被认定为关键类别的最小类别的排放，该活动就应被视为关键活动。
- 如果在利用定量方法时一个类别不被认定为本年度的关键活动但预计今后会强劲增加，它应被指定为关键类别。例如，一个大规模的造林方案可能发生这种情况，最初几年只产生小的汇，但预计以后产量会增大。
- 有些情况下，《京都议定书》规定的某项活动的排放或清除可能超过《气候公约》清单中（包括土地利用、土地利用变化和林业）相关类别的排放或清除。在这样的情况下，如果《京都议定书》活动产生的排放/清除超过在《气候公约》清单中认定为关键类别的最小类别的排放，它应被认定为关键类别。

对于每个关键类别，清查机构应确定某些子类别是否特别重要（即代表排放或清除的一个重大部分）。例如，如果农田管理已被选定并被认为是关键类别，“优良做法”是认定哪些子类别特别重要并集中力量改进有关这些子类别的方法。如第 5.4.2.2 节所说明，如果能够考虑到投入数据间的相关性，定量关键类别评估只能在更加分解的层面上进行。

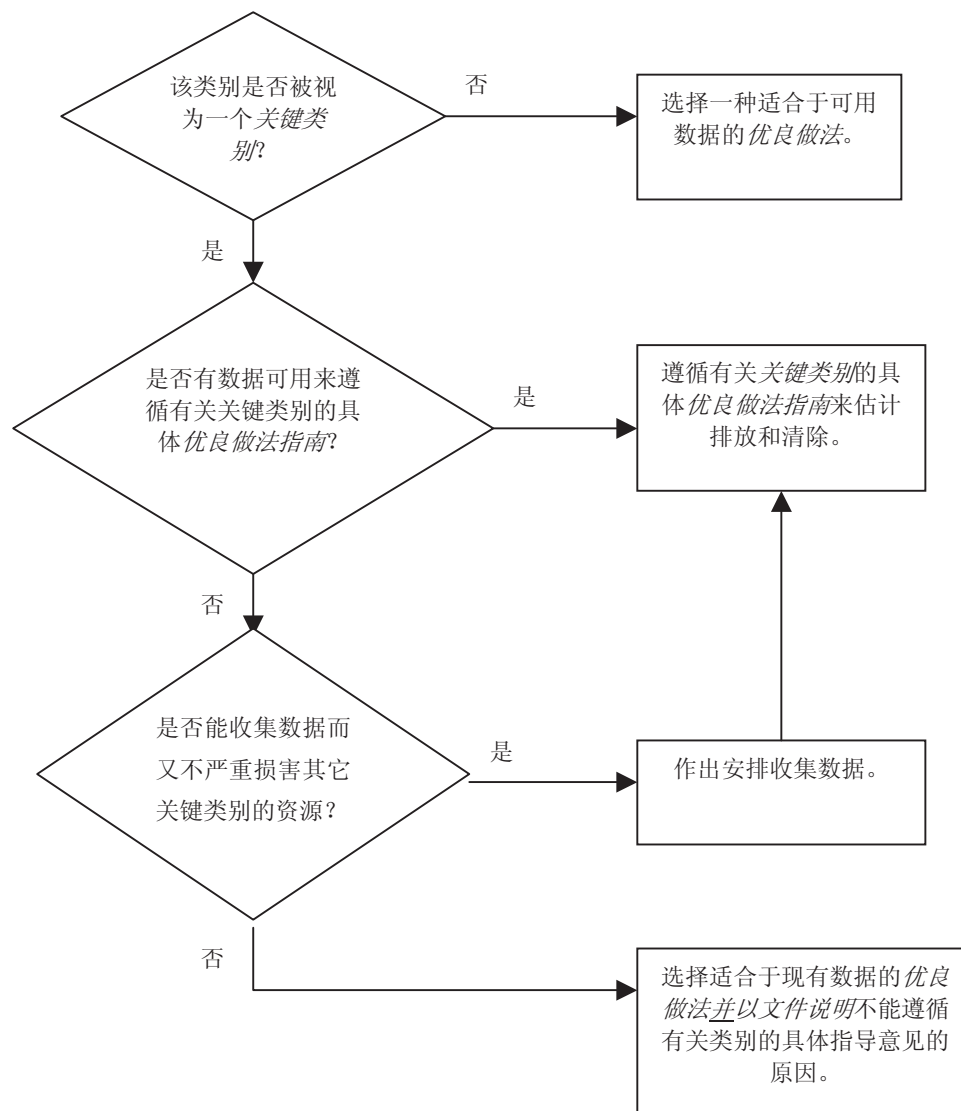
由于根据《京都议定书》第 6 和 12 条规定，有关土地利用、土地利用变化和林业项目估值的方法和核查将有特殊的要求，尚未将项目纳入关键类别概念。第 4 章第 4.3 节给出了*优良做法指南*，说明为根据《京都议定书》进行报告应如何编制土地利用、土地利用变化和林业清单估值。

5.4.5 结果的适用

国家清单中关键类别的认定很重要，因为可供编制清单的资源是有限的而且它们的利用应有轻重缓急之分。关键是为所有类别编制估值，以便确保完整性。就两个重要的清单方面而言，关键类别应尽量得到特殊的考虑。图 5.4.2 说明了如何利用决策树来进行选择的“优良做法”；该图根据《2000 年优良做法指南》第 7 章图 7.4 作了修改，以使它可适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。

¹⁵ 如果分析基于 IPCC 源/汇类别（1996 年），转变将不够精确。见第 3 章第 3.1 节中的绘图。

图 5.4.2 选择一种优良做法的决策树



首先，应更加注意关键类别的方法选择。正如图 5.4.2 中决策树所表明，鼓励清查机构就关键类别采用特定的“优良做法”；除非无资源可加利用。就多数类别而言，建议对关键类别利用较高级别（第 2 层和第 3 层）的方法，尽管情况并非始终如此。关于这项原则如何具体适用于关键类别的指导意见，清查机构应参阅第 3 章中的决策树。在根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条报告时，对方法选择可能有特殊的要求。这些要求在本报告第 4 章中解释。

其次，“优良做法”是对关键类别应更加注意质量保证和质量控制。在第 5.5 节中，就清查中土地利用、土地利用变化和林业类别的质量保证/质量控制提供详尽的指导意见。

5.4.6 报告和文件

“优良做法”是将清单的关键类别明确地编写成文件。这种信息对于解释每个类别的方法选择至关重要。此外，清查机构还应列出每个被认定为关键类别所依据的标准（例如，水平、趋势或定性），以及用来进行关键类别定量分析的方法（例如，第 1 层或第 2 层）。表 5.4.5 可用来将关键类别分析的结果编写成文件。

表 5.4.5
关键类别分析一览表

用于关键类别分析的定量方法：Tier1 π TIRE2 π				
A	B	C	D	E
IPCC 源/汇类别	直接温室气体	关键类别标记 (是或否)	如果 C 为是, 认定的标准	评论

其中:

- A 栏: IPCC 类别清单——条目应与表 5.4.2 和 5.4.3 中 A 栏相同。
- B 栏: 直接温室气体——条目应与表 5.4.2 和 5.4.3 中 B 栏相同。
- C 栏: 关键类别标记——如果类别是关键, 登入“是”。
- D 栏: 认定关键类别的标准——对于 C 栏中认定的每个关键类别, 登入以下一个或多个:“水平”代表水平评估,“趋势”代表趋势评估,或“定性”代表定性标准。
- E 栏: 评论——登入任何解释材料。

5.4.7 第 1 层关键类别分析使用的阈值的求导

关于水平和趋势的阈值利用与《2000 年优良做法指南》所用的相同方法求导,但同时使用一个更完整的数据集,具有较长的时间序列而且包括土地利用、土地利用变化和林业在内。在 Flugsrud 等人(1999 年)的撰文中就《2000 年优良做法指南》确定阈值的方法提供了更加详细的文件证明。关于水平的阈值,为《联合国气候变化框架公约》(《气候公约》)附件一所包括的 30 个缔约方报告的温室气体清单汇编了关于每个源或汇类别的排放百分比与不确定性总数之间的关系。如《2000 年优良做法指南》中一样,确定阈值是为了覆盖每个类别不确定性总数的 90%,因为在典型的情况下这给出 10 至 15 个关键源类别(Rypdal 和 Flugsrud, 2001 年)。分析是基于从气候公约秘书处收到的 1990 和 1999 年(在 2002 年 5 月前)的数据。用来确定趋势阈值的数据更加有限,只包括 16 个国家,因为没有几个国家报告了这两年的足够详细的数据。

5.4.7.1 关于不确定性的假定

分析是基于表 5.4.6 中的不确定性评估。敏感性分析表明就不确定性所作的假定的结果颇为健全。对于非土地利用、土地利用变化和林业部门下的各个源,假定的不确定性是二氧化碳 5%、甲烷 25%、氧化亚氮 100%。为土地利用、土地利用变化和林业部门包括了非二氧化碳温室气体(氧化亚氮和甲烷),但以已经报告的为限,与为非土地利用、土地利用变化和林业部门一样假定了不确定性。

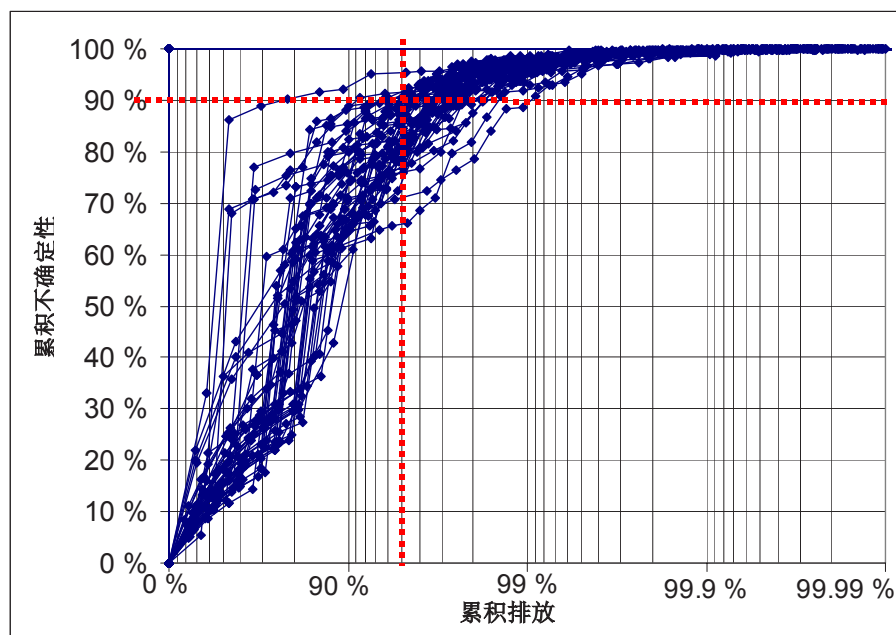
表 5.4.6
确定包括土地利用、土地利用变化和林业在内的关键类别阈值的假定的不确定性

	二氧化碳净排放或清除的不确定性
森林和木质生物量变化	±50%
林地和草地转变	-50 至+100%
经营土地的撂荒	-50 至+100%
土壤排放和清除	-50 至+100%
其它土地利用、土地利用变化和林业	-50 至+100%

5.4.7.2 排放水平

在《2000 年优良做法指南》中，阈值确定为总排放量的 95%。占到数据集中类别（包括土地利用、土地利用变化和林业）不确定性总数的 90%所需的排放估计模式与先前所见的类似（如下文图 5.4.3 中所示）。

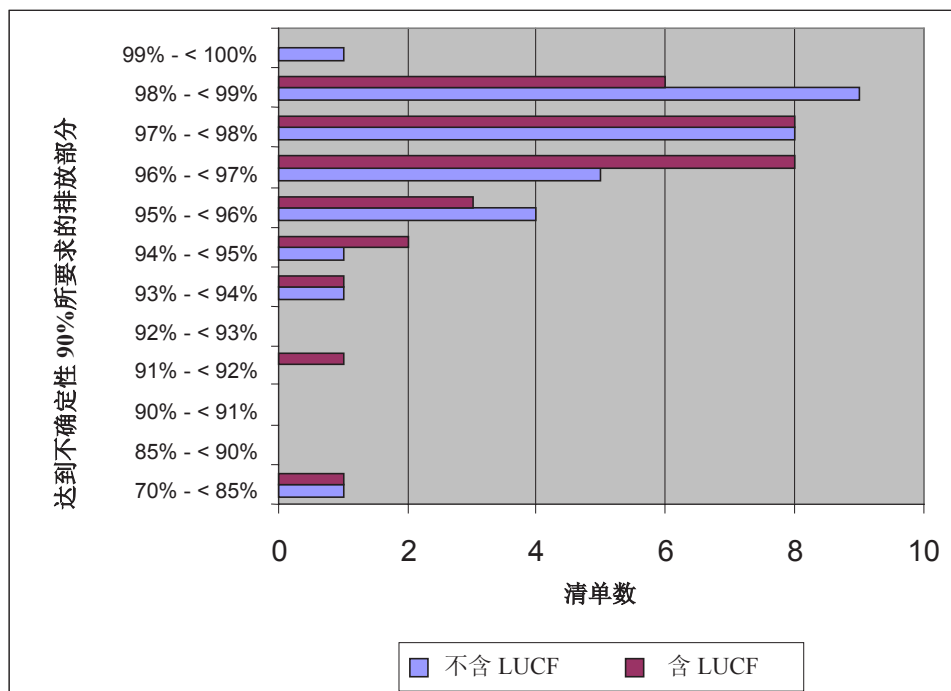
图 5.4.3 累积排放与累积不确定性对照图



注：点线表示在不确定性影响总数的 90%、95% 阈值处划分。

资料来源：《气候公约》缔约方报告的数据和假定的不确定性。

图 5.4.4 不同清单中达到不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含土地利用、土地利用变化和林业（含土地利用、土地利用变化和林业时利用排放绝对值）。



资料来源：《气候公约》缔约方报告的数据和假定的不确定性

图 5.4.4 说明，在包括土地利用、土地利用变化和林业的排放和清除时，占到源和汇类别不确定性总数的 90% 需要稍小的总排放部分（以绝对值表示）。对于所分析的 30 份清单，不含土地利用、土地利用变化和林业的中位数是 97.1%，含土地利用、土地利用变化和林业的中位数是 96.8%，原因是土地利用、土地利用变化和林业的某些排放或清除量大而且不确定性高。

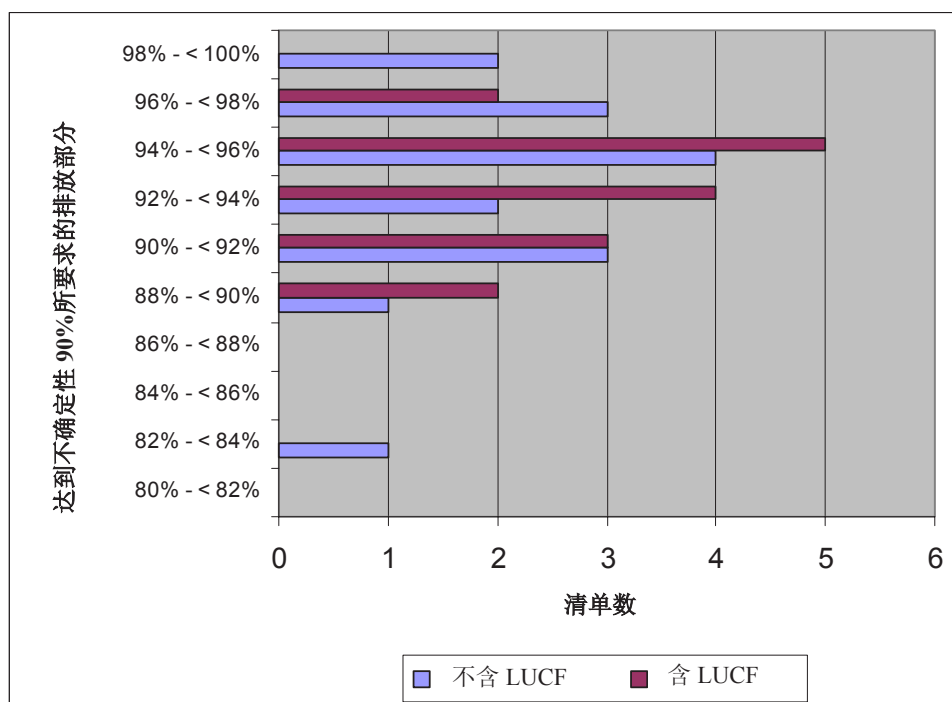
阈值将需要非常高以便能够认定所有清单中的所有第 2 层关键类别。重要的是应清楚，第 2 层办法是确定关键类别的最严格办法，因为考虑到了不确定性。高的阈值将意味着许多按照第 2 层方法认定为非关键类别在第 1 层办法中被界定。因此，将阈值定为 95% 并建议各国对 95% 至 97% 之间的类别适用定性标准被认为是很有有效的。

最后也建议先前确定的 95% 的阈值用于包括土地利用、土地利用变化和林业类别的综合分析。

5.4.7.3 趋势

设定阈值以认定清单中 $T_{x,t}^*$ （方程 5.4.2）总数的 90%。图 5.4.5 列示的趋势模式与图 5.4.4 有关水平的模式相同。在包括土地利用、土地利用变化和林业的排放和清除时，占到 $T_{x,t}^*$ 总数的 90% 需要较小的总评估部分（以绝对值表示）。¹⁶ 原因还是，土地利用、土地利用变化和林业的有些排放和清除对趋势影响大且不确定性高。

图 5.4.5 不同清单中达到趋势不确定性影响总数的 90% 所要求的排放部分。含和不含土地利用、土地利用变化和林业（含土地利用、土地利用变化和林业时利用排放绝对值）。



资料来源：《气候公约》缔约方报告的数据和假定的不确定性。

¹⁶ 现有数据使得在分析中包括氢氟碳化物、全氟化碳和六氟化硫并不可行。不过，在该方法适用时，可能的话应包括这些气体。

5.4.8 第 1 层关键类别分析的例子

例子说明根据附件一国家提交的清单，第 1 层办法的适用情况。列示了水平和趋势评估。

A	B			C	D'	E'	D	E
IPCC 源类别 (IPCC 1996)	直接温室气体	基准年或本年估值, 非土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值, 土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值绝对值	根据 C 栏的水平评估, 不含土地利用、土地利用变化和林业	D' 栏的累积合计	根据 C 栏的水平评估, 含土地利用、土地利用变化和林业	D 栏的累积合计 (补充土地利用、土地利用变化和林业源)
总数		535 375	-61 309	643 884 ^b	1		1	
1.AA.3	二氧化碳	138 822		138 822	0.259	0.259	0.216	0.216
1.AA.4	二氧化碳	102 167	..	102 167	0.191	0.450	0.159	0.374
5.A	二氧化碳	..	-84 861	84 861	..	0.450	0.132	0.506
1.AA.2	二氧化碳	77 213	..	77 213	0.144	0.594	0.120	0.626
1.AA.1	二氧化碳	61 389	..	61 389	0.115	0.709	0.095	0.721
4.D	氧化亚氮	51 152	..	51 152	0.096	0.805	0.079	0.801
4.A	甲烷	27 942	..	27 942	0.052	0.857	0.043	0.844
6.A	甲烷	16 440	..	16 440	0.031	0.887	0.026	0.870
5.B	二氧化碳	..	12 540	12 540	..	0.887	0.019	0.889
2.B	氧化亚氮	11 093	..	11 093	0.021	0.908	0.017	0.906
2.A	二氧化碳	10 371	..	10 371	0.019	0.928	0.016	0.923
5.E	氧化亚氮	..	5 550	5 550	..	0.928	0.009	0.931
1.B.2	二氧化碳	4 006	..	4 006	0.007	0.935	0.006	0.937
4.B	甲烷	3 644	..	3 644	0.007	0.942	0.006	0.943
2.C	二氧化碳	3 443	..	3 443	0.006	0.948	0.005	0.948
5.D	二氧化碳	..	3 370	3 370	..	0.948	0.005	0.954
1.AA.3	氧化亚氮	3 174	..	3 174	0.006	0.954	0.005	0.959
4.B	氧化亚氮	3 109	..	3 109	0.006	0.960	0.005	0.963
1.AA.4	甲烷	2 817	..	2 817	0.005	0.965	0.004	0.968
2.B	二氧化碳	2 723	..	2 723	0.005	0.970	0.004	0.972
1.B.1	甲烷	2 658	..	2 658	0.005	0.975	0.004	0.976
6.C	二氧化碳	2 287	..	2 287	0.004	0.980	0.004	0.980
1.B.2	甲烷	1 906	..	1 906	0.004	0.983	0.003	0.983
5.E	甲烷	..	1 880	1 880	..	0.983	0.003	0.986
1.AA.4	氧化亚氮	1 456	..	1 456	0.003	0.986	0.002	0.988
3.A	二氧化碳	823	..	823	0.002	0.987	0.001	0.989
1.AA.2	氧化亚氮	796	..	796	0.001	0.989	0.001	0.990
1.AA.1	氧化亚氮	683	..	683	0.001	0.990	0.001	0.991
6.B	氧化亚氮	665	..	665	0.001	0.991	0.001	0.992
3.D	二氧化碳	658	..	658	0.001	0.993	0.001	0.993

表 5.4.7(续)
关于附件一国家水平评估的例子^a

A	B			C	D'	E'	D	E
IPCC 源类别 (IPCC 1996)	直接温室气体	基准年或本年估值, 非土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值, 土地利用、土地利用变化和林业	基准年或本年估值绝对值	根据 C 栏的水平评估, 不含土地利用、土地利用变化和林业	D' 栏的累积合计	根据 C 栏的水平评估, 含土地利用、土地利用变化和林业	D 栏的累积合计 (额外土地利用、土地利用变化和林业源)
2.D	二氧化碳	656	..	656	0.001	0.994	0.001	0.994
3.D	氧化亚氮	613	..	613	0.001	0.995	0.001	0.995
4.D	甲烷	482	..	482	0.001	0.996	0.001	0.996
6.C	氧化亚氮	402	..	402	0.001	0.997	0.001	0.997
6.C	甲烷	368	..	368	0.001	0.997	0.001	0.997
6.D	甲烷	359	..	359	0.001	0.998	0.001	0.998
1.AA.3	甲烷	312	..	312	0.001	0.999	0.000	0.998
6.B	甲烷	282	..	282	0.001	0.999	0.000	0.999
5.B	甲烷	..	236	236	..	0.999	0.000	0.999
4.C	甲烷	163	..	163	0.000	0.999	0.000	0.999
3.B	二氧化碳	136	..	136	0.000	1.000	0.000	1.000
1.AA.2	甲烷	81	..	81	0.000	1.000	0.000	1.000
2.B	甲烷	55	..	55	0.000	1.000	0.000	1.000
5.C	二氧化碳	..	-48	48	..	1.000	0.000	1.000
1.AA.1	甲烷	28	..	28	0.000	1.000	0.000	1.000
5.B	氧化亚氮	..	24	24	..	1.000	0.000	1.000
1.B.2	氧化亚氮	0	..	0	0.000	1.000	0.000	1.000

a 本表中的带阴影部分表示认定为水平关键类别的累积评估数值。
B 这一总数不同于左方两栏之和, 因为清除是以绝对值总计。

表 5.4.8
含土地利用、土地利用变化和林业的趋势分析^a

A	B	C	D	E	F	G
IPCC 源类别 (IPCC, 1996 年)	直接温室 气体	基准年 估值	本年估值	趋势评估	对评估的 影响 %	F 栏的累积 合计
总数		486 002	474 066	0.162226	1	
1.AA.3	二氧化碳	1 191 156	138 822	0.046486	0.28655	0.28655
2.B	氧化亚氮	27 775	11 093	0.03292	0.202928	0.489477
5.A	二氧化碳	-75 330	-84 861	0.023418	0.144352	0.63383
1.AA.4	二氧化碳	94 375	102 167	0.020804	0.128239	0.762069
1.AA.1	二氧化碳	65 495	61 389	0.005139	0.031676	0.793745
2A	二氧化碳	13 016	10 371	0.004784	0.029492	0.823237
1.AA.2	二氧化碳	76 919	77 213	0.004491	0.027681	0.850918
1.AA.3	氧化亚氮	1 208	3 174	0.004106	0.02531	0.876228
1.B.1	甲烷	4 331	2 658	0.003225	0.019882	0.896109
4.A	甲烷	30 058	27 942	0.002834	0.017467	0.913576
5.B	二氧化碳	11 710	12 540	0.0023	0.041475	0.927751
6.A	甲烷	17 917	16 440	0.002134	0.013152	0.890903
2.C	二氧化碳	4 550	3 443	0.002046	0.012613	0.953516
5.D	二氧化碳	4 051	3 370	0.001197	0.007376	0.960892
4.D	氧化亚氮	52 898	51 152	0.000918	0.005659	0.966551
1.B.2	甲烷	2 199	1 906	0.000493	0.003041	0.969592
2.B	二氧化碳	3 007	2 723	0.000433	0.002667	0.972259
6.C	二氧化碳	2 133	2 287	0.000425	0.00262	0.974879
1.B.2	二氧化碳	4 306	4 006	0.000398	0.002456	0.977336
4.B	甲烷	3 537	3 644	0.000398	0.002453	0.979789
5.E	氧化亚氮	5 494	5 550	0.0000394	0.002428	0.982217
1.AA.4	甲烷	3 043	2 817	0.000313	0.001927	0.984143
1.AA.4	氧化亚氮	1 338	1 456	0.00031	0.001913	0.986056
1.AA.1	氧化亚氮	561	683	0.000278	0.001714	0.98777
1.AA.3	甲烷	453	312	0.000267	0.001648	0.989418
6.D	甲烷	246	359	0.000245	0.001513	0.990931
3.B	二氧化碳	252	136	0.000226	0.001394	0.992325
1.AA.2	氧化亚氮	731	796	0.00017	0.001049	0.993374
3.A	二氧化碳	920	823	0.000153	0.000943	0.994317
6.B	氧化亚氮	612	665	0.00014	0.000861	0.995178
5.E	甲烷	1 861	1 880	0.000134	0.000824	0.996002
4.B	氧化亚氮	3 249	3 109	0.000124	0.000766	0.996768
6.C	甲烷	320	368	0.000115	0.000708	0.997477
6.C	氧化亚氮	357	402	0.000112	0.000689	0.998166
3.D	氧化亚氮	596	613	3.56E-05	0.000404	0.99857

表 5.4.8(续)
含土地利用、土地利用变化和林业的趋势分析^a

A	B	C	D	E	F	G
IPCC 源类别 (IPCC, 1996 年)	直接温室 气体	基准年 估值	本年估值	趋势评估	对评估的 影响 %	F 栏的累积 合计
6.B	甲烷	259	282	5.91E-05	0.000365	0.998935
5.B	甲烷	221	236	4.27E-05	0.000263	0.999198
1.AA.1	甲烷	46	28	3.52E-05	0.000217	0.999415
4.D	甲烷	482	482	2.6E-05	0.00016	0.999575
4.C	甲烷	180	63	2.57E-05	0.000159	0.999733
2.D	二氧化碳	681	656	1.65E-05	0.000101	0.999835
3.D	二氧化碳	681	658	1.12E-05	6.92E-05	0.999904
2.B	甲烷	53	55	6.85E-06	4.22E-05	0.999946
5.B	氧化亚氮	22	24	4.42E-06	2.72E-05	0.999974
5.C	二氧化碳	-48	-48	2.43E-06	1.5E-05	0.999989
1.AA.2	甲烷	82	81	7.13E-07	4.39E-06	0.999993
1.B.2	氧化亚氮	..	0	5.74E-07	3.54E-06	0.999996
1.B.2	氧化亚氮	..	0	5.74E-07	3.54E-06	1

^a 带阴影的数字表示认定的额外土地利用、土地利用变化和林业。

5.5 质量保证和质量控制

5.5.1 引言

《IPCC 优良做法指南和不确定性管理》（《2000 年优良做法指南》，IPCC，2000 年）第 8 章“质量保证和质量控制”对质量保证和质量控制作了规定，并就质量保证/质量控制系统的组成要素提供了指导意见，其中考虑到了透明度和审查的必要性。它还讨论在清查全过程分配资源用于质量保证/质量控制时清查机构必须考虑的实际问题，以及土地利用、土地利用变化和林业部门如何合理安排资源的轻重缓急。本节详细介绍清查机构应当执行的各类程序以确保清单估值及其影响的数据具有高质量，特别着重论述土地利用、土地利用变化和林业部门中的问题。这些程序也有助于制定从质量和完整性角度易于评估的清单。

方框 5.5.1

质量保证和质量控制的定义

*质量控制*是一个例行的技术活动系统，旨在检查和控制所编制的清单的质量。质量控制系统的旨在：

- （一）提供例行和一致的检查以确保数据的真实、正确和完整；
- （二）认定和处理误差和遗漏问题；
- （三）将清单材料编写成文件和归档并记录所有的质量控制活动。

质量控制活动包括一般的方法如对数据获取和计算进行准确性检查并利用批准的标准化程序进行排放计算、测量、估计不确定性、对信息归档和进行报告。较高级别的质量控制活动包括对源或汇类别、活动和排放因子数据及方法进行技术审查。

*质量保证*活动包括一个规划的审查程序系统，由不直接介入清单汇编/编制过程的人员执行。应遵循质量控制程序对最后确定的清单进行审查（最好由独立的第三方进行）。审查应核实数据质量目标是否达到，确保在现有科学知识和可用数据的前提下清单代表排放和汇的尽可能可靠的估值，并支持质量控制方案的效力。

资料来源：IPCC（2000 年）。

方框 5.5.1 介绍了《2000 年优良做法指南》使用的质量控制和质量保证的定义。《2000 年优良做法指南》还认定一个完整的质量保证/质量控制系统的下列组成要素：

- 一个负责协调质量保证/质量控制活动的清查机构；
- 一项质量保证/质量控制计划；
- 涵盖所有清单类别的一般质量控制程序（第 1 层）；
- 源或汇类别特定的质量控制程序（第 2 层），要求了解数据和方法；
- 质量保证审查程序；
- 报告、文件和归档程序。

土地利用、土地利用变化和林业部门的清查方法要求就所有的组成要素（第一项除外）提供关于质量保证/质量控制的具体*优良做法指南*。此外，核查问题和与《京都议定书》有关的问题也会影响质量保证/质量控制*的优良做法*。这两个问题分别第 5.7 节和 5.5.7 节中论述。

估计土地利用、土地利用变化和林业活动引起的排放和清除涉及一些重要——虽然未必是独特——的问题。土

地利用变化和林业部门与《IPCC 指南》(IPCC, 1996 年)其它部门(即能源、农业)间的主要差别是,土地利用变化和林业部门着重于计算净排放或净清除。¹⁷尤其是,质量保证/质量控制系统必须认识到土地利用、土地利用变化和林业部门是独特的,因为二氧化碳既从大气清除又向大气排放。不过,从清单质量保证/质量控制的角度看,土地利用、土地利用变化和林业部门更着重考虑的是编制土地利用、土地利用变化和林业部门排放和清除准确估值所需的数据的复杂性。下文重点说明普遍影响质量保证/质量控制的土地利用、土地利用变化和林业清查方法的 4 个重要特点。

- **投入数据的代表性:** 土地利用、土地利用变化和林业活动影响着大的地理面积。由于这些面积大——加上所发生的生物过程的复杂性——在产生国家清单时完全依赖于对温室气体排放和清除的直接测量是不切实际的。因此,清单依靠利用实地测量和土地调查的抽样产生的数据。此外,一个完整的样本集是不可能每年取得的,只能是定期取得(例如每 4 年)。样本还可补充以能够更全面覆盖的遥感数据。
- **历史数据的必要性:** 与土地利用、土地利用变化和林业相关的温室气体排放和清除是以往土地利用活动的一个函数,这种活动继续影响本年(即清查年)的二氧化碳排放或清除。于是,过去和当前的土地利用和林业活动都影响当前的排放和清除。因此,需要足够的历史数据来评估当前的日排放,所以用于土地利用、土地利用变化和林业部门的数据集可能覆盖一个长于其它源类别的历史时期(例如,20 至 100 年)。不过,许多国家受益于这样一种情况,即长时间收集了林业和其它一些土地利用数据,所以有详尽和全面——尽管未必准确——的数据来源可加利用¹⁸。时间序列一致性是一个重要的质量保证/质量控制问题并在第 5.6 节中作更详细的讨论。
- **生物过程复杂的相互作用和可变性:** 由于与森林、土壤和其它土地利用、土地利用变化和林业组分有关的生物过程复杂的相互作用和内在的可变性,导致需要利用比估计多数其它源类别产生的排放所使用的模式更复杂的模式。¹⁹模式的数据、假定和其它特点可能不总是透明的。质量保证/质量控制需要着重于将模式特点和假定编写成文件、检查模式产出、认定改进的领域、检查模式算法和将检查结果编写成文件。
- **数据大小和性质的可变性:** 温室气体的排放或清除可能由于大的总通量或大的储量间的差异,例如,土壤中的有机碳储量的缓慢变化而变成小的净通量。此外,不同类型的活动导致不同类型的变化。例如,森林管理有可能造成大面积上每单位面积微小和分散的变化,而大规模的毁林则造成相对大的和直接的净排放。由于这些原因,质量保证/质量控制程序应涉及评估每种情况下为估计温室气体所选方法——从直接测量到复杂的模式——的适合性。²⁰

5.5.2 质量保证/质量控制计划

如在《2000 年优良做法指南》中所讨论的,质量保证/质量控制计划是质量保证/质量控制系统的一个基本要素,优良做法是制定这样一项计划。一般来说,该计划应当概述将开展的质量保证/质量控制活动并包括一个预定的时间范围,它涉及对清单编制的跟踪,从其最初编制到任何一年最后报告的全过程。它还应包含和概述审查所有源和汇类别的过程和时间表。

对于土地利用、土地利用变化和林业源和汇类别而言,除了采用的特殊质量保证审查程序外,该计划还应说明已经实施或将要实施的具体质量控制程序。这些程序应以这样一种方式拟订,它们论述第 5.5.1 节中说明的 4 个特点、第 2 章(土地面积一致表示的基础)中土地面积表示、第 3 章(土地利用变化和林业部门优良做法指南)中土地

¹⁷ 不过应当指出,在排放源类别计算中减去主要组分不是土地利用、土地利用变化和林业部门所独有。例如,全面估计非能源矿物燃料给料中的碳储量,涉及对矿物燃料加工和结局的复杂分析,以便减去这些燃料中未燃烧或氧化的碳量。矿物燃料燃烧计算中的这些调整,相对于一国总排放清单而言可能相当大。

¹⁸ 当然,这些数据将因估计温室气体排放和清除以外的原因而收集。

¹⁹ 数字或过程模式内插抽样之间各年的活动数据,外推从林木材积测量或其它度量到总生物量碳的样本数据,并试图捕捉林业和土地利用变化与二氧化碳和其它气体排放与清除间的复杂和微妙关系。

²⁰ 方法选择问题在本报告第 3 章子类别一级作详细的讨论。

利用、土地利用变化和林业部门的方法和（如果相关）第4章（产生于《京都议定书》的补充方法和*优良做法指南*）中根据《京都议定书》第3.3和3.4条的规定核算排放和清除所用的方法。

5.5.3 一般质量控制程序（第1层）

*优良做法*是遵循《2000年优良做法指南》第8章（质量保证和质量控制）所述的第1层一般清查级质量控制程序来进行一般的质量控制检查。这些一般性技巧着重于为所有清单的源和汇类别应采用的处理、加工、文件编写、归档和报告程序。表5.5.1列出来自《2000年优良做法指南》表8.1的第1层一般质量控制检查。已对这些检查作了修订以使它们可适用于汇和源。如果土地利用、土地利用变化和林业部门的估值由清查机构以外的其它机构编制，清查机构仍应负责确保实施第1层质量控制程序并将结论和程序都编写成文件。

质量控制活动	程序
检查活动数据、排放因子和其它估计参数的假定和选择标准是否已编写成文件。	<ul style="list-style-type: none"> ● 利用关于源和汇类别的信息交叉检查活动数据、排放因子和其它估计参数的说明并确保将它们恰当记录和归档。
检查数据投入和参考文献有无转录误差。	<ul style="list-style-type: none"> ● 证实内部文件正确援引参考书目数据和参考资料。 ● 交叉检查来自每个源类别投入数据（用于计算的测量数据或参数）的样本以了解有无转录误差。
检查排放和清除是否正确计算。	<ul style="list-style-type: none"> ● 复制排放或清除计算的一个代表性样本。 ● 用缩略计算选择性地模仿复杂的模式计算以判断相对准确性。
检查是否正确记录参数和单位以及是否利用适当的换算因子。	<ul style="list-style-type: none"> ● 检查计算表中是否正确标明单位。 ● 检查在计算中是否自始至终正确使用单位。 ● 检查换算因子是否正确。 ● 检查是否正确利用时间和空间调整因子。
检查数据库文件的真实性。	<ul style="list-style-type: none"> ● 确认适当的数据处理步骤在数据库中得到正确表示。 ● 确认数据关系在数据库中得到正确表示。 ● 确保数据段得到正确标明并有正确的设计规范。 ● 确保数据库有充分的文件并且模式结构和运作加以归档。
检查类别间数据的一致性。	<ul style="list-style-type: none"> ● 认定多个类别源和汇的共同乘数（例如，活动数据和常数），并证实在排放计算中为这些参数所用的值具有一致性。
检查在处理步骤之间清单数据的移动是否正确。	<ul style="list-style-type: none"> ● 检查在编制摘要时排放和清除数据从较低报告层到较高报告层是否正确总计。 ● 检查排放和清除数据是否在不同的中间产品间正确转录。
检查排放和清除中的不确定性是否得到正确估计或计算。	<ul style="list-style-type: none"> ● 检查为不确定性评估数提供专家判断的个人是否具有适当的资格。 ● 检查资格、假定和专家判断是否作了记录。检查计算的不确定性是否完整并是否计算正确。 ● 如有必要，在蒙特卡洛分析利用的概率分布的小样本上重复误差计算。

表 5.5.1 (续)
第 1 层一般清查级质量控制程序

质量控制活动	程序
审查内部文件。	<ul style="list-style-type: none"> 检查是否有详细的内部文件证明估值并是否能复制排放和清除及不确定性的估值。 检查清单数据、证明数据和清查记录是否作了归档和存储以便于详细审查。 检查参与清单编制工作的外部组织的任何数据归档安排的真实性。
检查时间序列的一致性。	<ul style="list-style-type: none"> 检查每个源和汇类别时间序列投入数据的时间一致性。 检查整个时间序列计算中采用的算法/方法的一致性。 检查重新计算的方法。
进行完整性检查	<ul style="list-style-type: none"> 确认关于所有的源和汇类别以及关于从适当的基准年到本清查期的所有年份的估值都予以报告。 检查导致排放估值不全面的已知数据的缺漏是否被编写成文件。
将估值与先前的估值作比较。	<ul style="list-style-type: none"> 应将每个类别当前的清单估值与以前的估值（如有）作比较。如果出现重大变化或背离预计的趋势，重新检查估值并解释任何差别。

5.5.4 源或汇类别特定的质量控制程序（第 2 层）

优良做法是对与数据处理、加工和报告相关的第 1 层质量控制检查补充以有关关键类别的第 2 层源或汇类别特定的程序（即《2000 年优良做法指南》第 8.7 节“源类别特定的质量控制程序（第 2 层）”概述的额外质量控制检查）。第 2 层程序应在个案基础上实施。这些检查也许可适用，特别是如果利用较高级别的清查方法来编制排放和清单估值的话。第 2 层质量控制程序针对这些方法使用特定类型的数据并要求了解源或汇类别、可获数据的类型以及有关排放或清除的参数。

在有些情况下，用来得出土地利用、土地利用变化和林业排放和清除估值的数据数量之大和复杂，可能导致实施第 2 层质量控制检查和调查有一定难度。与此同时，这种复杂性又使得进行严格的第 2 层数据质量调查和与主要负责收集和分析土地利用、土地利用变化和林业数据的机构合作进行调查变得更为重要。由于每个国家内土地管理责任的分配，这些机构可能为数众多和具有一定程度的多样性。调查土地利用、土地利用变化和林业模式和其它计算所用的投入数据的质量，将需要与这些机构广泛合作和沟通以便更好地了解它们现有的质量保证/质量控制程序。

虽然关于源和汇类别的特定检查在本报告第 3 章中作了说明，但土地利用、土地利用变化和林业部门的第 2 层质量控制应着重于下列类型的检查：

- 清查机构应检查土地面积是否正确分类以及土地面积是否没有重复计算或遗漏（见第 2 章第 2.3.2 节和表 2.3.1）。这种土地面积的分类应与第 2 章（土地面积一致表示的基础）相一致。特别重要的是检查农业部门与土地利用、土地利用变化和林业部门间的一致性和可能的重复计算。
- 如第 3 章所述（见第 3.1.1 节中表 3.1.1 和 3.1.2），清查机构应调查土地利用、土地利用变化和林业部门源

和汇类别的完整性，方法是适当审查土地利用类别和子类别。由于一些土地利用、土地利用变化和林业类别（例如，废弃土地的再生长和木质生物量蓄积量的变化）以及土地利用、土地利用变化和林业类别与其它源类别（例如，清除的生物量和生物量燃料燃烧）之间复杂的关系，这一点尤其重要。这种分类应与第 3 章（土地利用变化和林业部门*优良做法指南*）相一致。清查机构还应评估特定类别的估值是否覆盖所有相关的地理区域（如领地）、子源或汇类别、库或活动。

- 清查机构应定期检查时间序列活动数据的一致性，因为估计单一年份的排放所需的数据有很长的历史。所用的活动数据和其它数据应代表国家一致的土地面积，而且是采用不引入时间偏差的方法收集的。应对计算排放或清除所使用的排放数据或其它数据的时间序列的中断作出解释。关于个别土地利用、土地利用变化和林业源或汇类别及其子类别的排放/清除估值的方向和大小应作比较和评估以了解这些变化的合理性和根源，其中考虑到气候变化对时间段（例如数十年的时间段）可能的影响。
- 由于抽样数据对编制估值比较重要，清查机构应审查已利用的抽样和外推规程，确定这些规程已接受了什么审查，认定到位的任何内部质量保证/质量控制程序，并考虑其它相关的因素。也见本报告第 5.3 节“抽样”。关于二次数据调查的补充信息可查阅《2000 年优良做法指南》第 8 章第 8.7.2.1 节“国家级活动数据”。
- 由于编制土地利用、土地利用变化和林业清单使用的遥感技术和数据具有多种用途，清查机构应提供关于使用的数据和工具（即图像和处理类型）在每种情况下所需详细度的文件。
- 模式可能是国家清查过程的一个必要部分。在科学知识或现有信息限于具体的地点或条件时，它们提供产生区域或国家估值的机会。由于模式是通过外推和/或内插已知情况来估计不太有把握的情况的一个手段，必须避免简单地假定所选择的模式在为清查提供准确的产出。如果与模式相关的质量保证/质量控制不适当或不透明，清查机构应尝试对模式和数据进行检查。特别是，清查机构应检查以下方面：
 - (1) 模式假定、外推、内插、基于校准的修改、数据特点的适当性及其是否适用于温室气体清查方法和国家情况；
 - (2) 模式文件——包括说明、假定、理论依据、和为土地利用过程模式使用的方法和参数提供支持的科学证据及参考资料——的可获性；
 - (3) 模式开发人员和数据提供者执行的质量保证/质量控制程序的类型及其质量控制程序是否适当；
 - (4) 是否存在定期评价和更新假定或用合适的新假定取代它们的计划。关键的假定可通过进行敏感性分析来认定。

5.5.5 质量保证审查程序

质量保证程序的*优良做法*要求进行专家审查以评估清单的质量并认定可加以改进的领域。可对清单进行总体或部分审查。除第 1 层和第 2 层质量控制之外，还可使用质量保证程序。实施质量保证的目的是让能够进行公正审查的审查人员对清单进行审查。*优良做法*是利用未参与编制清单的质量保证审查人员。最好是，这些审查人员将是来自其它机构的独立专家或与国家清单汇编无密切联系的本国或国际专家或专家组。如果找不到清查机构以外的第三方审查人员，清查机构中未介入这部分工作的另一部门的工作人员也可履行质量保证任务。

*优良做法*是清查机构应在提交清单前进行基本的专家同行审查（第 1 层质量保证），以便认定潜在的问题和可能时进行更正。*优良做法*还包括将这种审查适用于清查中所有的源和汇类别及部门。不过，由于时间和资源的限制，这并非始终是可行的。应优先考虑关键类别以及方法或数据作了重大变动的类别。作为在可用资源范围内追加的质量保证程序，清查机构还可选择进行更广泛的同行审查或审计或双管齐下。

清查机构还应考虑适用本报告第 5.7 节“核查”中说明的土地利用、土地利用变化和林业部门的技术和程序，但前提是可获得有关这些技术的数据和资源。在适用这些较为严格的核查技术时应优先考虑关键源和汇类别。将土地利用、土地利用变化和林业部门的排放或清除估值或其它相关数据与清查过程外部的数据进行比较，可能有助于

确定个别组分的可靠性。由于清单估值可能有着巨大的不确定性，核查清单对土地利用、土地利用变化和林业部门可能特别有用。专家审查和第 2 层质量控制调查是核查中重要的头几个步骤。方框 5.5.2 进一步讨论如何进行土地利用、土地利用变化和林业部门的专家同行审查。

方框 5.5.2 专家同行审查

专家同行审查包括由有关技术领域的专家审查各种计算或假定。这种程序一般通过审查与方法和结果有关联的文件来完成，但通常不包括严格的数据或参考资料认证，例如在审计中可能进行的那样。专家同行审查的目的是确保由具有特定领域知识的人来合理判断清查的结果、假定和方法。土地利用、土地利用变化和林业部门的专家审查过程可能涉及技术专家和研究人员。如果一国拥有正式的利害关系方和完善的公共审查机制，这些审查能够作为补充但不能取代专家的审查。

在土地利用、土地利用变化和林业部门，模式的复杂性可能使同行审查变得较为困难，也更加重要。因此，*优良做法*应当包括：

- 认定用于分析的主要模式是否接受了同行审查，如果没有，清查机构应分别为模式发起同行审查或作为组成部分，发起清单同行审查过程。
- 确定模式、投入数据和其它假定等的文件是否足够全面和足以支持同行审查。

没有关于专家同行审查的标准工具或机制，它的利用应根据具体情况考虑。如果一个类别的排放或清除估值伴有高度的不确定性，专家同行审查可提供信息以完善估值或至少更好地量化不确定性。有效的同行审查经常涉及认定和接触关键的独立组织或机构，包括研究机构。例如在土地利用、土地利用变化和林业部门，在适用核查技术和程序时（见第 5.7 节），特别是涉及更复杂的模式，往往需要研究人员和研究机构的参与。*优良做法*是在方法、数据获取和模式的开发与审查方面取得相关的专门知识。

5.5.6 文件、归档和报告

*优良做法*是如《2000 年优良做法指南》（第 8 章“质量保证和质量控制”第 8.10.1 节“内部文件和归档”）中概述的那样将产生国家清单估值所需的所有信息，包括前几年以来核查活动的结果、数据投入和方法的变化编写成文件并进行归档。为确保透明度，文件应足够充分以便能够评估关键类别的排放估值。土地利用、土地利用变化和林业部门的文件和归档程序应着重于以下问题：

- 由于可能利用抽样数据和由于不大可能获得关于面积、储量和估计参数的年度数据，关于样本和年度之间内插的时间序列数据和方法一致性的文件特别重要。
- 由于每年明确的土地利用分类和一段时间内对各类别进行准确和可核查的跟踪的重要性，应提供关于土地利用类别的文件。
- 由于土地利用、土地利用变化和林业数据和模式的复杂性，提供全面的文件可使内部质量控制检查和调查以及外部质量保证审查有效地进行：
 - (1) 模式选择的理论依据及其与第 3 章提供的*优良做法指南*的一致性应加以讨论、编写成文件和归档；
 - (2) 档案应载有模式开发人员关于模式假定和运作的文件，包括数据源、源代码（如有）及其它信息（例如敏感性分析）；
 - (3) 文件应载有关于制约模式的质量保证/质量控制程序的数据，包括现有的程序或从模式开发人员获取的文件，以及在开发额外的或扩展程序方面所做的努力。

5.5.7 《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条项下的问题

优良做法是遵循第 5.5.3 和 5.5.4 节所说明的关于根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条报告的估值第 1 层和第 2 层质量控制程序。²¹大体上说,根据《京都议定书》编制的土地利用、土地利用变化和林业估值的质量保证/质量控制要求类似于对其它任何清单估值的那些要求,但是需要按照第 4 章进行追加检查。下文简要说明这些第 2 层质量控制检查:

- 认定第 3.3 和 3.4 条规定的活动(如选定)所涉及的面界限的地理位置。在跟踪某个土地面积从一个类别向另一个类别转变的过程中,当《京都议定书》规定的承诺期内或承诺期之间一个接一个地发生不同的活动时,需要特别注意根据《京都议定书》报告关于特定活动与相关土地类别的归属关系。另外重要的是应考虑到第 4 章解释的有关方法选择的特殊要求。
- 检查根据《京都议定书》第 3.4 条估计某些活动的净-净核算的数据是否可获。重要的是就基准年和承诺期的估值提供文件证明。特别重要的是就关于基准年的估值据所需的任何近似值提供文件证明。
- 确保历史数据接受与本年数据一样严格的质量控制检查。
- 检查所进行的分析以确定未予以报告的某个库不是源。

²¹ 本节只论述《联合国气候变化框架公约(气候公约)京都议定书》第 3.3 和 3.4 条指定的活动,它不论述(《京都议定书》第 6 条或第 12 条所规定)的项目。

5.6 时间序列一致性和重新计算

5.6.1 引言

土地利用、土地利用变化和林业类别的温室气体清单一般情况下依赖于以一致和透明的方式集中在一起的众多数据投入、假定和模式。由于清单中一个主要关注是它的趋势，因此至关紧要的是应确保为不同年份估计的清单合计数能尽量可以比较。根据《IPCC 国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000 年优良做法指南》，IPCC，2000 年），最适当的做法是所有的清查年利用相同的方法和一致的数据来源。如无法这样做，可以利用本节说明的技巧接近时间序列一致性。重新计算意指由于方法变化或方法完善导致原先估值的变化。

预计土地利用、土地利用变化和林业类别清单中采用重新计算方法将特别重要，其原因有两个。首先，一直在为这一部门发展清查方法和内插/外推工具（模式），而且预计由于所涉及过程的复杂性，随着时间的推移各国的方法将发生变化。这将是层级变化或国家方法改变造成的结果。第二个原因是清查土地利用、土地利用变化和林业类别计算所需的某些数据可能不是每年收集。例如，森林清单数据可能在 5 年或 10 年期内只汇编一次。在这种情况下，需要某些方法通过根据不经常得到的数据进行外推和内插来发展年度时间序列。

本节讨论时间序列一致性的一般问题和土地利用、土地利用变化和林业部门利用重新计算方法的问题。第 5.6.2 节考虑到方法改变和完善（数据或模式）产生的影响以及可用来确保一段时间内清单一致性的有关重新计算的技巧。第 5.6.3 节中论述关于在数据只能以较低频率（例如每隔 5 年）获得时如何编制年度清单的问题。第 5.6.4 节中讨论了与《京都议定书》有关的问题。

5.6.2 时间序列一致性和方法改变

随着清查方法改进和更多相关数据可加利用，“优良做法”是采用这类新的信息，只要它能提高清单的可靠性和准确性。²²在修改方法或投入数据时，必须注意确保清单随时间发生的变化反映排放或清除的实际变化而不只是模式的方法得到完善。例如，如果一国从某年采用第 1 层方法改进到次年采用较高级别的方法，那么两年间排放和/或清除的任何变化将不仅反映不同的方法，而且还反映实际的变化。在两个不同时期利用不同的方法时，两个时期的时间序列有可能不一致。确保一致性的标准方法是在可能时利用同种方法重新计算所有清查年的估值。这种重新计算的目的是确保整个时间序列反映新的数据和/或方法。如果不能在整个时间序列中利用新的数据或方法，必须考虑替代方法。

《2000 年优良做法指南》第 7.3 节“重新计算”介绍了重新计算和时间序列一致性的方法，应参阅这一部分以了解关于这一领域优良做法指南的一般说明。《2000 年优良做法指南》中的讨论不是针对特定部门的，可直接适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。不过，鉴于这个部门的数据和方法在不断完善，预计采用重新计算的技巧将特别重要。遵循《2000 年优良做法指南》，优良做法是在下述情况下重新计算清单估值：

- 在先前的清查数据、模式或方法中已经认定的影响清查水平或趋势的误差。如果在后续清查中更正了误差，但未进行重新计算以更正以前的清单，则会导致清单的错误报告；
- 可获的数据已经改变。数据的可获性是适当方法至关紧要的决定因素，因此可获数据的变化可能导致方法的改变或完善。随着清查机构取得经验和投入更多的资源编制温室气体排放清单，预期数据的可获性将会

²² 被认定不会改进最终清单估值的新方法或数据不应加以利用，可为分析不确定性、质量保证/质量控制和核查提供有用的信息。

改进。²³ 然而总的来说，如第 5.4.5 节所述，清查机构选择方法和收集数据时应与认定的关键源和汇类别相一致。

- 先前利用的方法与第 2、3 或 4 章中所说明的该源/汇类别的优良做法指南不一致。
- 一个源/汇类别已变成关键类别。一个源或汇类别在基准年不一定被视为关键类别，这取决于利用的标准，但在未来某年可能变为关键类别。例如，一国可能会实施导致造林面积大幅增加的造林计划，或在城市发展中可能导致毁林大量增加的林区的大面积转变。预计到会发生这些类型巨大变化和会导致某一类别较高级方法发生变化的清查机构，可能需要在它变为关键类别前考虑到这种可能性。
- 先前采用的方法不足以透明地反映减轻活动。随着减少排放或增强清除的技术和手段的采用，清查机构应利用各种方法以透明的方式说明所造成的排放或清除减少的变化。在先前采用的方法不够透明的情况下，“优良做法”是改变或完善它们。
- 清单编制的能力提高了。随着时间的推移，编制清单的人力和/或财力可能会加强。如果清查机构提高了清查能力，优良做法是改变或完善方法以便产生更准确、完整或透明的估值，特别是对于关键类别。
- 新方法可加利用，今后随着新技术的发展和科学了解更加深入，可能会发展各种新的方法。例如，遥感技术和特定地点的建模使得能够估计清淤活动引起的排放，这种方法比利用简单总计的排放因子/活动数据更加准确。清查机构应确保它们的方法符合《IPCC 指南》和本报告。

一旦决定需要重新计算，可考虑采用多种方法来处理时间序列中潜在的不一致。一般情况下，重新计算方法的选择取决于可用来进行重新计算的数据。《2000 年优良做法指南》讨论了几种方法，并将这些方法汇总在表 5.6.1 中。《2000 年优良做法指南》说明的方法在概念上完全可适用于土地利用、土地利用变化和林业部门。

方法	适用性	评论
完全重新计算	所要求的数据可用于所有时期。	<ul style="list-style-type: none"> • 如果可能，采取优良做法。
内插	利用新方法重新计算所需的数据可用于时间序列期间各间断年。	<ul style="list-style-type: none"> • 对于新方法不能适用的时期，排放估值可线性内插。
趋势外推	新方法的数据不每年收集而且在时间序列期初或期末不能获得。	<ul style="list-style-type: none"> • 如果一段时间内的趋势不变，最为可靠。 • 如果趋势变化，不应利用（在这种情况下替代方法可能更适合）。 • 不应为长时期这样做。
重叠	先前采用的方法和新方法都适用的所需数据必须至少一年可获。	<ul style="list-style-type: none"> • 在两个或多个年度排放估值集之间的重叠可加以评估时，最为可靠。 • 如果重叠期间两种方法间的关系不规则，这一方法不应用于重新计算。
替代	用于新方法的排放因子或活动数据与其它十分了解和较易获得的指示性数据有很强的相关性。	<ul style="list-style-type: none"> • 应测试多个指示性数据集（单一或组合）以确定相关性最强的数据集。 • 不应为长时期这样做。

²³ 在有些情况下数据收集可能减少，这也会导致方法的改变或完善。

列出重新计算时可能出现的所有问题或就适合于所有情况的重新计算技巧提出详细的建议是不可行的。每种情况都应根据实际情况加以处理而且选择的重新计算方法应兼顾实施成本和对时间序列一致性的总体影响。

经过数年的清单编制，各种方法可能会发生变化。在简单的情况下（例如在层级间变动时），抽样或实验可以提供国家具体的排放因子。在这种情况下，“优良做法”是依据可获的活动数据重新计算纳入这些新的排放因子的时间序列。还可能发生较复杂的情况。例如：

- 用来收集活动数据的仪器可能随时间推移而发生变化，而且不可能在时间上倒回去适用新的仪器。例如，清除事件可通过利用卫星图像来估计，但可用于这项工作的卫星随着时间推移而变化或退化。在这种情况下，重叠法最可适用。
- 由于资源有限，有些数据源不可能每年获得。在这种情况下，可能最适合的方法是在各年年内插或为拥有可获测量数据的最后一年以后的各年进行外推。
- 典型的情况下，土地利用、土地利用变化和林业的排放和清除取决于过去的土地利用活动。这样，数据必须覆盖一个长的历史时期（20-100年），而且此类数据的质量往往随着时间的推移而变化。在这种情况下，可能需要采用重叠、内插或外推技巧。
- 排放因子的计算一般将要求将抽样和建模工作结合起来。时间序列一致性必须也适用于建模工作。可将模式视为一种将投入数据转变为产生出结果的方法。多数情况下，在对模式中的数据投入或数字关系作出改变时，估值的整个时间序列应当重新计算（见表 5.6.1）。在鉴于可获数据这样做不可行的情况下，可适用重叠法的变种。

5.6.3 重新计算和定期数据

国家资源或环境清查如国家森林清查，只在极罕见的情况下每年覆盖全国。相反，它们一般在每隔 5 年或 10 年进行，或逐个区域进行，这意味着只有在每个区域的清查完成时才能直接得到国家级的估值。

在数据可以小于一年的频率获得时，产生几个问题。首先，每次获得新数据时，估值需要更新、而且可获数据间的各年需要采用某种方法重新计算。第二个问题是为上个可获数据点之后和新数据可获之前的各年编制清单。在这种情况下，新的估值应当根据可获的数据外推，然后在新数据可获时重新计算。

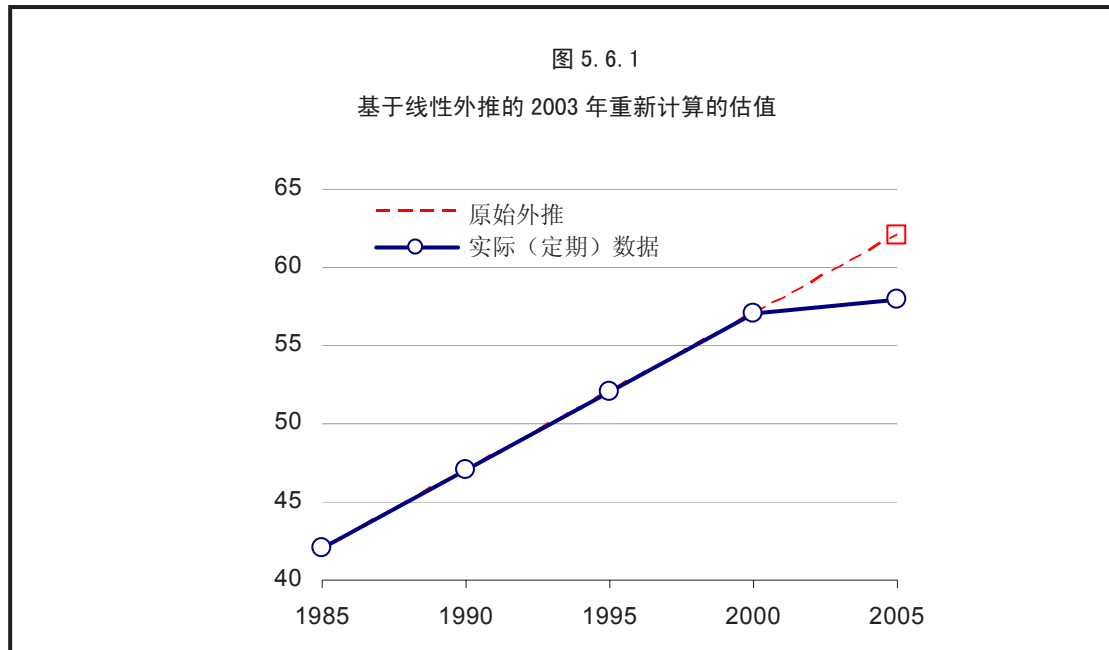
实现时间序列一致性的方法的选择将取决于可加利用的特定数据。如果替代数据（即可用来代替遗漏数据的替代数据集）可加利用，它们可以成为一种有用的指南以外推定期数据的趋势和在下个数据收集周期后内插同样的数据。如无可加利用的替代数据或其它信息，那么可用的惟一方法是外推，在新的观察结果可获时依靠重新计算的估值内插。这样，“优良做法”是在用于清单估值的基本数据不能每年可获时设法找到可靠的替代数据来指导外推和内插。方框 5.6.1 和 5.6.2 中给出了实际做法的例子。

方框 5.6.1

每 5 年进行一次国家森林清查的例子

考虑到每 5 年进行一次国家森林清查的情况，所需的几种类型数据（例如树木生长）的估值因此将只是按某种间隔获取。根据各年间生长量平均比较稳定的假定，上次可获数据以后各年的清单估值应当利用过去估值（即树木生长趋势）进行外推来获得。在图 5.6.1 中，某地块 2003 年的生物量估值以这种方法获取，尽管最后的测量是在 2000 年进行的。1995 至 2000 年间的趋势以线性方式简单外推。实际上，可利用原木材积表来调节指数行为，但本简单例子对此不作考虑。此外，可利用替代数据或者更复杂的建模——能够考虑到影响我们希望外推的参数的参数——来改进外推方法。

接下来，一旦收集了 2005 年的新数据（图 5.6.1），中间各年（2001-2004 年）的估值需要利用合适的方法（例如，内插和替代方法相结合）重新计算。在本例中，所有这些中间年（2001-2004 年）的估值将重新计算，因为 2005 年的估值实际上低于外推的趋势。



方框 5.6.2

关于为某一立地一段时间的排放建模的例子

考虑为某一立地一段时间的排放建立模式。如果清查是基于跟踪一个样本或完整的立地总体，这在国家具体的方法中可能是有用的。

一般情况下，每年实际视察所有立地以评估土地利用变化将不是具有成本效益的做法。相反，可以利用遥感技术来测量各种变化如清除，用该种技术大得多的覆盖面来弥补与实地视察相比较低的数据精确度。由于获取和处理遥感数据的成本高，每年产生遥感数据也可能是不可行或不具有成本效益的，但可每隔数年产生数据而且间隔期可以内插。

在通过定期调查或遥感来认定清除事件时，需要将排放分配给事件前一年或多年。如无任何替代信息或补充信息表明事件发生在哪年或哪几年，“优良做法”是按相等增量把清除事件产生的排放分配给每年。例如，如果遥感显示特定立地于 1997 年植树造林，但在 2000 年前被清除，那么清除可能发生于 1998 年、1999 年或 2000 年。

如果存在替代信息，就可改变分析的方法。在新的卫星数据可获前的时期内作估计时（即为原始的 1999 年和 2000 年清查），需要根据先前年份进行外推，也许要利用行政记录。“优良做法”是在可获得的最佳数据和资源条件下作出尽量可靠的外推，并认识到今后在获得更详细的信息时将修正估值。

作为这一类别不确定性分析的延伸，可将清除事件随机分到 3 年中的某年（即以三分之一的概率分配到每年）。与此相类似，蒙特卡洛方法可反复地将清除事件分配到一个随机年，然后计算部门的排放或清除的不确定性。这将把清除的确切时间的额外不确定性纳入估值中。如果从行政记录获知近似的清除率，可将它用来调整内插概率。例如，如果估计 1998 年的清除率是 1999 年和 2000 年的两倍，那么我们就估计上述例子的概率为 1998 年清除 1/2，1999 年或 2000 年清除 1/4。

5.6.4 《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条项下的问题

一般来说，确保时间序列一致性和重新计算土地利用、土地利用变化和林业部门为根据《京都议定书》报告补充信息而编制的估值的“优良做法”类似于为任何其它清单估值所采取的优良做法。不过，有几个与第 3.3 和 3.4 条有关的具体问题，“优良做法”是应考虑到以下方面：

- 需要每年报告活动所涉及的土地面积的界限和地理位置。在《京都议定书》规定的承诺期期间，如果新的土地被划入第 3.3 和 3.4 条之下，就将需要更新对此类面积的认定。这样，将需要确保回溯至 1990 年或回溯至第 3.3 和 3.4 条规定的任何活动开始的时期这些面积的表达是一致的并确保适当跟踪这些土地各类别间的变动。“优良做法”是利用第 5.6 节中说明的方法。
- 由于更新关于非年度数据的信息需要进行的重新计算（关于如何处理非年度数据的更详细说明，见第 4 章）。

5.6.5 报告和文件

在所有的情况下，由于土地利用、土地利用变化和林业部门通常所涉及的过程十分复杂并且时间和地域范围广大，为确保时间序列一致性所进行的计算应当仔细编写成文件。《2000 年优良做法指南》就编写有关时间序列一致性的文件提供的*优良做法指南*完全适用于这个部门。《2000 年优良做法指南》指出，编写关于重新计算的明确文件对于作出透明的排放估计和对于证明重新计算改进了准确性和完整性都至关重要。一般来说，凡进行重新计算，就应提供以下信息：

- 重新计算对估计水平和趋势的影响（通过提供利用先前使用的方法和新方法编制的估值）；
- 重新计算的理由（关于这个问题的讨论，见《2000 年优良做法指南》第 7.2.1 节“认定关键源类别的定量方法”）；
- 关于改变或完善的数据、模式、假定、因子值和/或方法的说明；
- 从提高准确性、透明度和完整性的角度证明改变或完善方法的正当理由；
- 重新计算先前提交的估值所采用的方法；
- 选择该方法的理论依据，其中应当包括比较利用选定的方法和其它可能的替代方法获得的结果，理想的情况下包括相对于时间或相关活动数据（或二者）的简单的排放或清除图表。

5.7 核查

5.7.1 导言

核查国家温室气体清单的目的是确定它们的可靠性和以独立手段检查报告的数字的准确性。核查可在几个层面上进行：项目、国家和国际。

核查的总体目标是：

- 提供投入以改进清单；
- 对估值和趋势建立信心；
- 帮助增进科学了解。

这些目标可通过内部或外部清单检查来实现。内部核查一般由清查机构进行，而其它机构（例如，其它政府机构、私营公司、研究团体、独立科学家、非政府组织）将实施外部核查。

《IPCC 国家温室气体清单优良做法指南和不确定性管理》（《2000 年优良做法指南》，IPCC，2000 年）词汇表界定了方框 5.7.1 所示的核查（也见词汇表）：

方框 5.7.1
清单核查的定义

核查指收集在清单设计、制订及完成后可能有助于建立可靠性以便于清单应用的活动和计算步骤。

一般来说，《2000 年优良做法指南》附件 2 “核查”所讨论的核查也与土地利用、土地利用变化和林业部门有关。核查有许多方法，包括：将清单估值与独立的评估、程序和数据集作比较；进行同行和公众审查；以及直接测量温室气体的排放和清除。核查方法也可包括审查清单的具体方面，例如基础数据（收集、转录和分析）、排放因子、活动数据、假定和用于计算的规则（包括模式在内的方法的合适性和适用性），以及按比例扩大的程序。不论利用何种核查方法或核查清单的哪个方面，“优良做法”是利用独立于编制清单所用的数据和方法来进行核查。

由于估计方法的独特性，土地利用、土地利用变化和林业部门在某种程序上需要特定的核查方法。理想情况下，对土地利用、土地利用变化和林业活动的核查将基于国家规模排放和清查的完整核算，在不同层级采用独立的方法测量，并在可能时补充以基于大气测量的自上而下的方法。此种核查将是复杂和资源密集型的，而且可能将由研究团体和/或方案机构实施。更有可能的是清查机构采用某些比较有限的核查方法或通过已在进行的研究活动来寻求满足它们的核查需要。本节说明的外部核查方法可能有助于清查机构评价它们的结果。

本节介绍各种核查方法并提供实际的指导意见，说明如何将它们适用于整个国家清单或其组成部分。第 5.7.2 节说明可用来核查清单估值和/或它们所依据的数据的某些方法。第 5.7.3 节提供有关核查土地利用、土地利用变化和林业清单的实际建议。第 5.7.4 节审议与《京都议定书》有关的某些核查问题²⁴。第 5.7.5 节论述报告和文件问题。质量保证/质量控制与核查密切相关，在本章第 5.5 节中加以说明。最后，关于核查方法的某些细节在第 5.7.6 节中给出。

²⁴ 核查是《京都议定书》第 3.3 节规定的一项要求，而且是在马拉喀什商定的土地利用、土地利用变化和林业决定草案附件第 17 段第 3.3 和 3.4 条所要求的（见 FCCC/2001/13/Add.1，第 61 页）。

5.7.2 核查方法

清查机构（或某个外部小组）可决定核查整个清单或其中某个部分或计算清单估值时使用的基础数据和模式。本节说明可用于核查清单估值的一些方法，包括核查整个清单的某些技巧，以及可用于核查清单的选定部分的许多方法。选择核查方法的标准包括：关注的范围、费用、希望的准确度和精确度、核查方法设计和执行的复杂性以及核查所需的专业知识水平。给出了关于每种方法的技术说明并提及其适用性（例如，对于某个特定类别、数据类型）。还提供了关于实施方法的指导意见。表 5.7.1 载有一些可帮助认定特定类别或投入最合适的方法的信息。表 5.7.1 论述有关土地面积分类、主要碳库和非二氧化碳气体的核查方法，尽管它不是详尽无遗的。第 5.7.4 节中说明了根据《京都议定书》报告土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除估值的核查方法的一般适用性。

一般来说，与土地利用、土地利用变化和林业有关的最重要的排放和清除是二氧化碳（CO₂）。不过，土地利用、土地利用变化和林业部门也包括林地施肥、清垦、造林/再造林、草地和农田管理及其它做法引起的非二氧化碳温室气体（主要是排放）。这些非二氧化碳温室气体包括甲烷（CH₄）、氧化亚氮（N₂O）、一氧化碳（CO）、氮氧化物（NO_x）及非甲烷挥发性有机化合物（NMVOC）。二氧化碳的排放和清除可直接确定和核查为生物量或土壤中碳储量的变化。对于非二氧化碳气体，可测量通量来核查年度排放估值。

有许多方法可用来核查土地利用、土地利用变化和林业部门的排放和清除估值。总体核查做法可包括交叉检查不同的地理范围——从区域到全球——的结果。不过，此种交叉检查需要大量的时间而且可能得在多年而不是一年之内实施。与矿物燃料排放相比，土地利用、土地利用变化和林业的活动较难以在短期内评估，因为生物界碳往往难以监测而且平衡缓慢。因此，对生物界碳的人为净影响的评估将需要长期观察（Nicsson 等人，2001 年）。

表 5.7.1 汇总了各种核查方法对土地利用、土地利用变化和林业清查估计不同方面的可适用性。本节以下部分给出有关这些方法的较详细说明。

方法 1：与其它信息的比较

将土地利用、土地利用变化和林业清单与其它独立汇编的清单或数据集进行比较可能是一种有用和有效的核查手段。采用这种方法可以进行两大类核查：与独立清单比较（方法 1a）或与国际方案和数据集比较（方法 1b）。

方法 1a：与独立清单比较

在有些国家，可用其它组织（例如其它国家、地区/省机构、研究组织等）汇总的清单来核查清查机构编制的国家土地利用、土地利用变化和林业估值。如果未利用相同的基础数据产生报告的估值并且不同清单中部门与类别间的关系可加以评估，则此类外部清单可用于核查。在这方面，“优良做法”是确保相同的数据集尚未用来计算/估计某些报告的土地利用、土地利用变化和林业类别。在比较独立的清单时，重要的是还应考虑到估值中的不确定性。

另一个有效的核查方法是比较国家或国家组间的清单信息。可对汇编国家清单所用的特定源/汇类别、默认假定和/或数据的总体估值进行此种比较。这种方法的费用可能相当低廉但必须注意确保所选国家的特点实际上是可比較的（即它们具有类似的气候或生物群系特点）。有时候依据其它国家清单的数据比依据一般默认排放因子或活动数据计算的数据更符合本国情况，并可反过来用于改进清单。

与其它清单比较清单数据或估值可能是一种省钱和相当简单的核查方法。一般来说，特别是在与诸如遥感或建模等方法的要求比较时，上述方法不要求熟练的技术人员或受过高度培训的人员。它适用于估计的所有组成部分，包括土地面积分类、各种碳库的清单、非二氧化碳气体的估计和像造林、再造林以及毁林等活动。这种方法适用性的关键决定因素是加以比较的其它清单的可获性。“优良做法”是如果此类清单可以获得就利用这种方法。如果通过

此种比较发现有重大的差别，就应调查原因，以便正确解释结果并标明可能需作进一步清单检查的领域。

	方法 1 与其它清单和 其它独立数据集 比较	方法 2 采用较高层方法	法办 3 直接测量	方法 4 遥感	方法 5 建模
土地面积	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	不适用	合适	不适用
碳库					
地上部生物量	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	合适 (需要地面数据)	合适(回归、生态系统和生长模式)
地下部生物量	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(回归、生态系统和生长模式)
死木	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	可适用(生态系统和基于清单的模式)
枯枝落叶	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	可适用(生态系统和基于清单的模式)
土壤有机质	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(生态系统和基于清单的模式)
非二氧化碳温室气体	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(生态系统模式)
排放因子	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	不适用	合适(生态系统模式)
基于活动/土地的报告					
林地、草地、农田、其它土地利用	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	合适，特别是认定土地覆盖/土地利用及其变化	合适，数据密集型，在无法获得来自直接测量和遥感的估值时可作为一种替代方法
造林、再造林、毁林、项目	如果数据可获， 合适	如果数据可获， 合适	合适 (资源密集型)	合适，特别是认定土地覆盖/土地利用及其变化	不切实际

方法 1b: 与国际方案和数据集比较

目前正在国际一级开展若干研究和监测活动，既有区域/大洲规模的（研究项目、监测网络等）也有全球规模的（生物圈遥感、全球数据档案中心、区域间类似研究倡议网，等等）。

就土地利用、土地利用变化和林业部门而言，此类研究多数与量化陆地生态系统特别是森林在碳循环（从生态系统到全球规模）中的作用有关。在这方面，研究和监测网收集的许多结果对于核查土地利用、土地利用变化和林业报告以及诸如与质量保证/质量控制和不确定性有关的其它交叉问题是有用的。

能从此类方案和数据集收集到的范围和总计级（国家、区域等）的数据和信息可用于核查过程的不同阶段和层级（内部和外部审计、与其它机构收集的数据的比较，等等）。

与方法 1a 相同，将清查数据或估值与独立数据集进行比较可能是一种省钱和简明的核查方法。可将它适用于有其它数据来源的清单的任何组成部分。一般来说，该方法最适用于土地面积的分类，不过它也可用于核查碳库、非二氧化碳温室气体和活动的估值的选定组成部分，而来自研究网络的数据可用于核查国家具体的数据（排放因子）。如针对先前的方法所提及的，在将国际数据集用于核查目的时，“优良做法”是确保相同的数据集尚未用来计算或估计报告的土地利用、土地利用变化和林业类别的某些组成部分。这种情况在以下情形下特别可能发生：国际上可获的方案和数据集是根据国家统计资料汇编的或包括在计划利用该数据进行核查的国家领土上进行的具体研究的成果。分析与国际上可获的数据集和清单比较产生的最终差别时，应特别着重于查明产生此类差别的可能原因，最终目的是改进总体清单。关于为核查目的可能有用的与某些国际方案和数据集的联系可查阅第 5.7.6 节中方框 5.7.6 “与土地利用、土地利用变化和林业有关的联系和网格”。其它有用的与土地利用/土地覆盖数据公开来源的联系可查阅第二章附件 2.A.2 “国际土地覆盖数据集的例子”。

方法 2: 采用较高层的方法

一个国家可能没有足够的资源或数据将较高层的方法用于土地利用、土地利用变化和林业部门所有各种类别的排放和清除的总清单。不过在有些情况下，该国可能有机会获得特定领域（例如某个区域或子类别）比较综合的数据集。在这种情况下，该国可利用一个较高层的方法来核查其部分估计。例如，如果经营林产生的温室气体排放和清除是利用第 1 层方法估计的，清查机构可考虑通过在林地面积的某个部分采用国家具体的数据（第 2 层或第 3 层）来进行核查。在这种情况下，将必须在选定的面积中至少为同质的生长条件（生物群系、气候区）、树龄级别和管理制度获得或发展生物量和生长方程。

如果可获得源自更详细方法的必要数据，将较高层的方法适用于清单的某些部分可能是一种有效的核查技巧。这种方法能在各种规模（从地块到国家一级）上适用。成本将各不相同，要视核查的范围而定。一般来说，为核查得出较高级别的估值可能相当简单而且可利用已掌握的清查专业知识。这种方法的一个关键问题是将这部分较高级别的估值用作清单本身的一部分还是作为一种核查方法。

方法 3: 直接测量温室气体的排放和清除

直接测量是对各种碳库、非二氧化碳温室气体排放和土地利用、土地利用变化和林业活动的一种核查方法。不过，这种方法一般不适用于核查土地面积分类。该方法的适用范围可从地块到国家级不等。在有限的范围，直接测量能够提供国家具体的默认因子和活动数据，而对于较大范围，该方法可用于核查部门估值和具体活动。费用的差异巨大，依据样本量和希望的准确度而定。样本量大时，准确度可能会相当高。在采用这一方法时，最重大的挑战一般是制定抽样战略和测量规程。一旦基础设施安装到位，测量数据的收集一般没有技术上的困难，尽管可能是劳动密集型的。

在直接测量土地利用、土地利用变化和林业部门温室气体的排放和清除时，需要适当考虑时间和空间的变化，因为给定年份的排放/清除未必表示长期趋势。这是因为该部门的多数排放和清除与生物过程有关联并受气候变化的

影响。通过利用平均、累积的测量数据或取数年的平均数来获得具有代表性的结果，可以部分解决这个问题。此外，在考虑较大的面积时，数据各年间变率的效应趋于减弱。因此，在较大的面积上测量或拉长测量间隔较有可能反映管理做法的效应（见第4章第4.2.3.7节“年度间变率”）。虽然认识到在将直接测量作为核查工具时存在这些问题，但如下文所说明的，它们仍可以各种方式用来核查土地利用、土地利用变化和林业部门的估值和背景数据。

活生物量（地上部和地下部生物量）

报告的生物量中碳储量的变化可用**储量变化的直接测量数据**来核查。当前可用的方法使得能够按定期间隔合理地准确地测量地上部生物量中的变化，不过，成熟林中的年度储量变化相对于库的规模来说可能很小。也有估计地下部生物量的方法，尽管与地上部生物量相比，抽样较为困难。这种方法可特别用于森林，但它也适用于含有木质生物量但不符合林地定义的其它用途土地（例如农林综合经营系统、再种植的草地等）中活生物量的变化。

有多种方式可采用直接测量来核查生物量估值。例如，一国可能决定收集森林清单数据，方法是比一般情况下（例如，按5至10年间隔）更频繁地对选定的地块子样本或对某个区域进行直接测量。清查机构还可通过直接测量来求导包括地下部生物量在内的当地异速生长关系，它们可用来核查整个活生物量组分的蓄积量变化。直接测量还可用作幼林林分或正在经历生物量再生长的土地的核查工具，因为现有的异速生长方程和生物量扩展系数通常不适用于这些库。现有的**生态系统研究**可用来求导特定物种的生物量扩展系数（可参照报告所用的默认因子对它们进行比较），还可用来检查特定森林类型的生长率。

死有机质（死木和枯枝落叶）

正如对地上部和地下部生物量一样，死有机质（枯枝落叶和死木）的蓄积量也能通过直接测量来估计。不过，在森林中，枯枝落叶和死木库在空间和时间两方面都具有很大的可变性（例如，枯枝落叶的季节变化、自然或人为干扰引起的突然变化），将需要恰当的抽样方案来准确评估死有机质的蓄积量。预计成熟林中枯枝落叶库不发生重大变化，核查应当优先针对造林/再造林面积和正在经历主要的管理作业如采伐、整地、疏伐等的林分。

一般来说，生态系统研究利用净捕获（树叶和枝条）来测量地上部枯枝落叶投入和通过在数个地块上收集枯枝落叶来测量枯枝落叶蓄积量（也针对粗死木）。如可获得此种研究结果，可能有助于检查最终用于报告的第1层默认因子。

土壤（土壤有机质）

还能对土壤产生的排放和清除进行核查。如对地上部生物量一样，已有估计土壤碳储量的灵敏方法。在某个面积、区域或在国家范围反复进行土壤抽样，可能是检测不同土地用途（林地、草地、农田）中土壤碳变化的一种相关方法。不过，未经历土地用途变化或未受到重大管理作业（例如，成熟林的采伐、草地改良、农田犁耕等）的生态系统，其土壤碳储量的变化可能很小而且在短期内难以准确评估。

土壤的温室气体排放和清除，可利用手提或车载的气体抽样系统（小容器和气体分析仪）在某个地块的几个抽样点测量。然后将抽样点的测量结果按比例放大到地块/生态系统各级，同时考虑到一般与土壤相关的气体排放和清除的重大空间变率。二氧化碳和其它温室气体（氧化亚氮、甲烷）都用这种方法测量（Butterbach 等人，2002年；Janssens 等人，2001年）。以这种方法取得的温室气体通量的直接测量数据也能用于比较实施特定管理做法前后的排放（Steinkamp 等人，2001年；Butterbach-Bahl 和 Papen，2002年）。直接测得的值可用来核查最终在较低层级利用的默认排放因子。

核查土地用途发生转变的土地中土壤碳的变化，可以通过比较转变后测定的土地中碳储量与仍处于以前土地用途的土地的碳储量来进行。在这种情况下，应注意确保成对的立地在可能影响土壤碳周转率的因素（例如，土壤类型、天然植被、排水、地形等）方面充分匹配。

生态系统范围的温室气体通量测量

温室气体生态系统通量的直接测量可用于在当地范围核查报告的碳储量变化。这些通量观察通常靠微观气象技术如涡流协方差，利用置于林中或其它生态系统内的伞形塔进行，主要用于二氧化碳交换测量（Anbinet 等人，2000 年）。一般来说，它们提供关于净生态系统交换的数据（NEE，见脚注 26）。这种方法适合于地块/生态系统范围的碳排放和清除的综合估计。提供的数据可用于与求导土地利用、土地利用变化和林业特定类别的排放/清除所使用的活动数据/排放因子和默认值进行比较。不过，将这些结果按比例放大到区域和国家级有一些限制，因为需要适当考虑时间和空间变率、长期趋势和各种扰乱（Körner，2003 年）。生态系统净通量的直接测量需要对设备大量投资，而且对可能的位置有着限制（依赖于地形、植被和林冠结构）。一旦实施，此种测量可连续进行，提供关于某一生态系统二氧化碳排放和清除平衡的年度间变率的估计。由于其复杂性，生态系统通量可能将由研究机构/网络测量。如果在某国可获得此种实验的结果，清查机构可考虑利用这些结果来进行核查。

方法 4：遥感

遥感是一种有效的方法，可用于核查土地覆盖/土地用途的属性、探测土地覆盖变化和估计处于转变和撂荒状态的面积。此外，遥感还能用来估计地上部生物量的变化。下文说明利用遥感进行核查的这两种方法。遥感不适用于核查地下部生物量、枯叶落叶、死木或土壤有机质。

可在不同的范围（从地块到洲一级）上采用遥感。不过，从遥感图像提取准确和可重复的信息可能是一项艰巨的任务，而且可能需要大量的技术专门知识。成本将取决于方案的范围和规模。如果归档的数据可用，费用可能较低。不过，如果要求频繁的测量和广泛的数据解释，则费用和熟练专门人员的需要量都会大幅增加。在其它因素中，遥感的准确度将取决于它使用的范围和图像的来源。一般来说，它可能相当准确，但需要地面真实情况来提高结果的准确度。

方法 4a：遥感核查土地利用和土地利用变化

遥感是最直接的工具，可用于核查林地和草地向其它土地利用类型（农田、定居地等）转变所涉的面积、经营土地的撂荒以及火情探测（这是导致热带转变的主要因素之一）。不过，如果一国已将遥感技术用于土地面积的一致表示（见第 2 章第 2.4.4.1 节）或用于与《京都议定书》的特定方面相关的土地利用和活动的属性（见第 4 章第 4.2.2 节），就必须注意确保核查使用的遥感数据独立于编制清单所使用的数据。从技术观点看，遥感可被视为一种事后的核查，比较不同年份连续进行的调查。

还须注意的重要一点是，虽然遥感在许多情况下会轻而易举地检测出土地覆盖层的变化（例如从植被覆盖到裸地），但它不可能始终提供关于土地利用或植被类型变化（例如，从作物 A 变为作物 B）的充分和准确的信息。²⁵ 例如，单凭遥感数据检测森林的皆伐较为容易，但比较难以区分这些是正在进行的森林管理的一部分还是代表毁林（也见第 4 章第 4.2.6.2.1 节）。同样，据报难以区分不管理的松树林与管理的人工针叶林，其准确度仅为 50% 左右（Okuda 和 Nakane，1988 年）。区分不同的作物类型是遥感可能面临困难的又一个领域。空间分辨率适度的传感器进行的频繁观察与高分辨率传感器进行的详细观察相结合，有时能够解决这个问题。

由于与大气特别是云层的相互作用，在某些区域（例如北方生物带和热带）或一年的某些时期，光学遥感数据的利用可能具有局限性。在这方面，综合孔径雷达（SAR）传感器比较适合于这个目的，因为不论阳光照射还是云层覆盖时，都可获取数据。即使利用新的传感器如综合孔径雷达，全年估计或核查土地利用和土地覆盖层变化仍将是难事。部分挑战来自此种努力所需的资源（人力和资金），尽管如此，随着卫星传感器时间和空间分辨率的提高，

²⁵ 在有些情况下土地覆盖层可能变化，但土地用途不变，反之亦然。

有可能在年度或更频繁的基础上检测土地利用或土地覆盖层的突然和/或最近的变化。

方法 4b: 遥感核查活生物量的变化

卫星遥感及其图像产品还可能适合于评估主要生态系统级（例如草地与林地）的生物量和生物量变化。森林的碳储量可利用光谱图像数据与生物量之间的相关性来估计，只要适当的数据（不用于清查估计）可用来代表需要估计的森林生物群系和管理制度的范围（Trotter 等人，1997 年）。相关性方程可能受一些参数的影响（林冠和下层植物类型、季节、照明、卫星观察几何学）（Okada 等人，2003 年），而且一般须为每种森林类型发展此种方程。此外，植被指数（例如，归一化差异植被指数，NDVI）也已用于估计地上部生物量（关于此种指数的概述见第 5.7.6 节）。

另一个方法是利用综合孔径雷达（SAR）数据，它提供关于受监测土地覆盖层的结构而不是光谱信息。对于某些森林类型，利用生物量与雷达强度（振幅、反向散射）间的关系可以某种准确度估计木质生物量（Rauste 等人，1994 年；Foody 等人，1997 年；Luckman 等人，1998 年；Saatchi 等人，2000 年；Terhikki Manninen 和 Ulander，2001 年），或例如通过将综合孔径雷达求出的树木高度与就地求出的异速生长关系联系起来进行间接估计。综合孔径雷达数据适用于评估两个或多个时点间的地上部生物量的相对蓄积增量变化，特别是在变化相关时。时间序列而不是单个日期的图像使得变化趋势呈特点化和估计误差最小化。

在高低不平的地形和具有异质林冠覆盖的地区，光学和综合孔径雷达传感器都有局限性。遥感数据的准确度随传感器的几何和辐射测量特点而变化，包括在一段时间内传感器校准的变化。所用成像数据应按照目标面积的地理范围和希望的分辨率来选择。各种卫星传感器的规格（传感器类型、空间分辨率、可获性等）在第 5.7.6 节表 5.7.2 中列出。

利用图像数据进行面积和生物量核查的其它方法可包括：

- 航空摄影（用于森林的垂直林冠结构、劳动密集型）；
- 激光剖面仪（LIDAR 林冠高度和结构，准确度尚待审查，实验性，昂贵）；
- 与独立机构利用遥感产生的地图/数据作比较。

方法 5: 利用模式核查

模式可用来核查碳库、活动数据的估值以及总体清单。一般来说，模式不用于对土地面积分类的核查。对于《气候公约》规定的具体土地利用类别和根据《京都议定书》选定的活动，在直接测量结合遥感不可行时，模式能成为一种具有吸引力的选择。建模费用差别巨大，取决于具体的用途、合适工具的可获性和所希望的分辨率。与模式设计和校准相关的启动费用一般比运行成本高得多。利用模式进行核查相当复杂，而且要求高度的技术专长。

有两种迥然不同的可用于核查目的的建模方法：自下而上模式和自上而下模式。自下而上的模式从较小规模的过程按比例放大到较高的总计水平，而自上而下的模式则方向相反，它设法从较大规模的测量推断较小规模的过程。虽然原则上两种方法都可用于国家级的核查，但自上而下模式更适合于大洲规模的核查。自下而上模式可用于从立地/地块级规模到地区、国家、甚至大洲一级，只要可获得投入数据。

用于核查目的的模式，如用于清单编制的模式一样，需要编写成可靠的文件和应接受同行审查。投入参数、数据、函数和假定应接受详细审查，这一般叫做“验证”。术语“验证”用于普遍接受的适当测试模式性能的含义，这不等于说模式是现实的惟一真正代表（Oreskes 等人，1994 年）。

正如其它方法一样，应当指出，模式有它的优点和缺点，而且迄今为止没有“最佳模式”一说。为了避免与模式选择有关联的某些可能的偏差，可利用一组经过相同校准的模式（Alexandrov 等人，2002 年）。将模式用作核查工具经常需要专家指导。

方法 5a：自下而上建模

有几种类型的自下而上模式可用于核查：

生态系统和生长模式能够以足够长的时间段模拟植被的生长和碳的演化，它们可用于核查。它们计算生物量的生长以及碳、水和氮的通量，并能够提供每单位面积森林（Kramer 等人，2002 年）和其它植被类型碳的总初级生产量（GPP）²⁶和净初级生产量（NPP）的估值。它们可用于核查生物量和通量的第 1 层和第 2 层的组分估值，并可用于求导与第二层计算相关的“排放因子”和/或国家具体的参数（见表 5.7.1）。在森林的情况下，基本上有两个类别的生态系统模式可以适用：着重于生态系统的生理学和生物化学的模式和基于森林清单的模式。这两类模式比较知名的有森林-BGC（Waring 和 Running，1998 年）、生物群系-BGC（Running 和 Coughlan，1988 年；Running 和 Uunt，1993 年；Running,1994 年）及基于清单的模式（Kauppi 等人，1992 年；Nabuurs 等人，1997 年；Birdsey；1996 年；Kurz 和 Apps，1999 年）。

最近，已开发出新一代陆上碳循环模式以纳入气候变化、大气化学、扰乱率对净初级生产量、净生态系统生产量²⁶和净生物群系生产量²⁶的影响（例如，Landsberg 和 Waring，1997 年；Cben 等人，2000 年 a；Chen 等人，2000 年 b；McGuire 等人，2001 年）。利用遥感空间数据（例如，土地覆盖层、烧除面积和叶面积指数）和气候、大气化学及土壤清查的地理参考数据集，这些基于过程的模式可将立地级数据（例如，生态系统通量测量数据）按比例放大到区域和国家范围。不直接依赖于森林清单，利用这些模式估计的数据可用于与基于森林清单的碳核算作比较。不过，模式（其中土地数据是基于遥感）量化小规模土地用途变化（例如，造林、再造林和毁林）造成的碳储量变化的能力受遥感信息空间分辨率的限制。

如果利用模式来总计结果和提供关于国家范围生物量变化的数据，就需要适当进行模式参数化，同时考虑到一国存在的不同土地用途和土地覆盖层。例如，为将模式结果用于核查森林清单数据，至少应为主要的树种实施参数化。

回归模式已被用来根据基本的气象数据计算净初级生产量（例如，Chikugo 模式，Uchijima 和 Seino，1985 年）。从回归模式和基于过程的模式求出的净初级生产量值可用于交叉检查大规模的第 1 层和第 2 层数据（见表 5.7.1）。

利用地理信息系统（GIS）纳入地面真实数据的建模方法提供比遥感方法更准确的数值。基于地理信息系统的数据库如地形和林冠覆盖率及结构特点如气候等也能用来求导生态系统和生长模式以便检索空间坐标结果。因此，在大洲和全球两级，地理信息系统建模可用于核查国家土地测量法（Mollicone 等人，2003 年）。

方法 5b：自上而下建模和大规模方法

自上而下模式可用于核查从区域到全球规模的碳储量和储量变化。这些方法不能容易地适用于国家级的估计，但可用于总计的国家、大的区域或大洲。对于面积很大的国家或具有能够将国内气团与外部气团流动分开的特点的国家（例如，北美、北方生物带-西伯利亚、澳大利亚、英国等），区域/大洲规模的方法也能用于国家范围。自上而下建模可对区域碳预算提供总体限制，但它们不适合于部门碳预算的核查，因为它们不能区分不同土地利用类别或管理活动引起的排放和清除的影响——如根据《气候公约》和《京都议定书》报告所要求的那样。此外，自上而下建模的方法包括不属于《气候公约》或《京都议定书》规定报告的土地利用类别（例如，非经营土地）产生的排放和清除。尽管如此，在较大的规模上，关于温室气体浓度和同位素构成的大气测量数据原则上应能证明，根据《气候公约》和《京都议定书》采取的总行动对于大气温室气体浓度的趋势将是否有效（Schulze 等人，2002 年）。

²⁶ GPP：总初级生产量，根据总光合作用得出；NPP：净初级生产量，净光合作用或总初级生产量减去自养呼吸（来自地上和地下部活植物生物量）；NEP：净生态系统生产量，即碳（CO₂）的净排放或清除，或净初级生产量减去异养呼吸（土壤有机质和土壤有机碳分解，动物），在净生态系统生产量利用通量技术测量时，正确定义为 NEE，即净生态系统交换；NBP：净生物群系生产量，即碳的大规模（生物群系）净排放或清除，其中考虑到了自然和人为的扰乱（火灾、风倒、采伐，NBP=NEP-扰乱）。NBP 是最终反映在全球碳预算（即大气）中的用语。

反推模式计算浓度测量和大气输送模式的通量。它们可用于确定洲到全球规模的总体碳动态，但区分不同土地利用类别或管理活动对总预算的影响的能力有限。通过测量二氧化碳浓度的空间和时间分布，可以检测陆地和海洋的碳通量。反推模式还可用来计算甲烷和其它温室气体的通量。

在反推分析中纳入空中观察结果和利用区域级输运模式能够改进估计，并能够考虑空间分布的排放/清除数据。反推建模方法的实施正处于完善之中，需要各国进行科学协作和建立一个联网系统。此类估值也许将独立于国家数据而且对区域乃至洲一级的总体核查将起重要作用（关于对几个洲级规模反推建模结果的比较，见 Gurney 等人的撰文，2002 年）。

在国家一级，可用于总体核查的另一个大规模方法是利用高塔，一国之内一般有这类塔（例如，电视塔、传输塔）可用来测量二氧化碳梯度（Bakwin 等人，1995 年）。这种方法可与反推建模结合利用以求出区域/国家排放和清除的平衡状况。一旦安装到位，该系统可实现自动化而且费用不是很昂贵。

5.7.3 关于核查土地利用、土地利用变化和林业清单的指导意见

清查机构（或外部团体）为核查认定的一份清单的几个组成部分可包括：排放/清除估值、投入数据和假定。方框 5.7.2 中的问题可由清查机构作为制定一项核查计划的指导意见。

方框 5.7.2

关于为核查选择清单的组成部分和核查方法的指导意见

哪些标准可用来为核查选择清单组分？

如果任何源/汇类别是“关键”的，应当优先核查。不过，不是“关键”的排放和清除也可选定进行核查，特别是如果这些类别与减轻政策相关或它们的不确定性高的话。如果一个库预计在清查报告期内发生重大变化，也应给予特别的注意。

清单组成部分将如何核查？

核查方法的选择将主要取决于该方法对清查机构或国家具体的条件是否合适/可加利用。额外的标准是：拟核查的数据类型、清查覆盖的空间规模、拟核查的数据的数量和质量及方法本身的准确度、精确度和成本。方法和选择方法的标准在表 5.7.1 中详述并在第 5.7.2 节中作了详细说明。

如果一国对它的清单进行内部核查，“优良做法”是确保：

- 足够的独立专业知识可加利用；
- 核查的文件被列入国家清查报告；
- 不确定性估值和质量保证/质量控制文件被列入报告；
- 说明国家开展的其它核查活动；
- 采用的核查方法是透明、严格和有科学依据的；
- 核查结果是合理并作出可靠解释的；
- 最后计算可与基础数据和假定有合理联系。

方框 5.7.3 中的一览表归纳了对清单进行内部核查可使用的一些工具，特别着重于土地利用、土地利用变化和林业部门。还为《京都议定书》方面提供一个具体的方框（见第 5.7.4 节方框 5.7.5）。

方框 5.7.3

国家清查中对土地利用、土地利用变化和林业部门清单的核查

A. 检查：

土地利用、土地利用变化和林业部门的清单就估计所有 IPCC 源/汇类别排放和清除所使用的数据和假定提供文件证明了吗？

已将所有重要的碳库列入清单了吗？

如果有些土地利用、土地利用变化和林业排放/清除类别被遗漏，报告解释其原因了吗？

排放和清除是否分别报告为*正项*和*负项*？

就土地利用、土地利用变化和林业部门清查的总面积而言，清查年土地利用的总体变化在置信限度内等于零吗？

对从基准年到结束年的趋势的任何中断作了评价和解释吗？

B. 土地利用、土地利用变化和林业排放和清除的比较：

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与该国独立编制的国家清单作比较，或将国家清单的区域子集与为这些区域独立编制的清单作比较（表 5.7.1，方法 1）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与一个*不同但类似*的国家的国家清单作比较（表 5.7.1，方法 1）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门清单的活动数据和/或排放因子与独立的国际数据库和/或其它国家的（数据库）作比较。例如，将类似物种的生物量扩展系数与森林条件类似的国家的数据库作比较（表 5.7.1，方法 1）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与利用另一层方法计算的结果，包括默认值作比较（表 5.7.1，方法 2）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与可获的高强度研究资料和实验数据作比较（表 5.7.1，方法 1-3）。

将清单中利用的土地面积和生物量蓄积量与遥感数据作比较（表 5.7.1，方法 4）。

将土地利用、土地利用变化和林业部门的清单与模式作比较（表 5.7.1，方法 5）。

C. 不确定性的比较：

将不确定性估值与文献中报告的不确定性作比较。

将不确定性估值与其它国家的估值和 IPCC 默认值作比较。

D. 直接测量：

进行直接测量（例如当地森林清查、详细的生长测量和/或温室气体的生态系统通量，表 5.7.1，方法 3）。

考虑到资源的限制，应在可能的范围对国家清查报告中提供的信息进行核查，特别是对关键类别。方框 5.7.3 中的核查方法可适用如下：

- A 项下所列的检查至关重要，在理想的情况下这些应作为质量保证/质量控制的组成部分进行。
- “*优良做法*”是至少用方框 5.7.3 的 B 项下所列的方法之一进行核查（有关可适用方法的更多信息见表 5.7.1 和第 5.7.2 节）。
- 如果无法获得土地利用、土地利用变化和林业关于温室气体排放和清除的独立估值，那么内部或外部核查将很可能仅限于对数据和方法的详细审查（Smith, 2001 年）。在此种情况下，“*优良做法*”是由清查机构

进行这些检查，并在其国家清查报告中提供充分的文件和其它证明材料以便于外部核查。

- 清查机构在考虑到国家具体情况和资源可获性的前提下，可以评估有关方法的恰当结合以核查它们的土地利用、土地利用变化和林业清单。方法 1、2 和 3 对于核查清单的几个组分是可行的。在所列的这些方法中，拥有中低量资源的清查机构可轻而易举地实施方法 1 和方法 2。遥感最适合于核查土地面积。直接测量（方框 5.7.3 的 D 项下）是有用的，尽管该方法可能属于资源密集型方法，而且规模大时费用可能是一个制约因素。在直接测量与遥感相结合不可行时可将模式作为一个替代方法。

5.7.4 与《京都议定书》有关联的具体问题

一般来说，第 5.7.2 节中讨论的方法同样可用于核查根据《气候公约》提交的清单和根据《京都议定书》提交的报告。虽然测量给定面积的碳储量变化的费用随着希望的精确度和景观异质性提高而增加，但“优良做法”的原则同样适用于项目和国家清单。

清查机构可利用方框 5.7.4 中的问题来帮助指导为根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条报告的补充信息制定一项核查计划。

方框 5.7.4
关于核查碳库和活动的指导意见

核查哪些碳库？

“优良做法”是既重点核查预计与《京都议定书》最相关的那些碳库，也重点核查非二氧化碳温室气体排放。《马拉喀什协定》列出了以下库：地上和地下部生物量、枯枝落叶、死木和土壤有机碳。正如《马拉喀什协定》所指出的，缔约方如果提供可核查的信息证明特定的库已不是第 3.3 条规定的活动和根据第 3.4 条选定的活动或项目的温室气体的源，可将该库排除在报告之外。因此，要求的信息对于选定的库（遵循第 3 章和第 4 章提供的意见，关于库的变化）和非选定的库（证明它们不是源的补充信息）来说是不同的。关于土地利用、土地利用变化和林业清单，如果一个库预计在清查报告期间将发生重大变化，也应予以特别注意。

核查哪些活动？

按照《马拉喀什协定》，缔约方应报告《京都议定书》第 3.3 条规定的活动并可只选择第 3.4 条规定的某些活动。对于所有强制性或可选的活动而言，《京都议定书》规定的报告所特有的组成部分包括：认定此类活动发生的面积，证明这些活动是自 1990 年 1 月 1 日以来已发生和人类引起的，以及确定“1990”基准年（再造林活动的参考年和净-净核算的基准年）。

与根据《京都议定书》第 3.3 和 3.4 条得出的估值相关的具体核查可包括：

- 对于纳入《京都议定书》规定的报告的土地，“优良做法”是利用地理和统计信息如遥感数据来核查此类土地。即使不要求地理参照，这也将便利核查（Smith, 2001 年）。
- 报告第 3.3 和 3.4 条规定的多数活动产生的温室气体排放和清除要求提及 1990 年或 1990 年以前的数据（1990 年林地/非林地分类，农田管理、放牧地管理、植被重建等的净-净核算）。在有些情况下，这些数据可能无法获得或其可靠性有限，可依照第 4 章第 4.2.8.1 节中的意见利用估值。“优良做法”是尽量核查估计方法和数值。

项目活动的排放和清除可根据《京都议定书》第 6 和 12 条报告，本报告第 4 章列出了不同的项目类型并提出了可能需要核查的每种信息类型。虽然第 5.7.2 节中介绍的许多方法可用于项目核查，但正在根据《京都议定书》和《马

拉喀什协定》发展补充规则。²⁷ 尽管有这个因素，项目核查一般比国家级的核查容易。就项目而言，界限、碳库和寿命都是能够可靠确定的因素，因此可加以核查。一般来说，拥有良好监测和报告计划的项目可能较容易核查。

关于土地利用、土地利用变化和林业部门清单，清查机构在考虑到具体情况和资源可获得性的前提下，可选择恰当的方法组合来核查根据《京都议定书》报告的补充信息。在这些方法中，遥感最适合于核查土地面积。直接测量是有用的，尽管这种方法可能是资源密集型的。在直接测量与遥感结合不可行时，可将模式作为一种替代方法。有些核查步骤为《京都议定书》所独有，在方框 5.7.5 中介绍。

方框 5.7.5

根据《京都议定书》进行的土地利用、土地利用变化和林业核查

检查：

如果一缔约方报告在林地上发生了某种活动，是否提供了“森林”定义并且该定义是否与报告的活动和土地单位一致？是否提供了关于选定的树冠覆盖率和树木高度的信息？

是否报告了所有碳库（地上部和地下部生物量、死木、枯枝落叶、土壤有机碳）的变化？如果没有报告，是否说明了省略某一碳库的理由并提供文件证明？

是否具体说明了符合第 3.3 和 3.4 条规定的活动的土地面积的地理界限？

根据第 3.3 和 3.4 条报告的土地总面积在随后或连续的承诺期内是保持不变还是增加了？

是否提供了信息证明根据第 3.4 条选定的活动自 1990 年以来已发生而且是人为的？

对于第 3.3 条，是否提供信息以区分毁林与采伐（皆伐）或再造林后接着发生的森林扰乱？

方框 5.7.5 中所列的检查至关重要，在理想的情况下应作为质量保证/质量控制的组成部分进行。除了这些具体的检查外，方框 5.7.3 中 B 至 D 项下列示的综合清单也可用来认定其它有益的核查活动。

5.7.5 报告和文件

在清查机构进行核查活动时，“优良做法”是报告以下项目并提供文件证明：

- 已经核查的信息；
- 用来选定核查优先事项的标准；
- 核查方法，及所收集的相关数据；
- 已经认定的方法的任何局限性；
- 与独立清单、数据集、科学文献等所作的最终比较；
- 从外部审查人员收到的任何反馈意见，附上关键评论的摘要；
- 核查的主要结论；
- 核查过程采取的行动；
- 产生于调查结论的有关国家/国际级清查改进或研究的任何建议。

²⁷ 本段所指的核查应在本章的背景下考虑（如第 5.7.1 节所界定的）。根据《马拉喀什协定》，项目需接受具体的“核查”，如决定草案-/CMP.1（第 6 条）、-/CMP.1（第 12 条）及其附件（FCCC/CP/2001/13/Add.2）中界定的。

还鼓励清查机构提供关于其它机构进行的外部核查活动的信息，但条件是它们与清查有关并且任何此类信息能够方便地收集和汇总。

如果建模被用于核查，“优良做法”是将建模过程充分编写成文件。有待报告的其它信息包括：投入数据的来源、模式和数据假定的讨论及程序和分析的说明。由于投入数据量大并且典型的大模式需要多种变量，可能需要许多长篇幅的技术性文件。“优良做法”是全面和透明地报告以上信息。拟包括的信息应能使第三方充分了解核查过程和必要时证实结果。

5.7.6 关于核查方法的某些细节

与国际方案和数据集的比较

对于愿意参照来自国际监测和研究方案的数据集比较清单或其组成部分的清查机构，按照方框 5.7.6 中提供的联系信息进行联系可能是有益的。显然，方框并非详尽无遗地列出可获的所有方案，但它提供了与土地利用、土地利用变化和林业较为相关的某些方案的信息。

方框 5.7.6

与土地利用、土地利用变化和林业有关的方案和网络

FLUXNET (Ameriflux、Carbo Euroflux)

生态系统通量测量网，多数关于林分，但也有其它土地利用类型的通用数据库，与生态系统研究有关

<http://www-eosdis.ornl.gov/FLUXNET/index.html>

CarboEurope (由欧洲联盟委员会资助)

项目集群，旨在依靠不同的方法（通量测量、生态系统研究、区域和洲预算、反推建模、生态系统建模）了解欧洲的碳平衡

<http://www.bgc-jena.mpg.de/public/carboeur/>

国际地圈-生物圈方案 (IGBP)

净初级生产量数据集，协调国际研究的努力，全球变化和陆地生态系统等

<http://www.igbp.kva.se/cgi-bin/php/frameset.php>

<http://www.gcte.org/>

长期生态学研究 (森林、草地)

存在于不同国家的生态系统生态学研究网

<http://www.lternet.edu/>

粮农组织

陆地生态系统研究场所数据库 (TEM)、全球陆地观测系统 (GTOS)、全球气候观测系统 (GCOS)、森林资源评估 (FRA)

<http://www.fao.org>

监测网络

ICP Forost

欧洲联盟国际森林共同合作方案 (EU/ICP Forests)，在 35 个国家在两个层面上开展工作，致力于标准化规程和方法。系统格网约有 6000 个一级点，在其中进行有限数目的调查，而密集监测格网在欧洲大陆主要森林类型中有 860 个 2 级地块，在其中进行大量的调查。

<http://www.icp-forests.org/>

方框 5.7.6 (续)

与土地利用、土地利用变化和林业有关的方案和网络

ICP/IM 和 EMEP

多学科 ICP 综合监测方案 (ICP/IM) 以及监测和评价欧洲空气污染物远距离传播合作方案 (EMEP) 联合国欧洲经济委员会 (欧洲经委会)《远程跨界空气污染公约》监测战略和影响评价的一部分。EMEP 方案依赖于 3 个主要组成部分: (1) 排放数据的收集, (2) 空气和降水质量的测量, 和 (3) 空气污染大气输送和沉积的建模。

<http://www.vyh.fi/eng/intcoop/projects/icp-im/in.htm>

<http://www.emep.int/>

全球碳项目

全球碳项目是国际地圈生物圈方案 (IGBP)、世界气候研究方案 (WCRP) 和人类因素国际方案 (IHDP) 的地球系统科学联盟项目。全球碳项目的科学目的是发展全球碳循环的完整情景, 包括生物物理和人类因素以及二者之间的互动和反馈。

<http://www.globalcarbonproject.org/>

橡树岭国家实验室分布式活动档案中心 (ORNL DAAC)

在地面、从飞机、通过卫星收集或由计算机模式产生的生物地球化学和生态学数据的一个来源。数据规模从特定地点到全球不等, 而且时间范围从数天到数年不等。作为国家航空和宇宙航行局 (NASA) 地球科学企业 (ESE) 方案的组成部分, 橡树岭国家实验室环境科学处 (ESD) 为生物地球化学动态经营着橡树岭国家实验室分布式活动档案中心。

<http://www-eosdis.ornl.gov/>

遥感

关于现有遥感传感器的概述

分辨率从粗到细的光学卫星数据, 在全球范围内可从 NOAA AVHRR、SPOT Vegetation、ERS/ATSR、MODIS、Envisat MERIS、Landsat TM/ETM 和其它一些传感器获取。只是最近才供 NASA AIRSAR 飞行任务使用的多频/极化雷达, 对于植被分类也非常有用。这些传感器由于对植被结构特点很敏感, 给光学遥感提供了一种优良的补充数据源。使用 Envisat ASAR 卫星和随着 RadarSat 2 号卫星的发射, 此种雷达数据将能够更广泛地获得。遥感数据的准确度因传感器的几何和辐射测量特点而不同。不同卫星传感器的规格 (传感器类型、空间分辨率, 可获性等) 列示在表 5.7.2 中, 关于更多的信息可查阅 <http://idisk.mac.com/alexandreleroux/Public/agisrs/arist.html>。所用的成像数据应根据目标面积的地理范围和所希望的分辨率选择。利用不同的传感器可能是一个解决方案以规避云层持续覆盖地区遥感的局限性 (例如, 光学和雷达数据)。

利用遥感求导植被参数

已知净初级生产量 (NPP) 与光合作用的有效辐射 (PAR) 为正相关, 它也能根据 NDVI (归一化差异植被指数) 和太阳辐射作出估计。

光学遥感数据 (包括像归一化差异植被指数这样的指数) 与碳储量间的函数关系是, 林冠反射率与叶面积指数 (LAI) 相关, 而且叶面积指数反过来又与木质生物量和净初级生产量有着很强的函数关系 (Gholz, 1982 年; Waring, 1983 年)。对这种关系的另外一种解释是反射率与吸收的光合作用有效辐射部分 (fAPAR) 相关, 它在较长的时期内与净初级生产量呈线性相关 (例如, Monteith, 1977 年; Landsberg 和 Waring, 1997 年)。归一化差异植被指数被广泛用来根据遥感数据估计叶面积指数和吸收的光合作用有效辐射部分。

通过遥感确定的归一化差异植被指数和太阳辐射, 与气象测量和地理信息系统 (GIS) 数据相结合, 也可在较

大的规模上（区域乃至全球）用来作出估计。归一化差异植被指数还被用来求导生长季节的期限，已表明这个参数与以生态系统通量测量的净生态系统交换（NEE，净碳汇）密切相关，尤其是在落叶林（Baldocchi 等人，2001 年）。不过，在利用这个方法时，必须仔细考虑到，精细尺度的差别难以处理而且并非所有植被的连续阶段都被归一化差异植被指数所恰当覆盖（回收过程等）。此外，从与归一化差异植被指数相关性求出的多数生态系统参数可能是特定物种和/或生物群系的。而且归一化差异植被指数受林冠叶面积指数或吸收的光合作用有效辐射部分以外其它因素的影响，这种关系在叶面积指数值超过 $3 \text{ m}^2/\text{m}^2$ 时趋于饱和（Moreau 和 Li，1996 年，Carlson 和 Ripleg，1997 年，Gemmell 和 McDonald，2000 年），尽管就针叶林冠而言，在叶面积指数达到 $10 \text{ m}^2/\text{m}^2$ 时并不饱和（Chen 等人，2002 年）。由于饱和，从 LANDSAT 卫星图像求出的归一化差异植被指数发现与热带林分结构变量或林分内地上部总生物量的相关性很弱。一般来说，估计叶面积指数或吸收的光合作用有效辐射部分的基于归一化差异植被指数的方法将是土壤反射率、植被覆盖率、生物群系类型和照明/观察条件的一个函数。这些因素导致用于从归一化差异植被指数估计叶面积指数（或吸收的光合作用有效辐射部分）的方程多种多样（Moreau 和 Li，1996 年），如果选择或求导方程，用户应当考虑到这一点。如将光谱指数用作构建与叶面积指数或吸收的光合作用有效辐射部分关系的基础，应考虑利用受诸如土壤反射率等参数变化影响较小的一个指数（Kaufman 和 Tanre，1992 年；Huete 等人，1997 年）。增强型植被指数（EVI）也许是其中最希望的，既对多数传感器而言易于实施，而且与吸收的光合作用有效辐射部分呈线性关系（Huete 等人，1997 年；Gobron 等人，2000 年）。对于 1 公里像素足够的数据集而言，用户也许能够利用 MODIS 或 MERIS fAPAR 数据和 MODIS LAI 数据。此外，软件可免费获得以便从 SeaWiFS、MERIS、VEGETATION 或 GLI 传感器获得的数据产生高质量的吸收的光合作用有效辐射部分的值（Gobron 等人，2000 年）。

地上部生物量还能利用 LIDAR 机载传感进行有效的估计，这种传感可通过发射激光脉冲——其波长在林冠表面反射但能通过树木并反射到地面——同时测量林冠表面和地面海拔高度。不过，由于激光束直径小，大面积绘图需要广泛的飞行（Dubayan 和 Drake，2000 年）。飞机或卫星所载的激光植被成像传感器（LVIS）如具有大覆盖区的植被林冠 LIDAR 将可能解决这些问题（Blair 等人，1999 年；Means 等人，1999 年；Dubaghan 和 Drake，2000 年）。利用基于太阳-目标-传感器几何学的双向反射特性的光学卫星数据，还可估计植被结构。

利用遥感检测火情和烧除面积

遥感还经常适用于森林火情检测。不同规模的森林火情或火迹检测的例子很多，包括利用 Landsat TM 检测国内 1 公顷火烧痕（例如，ITALSCAR，2003 年：意大利区域烧除森林绘图，<http://www.esa.int/dup>）或为欧洲联盟成员国进行的检测（<http://natural-hazards.jrc.it/fires/>）、在印度尼西亚利用 ERS SAR 进行的检测（Page 等人，2002 年）以及全球检测活火情（ATSR 世界火情图，2003 年：<http://earth.esa.int/ionia/FIRE/>）、火烧痕（GLOBSCAR，2003 年全球烧除森林绘图，<http://earth.esa.int/ionia/FIRE/>）；GLOBCARBON，2003 年：全球碳模式同化土地产品，<http://www.esa.int/dap>）和烧除面积（2000 年全球烧除面积：http://www.gvm.sai.jrc.it/fire/gba2000_website/index.htm）。举例说，最近利用遥感技术所作的一项研究估计了 1990 年至 1997 年间湿润热带火情引起的毁林总面积，得出了一个不同于粮农组织统计局报告的数字，后者是利用各国和专家报告的毁林数据（Achard 等人，2002 年）。

表 5.7.2 部分主要遥感平台的特点

卫星	传感器名称	国家 (运作)	空间分辨率 (m)在最低点	扫描带 (km)	传感器类型和 规模		光谱信息					数据可获得性 (获取期)			
					类型	规模	VNIR	SWIR	TIR	SAR	1980-1990	1990-1999	2000-2007	2008-2012	
NOAA(POES)	AVHRR	美国	1100	2700	O	Co-G	M	S	M	-	A	A	A	A	A
SPOT	Vegetation	欧盟	1150	2250	O	Co-G	M	S	M	-	PA	PA	PA	PA	MA
ADEOS-II	GLI	日本	250,1000	1600	O	Co-G	M	M	M	-			PA	PA	MA
Terra/Aqua	MODIS	美国	250,500,1000	2330	O	Co-G	M	M	M	-			A	A	PA
Terra	MISR	美国	275,550,1000	360	O	Co-G	M			-			PA	PA	
ERS-1/2	ATSR-1/2	欧洲	1000	500	O	Co-G	M	M	M			PA		A	MA
Envisat	AATSR	欧洲	1000	500	O	Co-G	M	M	M					PA	MA
NPOESS	VIRS	美国	400	3000	O	Co-G	M	M	M	-					A
Envisat	MERIS	欧洲	300(Land)	1150	O	Co-G	M	M	M	-				PA	MA
Landsat	MSS	美国	80	185	O	R	M			-	A	A			
Landsat	TM	美国	30,120	185	O	R	M	M	S	-	PA	A	PA		
Landsat	ETM+	美国	15,30,60	185	O	R	M	M	S	-				A	A
SPOT	HRV/HRVIR/HRG	法国	(2.5),10,20	60	O	R	M	M	(S)	-	PA	A	A	A	
Terra	ASTER	日本/ 美国	15,30,90	60	O	R	M	M	M	-				A	
IRS-1C/D	PAN/LISS-3	印度	6/30	70/414	O	R	M	S		-		PA	PA		
JERS-1	OPF(VNIR)	日本	18*24	75	O	R	M			-		PA			
ALOS	AVNIR-2	日本	10	70	O	R	M	M		-				PA	A
ALOS	PRISM	日本	2.5	35/70	O	R	S			-				PA	MA
IKONOS	Pan/Multi	美国	0.82/3.3	11	O	R	M			-				A	MA
Orbview-3	Pan/Multi	美国	0.82/3.3	8	O	R	M			-				PA	MA
QuickBird	Pan/Multi	美国	0.61/2.5	17	O	R	M			-				PA	MA
EO-1	ALI	美国	10,30	185	O	R	M	M	M	-				PA	
EO-1	Hyperion	美国	30	7.5	O	R	H	H	H	-				PA	
JERS-1	SAR	日本	18	75	S	R	-	-	-	L			PA		
ALOS	PALSAR	日本	10,100	70,250-350	S	R	-	-	-	L				PA	MA
ERS-1/2	AMI	欧洲	30	100	S	R	-	-	-	C			PA	PA	MA
Envisat	ASAR	欧洲	30,100,150	100,400	S	R	-	-	-	C				PA	MA
Radarsat-1/2	SAR	加拿大	(3,8),10,30	(20),50,100	S	R	-	-	-	C			PA	A	MA
TerraSAR	SAR	德国	1-3,3-15	10,40-60	S	R	-	-	-	X/L				PA	MA
LIDAR															
VCL	VCL	美国	25	8	L	R	S			-				PA	MA

O: 光学; S: 综合孔径雷达; L: LIDAR; Co: 大洲; G: 全球; R: 区域; M: 多频段; S: 单频段; A: 在整个时期可获; PA: 部分时期可获; MA: 该时期也可获。

参考文献

导言

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

认定和量化不确定性

Cullen A.C., and Frey H.C. (1999). *Probabilistic Techniques in Exposure and Risk Assessment: a Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs*. Plenum Press, New York.

Eggleston H. S., Charles D., Jones B.M.R., Salway A.G., and Milne R. (1998). Treatment of uncertainties for national greenhouse gas emissions. Report AEAT 2688-1 for DETR Global Atmosphere Division, AEA Technology, Culham, UK.

Fishman G.S. (1996). *Monte Carlo: concepts, algorithms, and applications*. Springer-Verlag, New York.

Frey H.C., and Burmaster D.E. (1999). Method for characterization of variability and uncertainty: comparison of bootstrap simulation and likelihood-based approaches. *Risk Analysis*, 19: pp. 109-129.

Frey H.C. and Rhodes D.S. (1996). Characterizing, simulating, and analyzing variability and uncertainty: an illustration of methods using an air toxics emissions example. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2: pp. 762-797.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

Lehtonen A., Mäkipää R., Heikkinen J., Sievänen R., and Liski J. (2004). Biomass expansion factors (BEF) for Scots pine, Norway spruce and birch according to stand age for boreal forest. *Forest Ecology and Management*. 188: 211-224

Morgan M.G., and Henrion M. (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*, Cambridge University Press, New York.

Ogle S.M., Eve M.D., Breidt F.J., and Paustian K. (2003). Uncertainty in estimating land use and management impacts on soil organic carbon storage for U.S. agroecosystems between 1982 and 1997. *Global Change Biology* 9: pp.1521-1542

Oreskes N., Shrader-Frechette K. and Belitz K. (1994). Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences. *Science*, 263: pp.641-646.

Rypdal K., and Winiwarter W. (2001). Uncertainties in GHG emission inventories. *Environmental Policy and Science*, 4(2-3): pp. 107-116.

Winiwarter W., and Rypdal K. (2000). Uncertainties in the Austrian GHG emission inventory. *Atmospheric Environment* 35/32: pp. 5425-5440.

抽样

Cochran W.G. (1977). *Sampling techniques*. John Wiley & Sons, New York.

Dees M., Koch B., and Pelz D.R. (1998). Integrating satellite based forest mapping with Landsat TM in a concept of a large scale forest information system. *PFG*, 4/1998: pp.209-220.

De Vries P.G. (1986). *Sampling theory for forest inventory*. Springer-Verlag, New York.

Gertner G., and Köhl M. (1992). An assessment of some nonsampling errors in a national survey using an error budget. *Forest Science* 38(3): pp. 525-538.

- Köhl M., Scott C.T., and Zingg A. (1995). Evaluation of Permanent Sample Surveys for Growth and Yield Studies. *Forest Ecology and Management*, 71(3): pp. 187-194.
- Lund G.H. (ed.). (1998). IUFRO Guidelines for designing multipurpose resource inventories. IUFRO World Service Volume 8. International Union of Forest Research Organizations. Vienna, Austria.
- Raj D. (1968). Sampling theory. McGraw-Hill.
- Reed D.D., and Mroz G.D. (1997). Resource assessment in forested landscapes. John Wiley & Sons, New York. p.386
- Särndal C.-E., Swensson B., and Wretman J. (1992). Model assisted survey sampling. Springer, New York.
- Schreuder H.T., Gregoire T.G., Wood G.B. (1993). Sampling Methods for Multiresource Forest Inventory, John Wiley & Sons, New York.
- Scott C.T., and Köhl M. (1994). Sampling with partial replacement and stratification, *Forest Science* 40(1): pp. 30-46
- Thompson S.K. (1992). Sampling. John Wiley & Sons, New York.

方法选择-认定关键类别

- Cullen A.C., and Frey H.C. (1999). Probabilistic Techniques in Exposure Assessment. A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs. ISBN 0-306-45957-4. Plenum Press. New York and London.
- Flugsrud K., Irving W., and Rypdal K. (1999). Methodological Choice in Inventory Preparation. Suggestion for Good Practice Guidance. Documents 1999/19. Statistics Norway.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Morgan M.G., and Henrion M. (1990). Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis, Cambridge University Press, New York.
- Rypdal K., and Flugsrud K. (2001). Sensitivity Analysis as a Tool for Systematic Reductions in GHG Inventory Uncertainties. *Environmental Policy and Science*. Vol 4 (2-3): pp. 117-135.

质量保证和质量控制

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (1997). Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Treanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. and Callander B.A. (Eds). *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*. IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

时间序列的一致性和重新计算

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.

核查

- Achard F., Eva H.D., Stibig H.J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., and Malingreau J.-P. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science* 297: pp. 999-1002.
- Alexandrov G.A., Oikawa T., and Yamagata Y. (2002b). The scheme for globalization of a process-based model explaining gradations in terrestrial NPP and its application, *Ecological Modelling*, 148: pp.293-306.
- Aubinet M., Grelle A., Ibrom A., Rannik U., Moncrieff J., Foken T., Kowalski A.S., Martin P.H., Berbigier P., Bernhofer C., Clement R., Elbers J., Granier A., Grünwald T., Morgenstern K., Pilegaard K., Rebmann C., Snijders C.W., Valentini R., and Vesala T. (2000). Estimates of the annual net carbon and water exchange of forests: the EUROFLUX methodology. *Advances in Ecological Research* 30: pp. 113-175.
- Baldocchi D., Falge E., Gu L., Olson R., Hollinger D., Running S., Anthoni P., Bernhofer C., Davis K., Evans R., Fuentes J., Goldstein A., Katul G., Law B., Lee X., Malhi Y., Meyers T., Munger W., Oechel W., Paw T., 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. *Bull. Amer. Met. Soc.* 82 (11): pp. 2415-2434.
- Bakwin P., Tans P., Ussler W. III, and Quesnell E. (1995). Measurements of carbon dioxide on a very tall tower. *Tellus* 47B: pp. 535-549.
- Birdsey R.A. (1996). Carbon storage for major forest types and regions in the conterminous United States. In: Sampson R.N., and Hair D.(eds.) *Forests and Global Change, Vol. 2: Forest Management Opportunities for Mitigating Carbon Emission American Forests*, Washington D.C., USA, pp. 1-25.
- Blair J.B., Rabine D.L., and Hofton M.A. (1999). The Laser Vegetation Imaging Sensor: a medium-altitude, digitization only, airborne laser altimeter for mapping vegetation. *ISPRS J. Photogrammetric & Remote Sensing* 54: pp.115-122.
- Butterbach-Bahl K., Breuer L., Gasche R., Willibald G., and Papen H. (2002). Exchange of trace gases between soils and the atmosphere in Scots pine forest ecosystems of the northeastern German lowlands 1. Fluxes of N₂O, NO/NO₂ and CH₄ at forest sites with different N-deposition., *Forest Ecology and Management* 167: pp. 123-134.
- Butterbach-Bahl K. and Papen H. (2002). Four years continuous record of CH₄-exchange between the atmosphere and untreated and limed soil of a N-saturated spruce and forest ecosystem in Germany., *Plant and Soil* 240: pp.77-90.
- Carlson T.N. and Ripley D.A. (1997). On the relation between NDVI, fractional vegetation cover, and leaf area index. *Remote Sensing of Environment*, 62: pp.241-252.
- Chen W., Chen J.M., Liu J., and Cihlar J. (2000a). Approaches for reducing uncertainties in regional forest carbon balance. *Global Biogeochemical Cycles* 14(3): pp. 827-838.
- Chen W., Chen J.M., and Cihlar J. (2000b). An integrated terrestrial carbon-budget model based on changes in disturbance, climate, and atmospheric chemistry. *Ecol. Modelling* 135: 55-79.
- Chen, J.M., Pavlic G., Brown L., Cihlar J., Leblanc S.G., White H.P., Hall R.J., Peddle D., King D.J., Trofymow J.A., Swift E., Van der Sanden J., and Pellikka P. (2002). Validation of Canada-wide leaf area index maps using ground measurements and high and moderate resolution satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, 80: pp. 165-184.
- Dubayah R.O., and Drake J.B. (2000). Lidar remote sensing for forestry. *J. Forestry* 98: pp. 44-46.
- Foody C.M., Green R.M., Lucas R.M., Curran P.J., Honzak M., and Do Amaral I. (1997). Observations on the relationship between SIR-C radar backscatter and the biomass of regenerating tropical forests. *Int. J. Remote Sens.* 18: pp. 687-694.
- Gemmell F. and McDonald A.J. (2000). View zenith angle effects on the forest information content of three spectral indices. *Remote Sensing of Environment*, 72: pp. 139-158.
- Gholz H.L. (1982). Environmental limits on aboveground net primary production, leaf area and biomass in vegetation zones of the Pacific Northwest. *Ecology* 63: pp. 469-481.
- Gobron N., Pinty B., Verstraete M.M., and Widlowski J.-L. (2000). Advanced vegetation indices optimised for up-coming sensors: design, performance, and applications. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 38: pp.2489-2505.

- Gurney K.R., Law R.M., Scott Denning A., Rayner P.J., Baker D., Bousquet P., Bruhwiler L., Chen Yu-Han, Ciais P., Fan S., Fung I.Y., Gloor M., Heimann M., Higuchi K., John J., Maki T., Maksyutov S., Masariek K., Peylin P., Prather M., Pakk B.C., Randerson J., Sarmiento J., Taguchi S., Takahashi T., Yuen C.-W. (2002). Towards robust regional estimates of CO₂ sources and sinks using atmospheric transport models. *Nature*, 415: pp. 626-630.
- Huete A.R., Liu H.Q., Batchily K., and van Leeuwen W. (1997). A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, 59: pp. 440–451.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2000). Penman J., Kruger D., Galbally I., Hiraishi T., Nyenzi B., Emmanuel S., Buendia L., Hoppaus R., Martinsen T., Meijer J., Miwa K., and Tanabe K. (Eds). *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories*. IPCC/OECD/IEA/IGES, Hayama, Japan.
- Janssens I.A., Lankreijer H., Matteucci G., Kowalski A.S., Buchmann N., Epron D., Pilegaard K., Kutsch W., Longdoz B., Grünwald T., Montagnani L., Dore S., Rebmann C., Moors E.J., Grelle A., Rannik Ü., Morgenstern K., Oltchev S., Clement R., Guðmundsson J., Minerbi S., Berbigier P., Ibrom A., Moncrieff J., Aubinet M., Bernhofer C., Jensen N.O., Vesala T., Granier A., Schulze E.-D., Lindroth A., Dolman A.J., Jarvis P.G., Ceulemans R., Valentini R. (2001). Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests, *Global Change Biology*, 7: pp. 269-278.
- Kaufman Y.J. and Tanré D. (1992). Atmospherically-resistant vegetation index (ARVI) for EOS-MODIS. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 30: pp. 261–270.
- Kauppi P.E., Mielikäinen K., Kuusela K. (1992). Biomass and carbon budget of European forests, 1971 to 1990. *Science*, 256: pp. 70-74.
- Körner C. (2003). Slow in, rapid out – Carbon flux studies and Kyoto targets. *Science*, 300: pp.1242-1243.
- Kramer K., Leinonen I., Bartelink H.H., Berbigier P., Borghetti M., Bernhofer C., Cienciala E., Dolman A.J., Froer O., Gracia C.A., Granier A., Grünwald T., Hari P., Jans W., Kellomäki S., Loustau D., Magnani F., Markkanen T., Matteucci G., Mohren G.M.J, Moors E., Nissinen A., Peltola H., Sabaté S., Sanchez A., Sontag M., Valentini R., Vesala T. (2002). Evaluation of 6 process-based forest growth models based on eddy-covariance measurements of CO₂ and H₂O fluxes at 6 forest sites in Europe. *Global Change Biology*, 8: pp. 213-230.
- Kurz W., Apps M. (1999). A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9(2): pp.526-547.
- Landsberg J.J. and Waring R.H. (1997). A generalised model of forest productivity using simplified concepts of radiation-use efficiency, carbon balance, and partitioning. *Forest Ecology and Management*, 95: pp. 209–228.
- Luckman A., Baker J., Honzák M., and Lucas R. (1998). Tropical forest biomass density estimation using JERS-1 SAR: Seasonal variation, confidence limits, and application to image mosaics. *Remote Sens. Environ.*, 63: pp. 126–139.
- McGuire A.D., Sitch S., Clein J.S., Dargaville R., Esser G., Foley J., Heimann M., Joos F., Kaplan J., Kicklighter D.W., Meier R.A., Melillo J.M., Moore B. III, Prentice I.C., Ramankutty N., Reichenau T., Schloss A., Tian H., Williams L.J., and Wittenberg U. (2001). Carbon balance of the terrestrial biosphere in the twentieth century: Analyses of CO₂, climate and land-use effects with four process-based ecosystem models. *Global Biogeochemical Cycles*, 15: pp.183-206.
- Means J.E., Acker S.A., Harding D.J., Blair J.B., Lefsky M.A., Cohen W.B., Harmon M.E., and Mckee W.A. (1999). Use of large-footprint scanning airborne lidar to estimate forest stand characteristics in the Western Cascades of Oregon. *Remote Sens. Environ.*, 67: pp. 298–308.
- Mollicone D., Matteucci G., Koble R., Masci A., Chiesi M., Smits P.C. (2003). A model based approach for the estimation of carbon sink in European forest. In: Valentini R. (ed.) Fluxes of carbon, water and energy of European forests. *Ecological Studies*, Vol. 163, Springer-Verlag, Berlin, pp.179-206.
- Monteith J.L. (1977). Climate and the efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, Series B, 281: pp.277–294.
- Moreau L. and Li Z. (1996). A new approach for remote sensing of canopy absorbed photosynthetically active radiation. II.: proportion of canopy absorption. *Remote Sensing of Environment*, 55: pp.192–204.

- Nabuurs G.J., Pavinen R., Sikkema R., Mohren G.M.J. (1997). The role of European forests in the global carbon cycle – a review. *Biomass and Bioenergy*, 13: pp. 345-358.
- Nilsson S., Jonas M., Obersteiner M., Victor D.G. (2001). Verification: the gorilla in the struggle to slow global warming. *The Forestry Chronicle* 77(3): pp.475-478.
- Okuda T. and Nakane K. (1988). Application of Landsat MSS data to the vegetation classification—a case study of the northwestern part of Fukuoka prefecture, Japan. *Jpn. J. Ecol.* 38: pp. 85–97.
- Okuda T., Suzuki M., Adachi N., Yoshida K., Niiyama K., Nur Supardi M.N., Manokaran N., Mazlan H. (2003). Logging history and its impact on forest structure and species composition in the Pasoh Forest Reserve - Implication for the sustainable management of natural resources and landscapes. In Okuda T, Niiyama K., Thomas S.C., and Ashton P.S. (eds.), *Pasoh: Ecology of a Rainforest in South East Asia*, Springer, Tokyo, pp. 15-34.
- Oreskes N., Shrader-Frechette K. and Belitz K.(1994). Verification, Validation, and Confirmation of Numerical Models in the Earth Sciences.. *Science*, 263: pp. 641-646.
- Page S.E., Siegert F., Rieley J.O., Boehm H.-D.V., Jaya A. and Limin S. (2002). The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature*, 420: pp.61-65.
- Rauste Y., Häme T., Pulliainen J., Heiska K., Hallikainen M. (1994). Radar-based forest biomass estimation. *Int. Jour. Remote Sensing* 15(14): pp. 2797-2808.
- Running S.W. (1994). Testing FOREST-BGC ecosystem process simulations across a climatic gradient in Oregon, *Ecol. Appl.* 4(2): pp. 238–247.
- Running S.W. and Coughlan J.C. (1988). A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrological balance, canopy gas exchange and primary production processes *Ecol. Model.* 42: pp.125–154.
- Running S.W. and Hunt E.R. Jr. (1993). Generalization of a forest ecosystem process model for other biomes, BIOME-BGC, and an application for global-scale models. In: Ehleringer J.R. and Field C. (eds.), *Scaling physiological processes: Leaf to globe*, Academic Press, San Diego, CA, pp. 141–158.
- Saatchi S.S., Nelson B., Podest E., and Holt J. (2000). Mapping land cover types in the Amazon Basin using 1 km JERS-1 mosaic. *Int. J. Remote Sens.* 21: pp. 1201–1234.
- Schulze E.-D., Valentini R., Sanz M.-J.(2002). The long way from Kyoto to Marrakesh: implication of the Kyoto Protocol negotiations for global ecology. *Global Change Biology* 8: pp. 505-518.
- Smith P. (2001). Verifying sinks under the Kyoto Protocol. *VERTIC Briefing Paper* 01/03, 1-9 (<http://www.vertic.org/briefing/briefing.html>)
- Steinkamp R., Butterbach-Bahl K., Papen H. (2001). Methane oxidation by soils of an N limited and N fertilized spruce forest in the Black Forest, Germany. *Soil Biology & Biochemistry* 33: pp. 145-153.
- Terhikki Manninen A., Ulander L.M.H. (2001). Forestry parameter retrieval from texture in CARABAS VHF-Band SAR images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39(12): pp. 2622-2633.
- Trotter C.M., Dymond J.R., and Goulding C.J. (1997). Estimation of timber volume in a coniferous plantation forest using Landsat TM. *International Journal of Remote Sensing*, 18: pp. 2209–2223.
- Uchijima Z. and Seino H. (1985). Agroclimatic evaluation of net primary productivity of natural vegetation. (1) Chikugo model for evaluating net primary productivity, *J. Agr. Met.* 40: pp. 343–352.
- Waring R.H. (1983). Estimating forest growth and efficiency in relation to canopy leaf area *Adv. Ecol. Res.* 13: pp. 327-354.
- Waring R.H. and Running S.W. (1998). *Forest Ecosystems. Analysis at multiple scales*. Academic Press, San Diego, CA, USA.