

第 8 章

聚居地

作者

Jennifer C. Jenkins（美国）、Hector Daniel Ginzo（阿根廷）、Stephen M. Ogle（美国）和 Louis V. Verchot（世界农林中心/美国）

Mariko Handa（日本）和 Atsushi Tsunekawa（日本）

目录

8	聚居地	
8.1	导言	8.5
8.2	仍为聚居地的聚居地	8.6
8.2.1	生物量	8.6
8.2.1.1	方法的选择	8.6
8.2.1.2	排放/清除因子的选择	8.8
8.2.1.3	活动数据的选择	8.10
8.2.1.4	不确定性评估	8.12
8.2.2	死有机物质	8.12
8.2.2.1	方法的选择	8.12
8.2.2.2	排放/清除因子的选择	8.13
8.2.2.3	活动数据的选择	8.13
8.2.2.4	不确定性评估	8.14
8.2.3	土壤碳	8.14
8.2.3.1	方法的选择	8.14
8.2.3.2	库变化和排放因子的选择	8.15
8.2.3.3	活动数据的选择	8.15
8.2.3.4	不确定性评估	8.16
8.3	转化为聚居地的土地	8.17
8.3.1	生物量	8.17
8.3.1.1	方法的选择	8.17
8.3.1.2	排放/清除因子的选择	8.17
8.3.1.3	活动数据的选择	8.18
8.3.1.4	不确定性评估	8.19
8.3.2	死有机物质	8.19
8.3.2.1	方法的选择	8.19
8.3.2.2	排放/清除因子的选择	8.20
8.3.2.3	活动数据的选择	8.20
8.3.2.4	不确定性评估	8.21
8.3.3	土壤碳	8.22
8.3.3.1	方法的选择	8.22
8.3.3.2	库变化和排放因子的选择	8.23
8.3.3.3	活动数据的选择	8.23
8.3.3.4	不确定性评估	8.24

8.4	完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告	8.24
8.4.1	完整性	8.24
8.4.2	建立一致的时间序列.....	8.24
8.4.3	清单质量保证/质量控制.....	8.24
8.4.4	报告和归档.....	8.25
8.5	未来方法学发展的基础.....	8.25
	参考文献.....	8.26

公式

公式 8.1	仍为聚居地的聚居地中活生物量池的年度碳库变化	8.6
公式 8.2	基于树冠覆盖总面积的年生物量增量	8.7
公式 8.3	基于按大类别列示的各种类别木本植被数量的生物量的年生长量.....	8.7

表

表 8.1	按区域划分的城市树木林冠覆盖的方法 2A缺省林冠覆盖生长率（CRW） （基于面积）	8.9
表 8.2	按树种类别划分的城市树木中每棵树的方法 2B缺省平均年碳累积量.....	8.10
表 8.3	按潜在天然植被（PNV）类型（Kuchler, 1969年） 所列的用于树木覆盖比例的缺省活动数据	8.11
表 5.8	因土地转化为聚居地而清除的缺省生物量碳库	8.18

8 聚居地

8.1 引言

本章提供的方法，可估算与聚居地的土地上生物量、死有机物质（DOM）和土壤碳变化相关的碳库变化，以及温室气体排放和清除。在第 3 章，聚居地的定义为：包括所有已开发的土地，即任何规模的定居地、运输、商业和生产（商业和制造业）基础设施，除非它们已被列为其它土地利用类别。聚居地的土地利用类别包括：土壤、诸如草坪草和花园植物等多年生草本植被、农村聚居地、家园以及城市区域中的树木。聚居地的例子包括沿街、定居地（农村和城市）和商业草坪、公共和私人花园、高尔夫球场和运动场以及公园中的土地，条件是此类土地在功能上或管理上与特定城市、农村或其它聚居地类型相关，且未算入另一种土地利用类别。关于面积报告指南和六种土地利用类别的定义，参见第 3 章。

大约 2% 的地球陆地表面被城市地区覆盖，超过 30 亿人居住于城市。目前有一半以上的世界人口生活在城市里；预测这一数字今后 50 年里将翻一番 (Crane 和 Kinzig, 2005)。在许多地区，根据人口密度或城市边界归为城市的土地，仅是按上述标准可归为聚居地的土地中一个子集。这些非密集聚居地的地区扩展可能远超过官方定义的城市界限，且在许多地区其面积会迅速扩张(Elvidge 等, 2004 年; Gallo 等, 2004 年; Theobald, 2004 年)。在农村为主的地区，即使土地利用并非变化很快，居住用的土地可以在景观地中占很大的比例。林地、农田、草地转变为聚居地，可对碳库和流量产生很大的影响 (Imhoff 等, 2000 年; Milesi 等, 2003 年)。

聚居地的植被管理可能导致相关池间的碳增加、损失或转移。例如，修枝或草坪修剪过程中清除的树枝（生物量损失）可能留在现场（转为枯枝落叶）、按固体废弃物处理（转为废弃物）或被烧除（释放）。相关温室气体的排放量算入本指南的相应各节。例如，第 5 卷（废弃物）第 2 章中的表 2.3 包括国家一级统计资料中的木材/庭院废弃物（描述了国家一级城市固体废弃物的归宿）。聚居地中由树木（作为燃木）清除并用作燃料的生物量，算入能源部门。转化或管理的净影响一方面导致碳增加或损失（如来自燃烧和衰减），另一方面可确定聚居地的总体碳平衡。

仍为聚居地的聚居地或转化为聚居地的土地中的土壤和死有机物质可能是 CO₂ 的源或汇，这取决于之前的土地利用、开发中表层土壤的掩埋或清除、现有的管理、特别是与营养物和水分应用相关的管理，以及散布在街道、建筑物和相关基础设施间的覆盖植被的类型和数量(Goldman 等, 1995 年; Jo, 2002 年; Pouyat 等, 2002 年; Qian 和 Follett, 2002 年; Kaye 等, 2004 年; Kaye 等, 2005 年)。

《1996 年 IPCC 指南》涵盖了农村聚居地中树木的地上部生物量，但不包含其它聚居地类别和池。

《2006 年 IPCC 指南》不同于 *GPG-LULUCF*，如下所述：

- 讨论和详细方法学已从附录移到正文，并被视为温室气体的排放源或清除部门；
- 讨论和方法学已被扩展到包括第 1 章介绍的五种生物量池；
- 介绍了缺省方法 1；
- 本章包括了 *GPG-LULUCF* 之后公布的适合于方法 2 和方法 3 的附加数据，及
- 纳入关于制定和应用国家特定方法 2 和方法 3 及其值的扩展讨论，包括结合使用更详细活动数据的方法。

估算的聚居地碳汇为地上部和地下部生物量、死有机物质及土壤。8.2 和 8.3 节分别介绍了仍为聚居地的聚居地中碳库变化的估算方法以及转化为聚居地的土地上碳库的估算方法。第 2 节中的方法广泛适用于从任何土地类型转化为聚居地的土地。

8.2 仍为聚居地的聚居地

此类别系指自上一个数据收集期以来，已被用作聚居地的所有城市土地形态的类别（例如，在功能上或管理上与城市、村庄公共和私有土地或与其它聚居地类型相关的面积）。如第2章公式2.3所概述，此类别中CO₂的排放和清除估算，根据生物量（木本和多年生非木本成分）、死有机物质以及土壤中碳库亚类的变化。

聚居地的生物量池含木材和草本部分。对于木材生物量，碳库变化计算为：管理活动引起的生物量增量与生物量损失间的差额。对于仍为聚居地的聚居地中的草本生物量（如草坪草和庭园植物），通常可假设生物量中的碳库变化为零。

聚居地的死有机物质池包含木本和草本部分的死木和枯枝落叶。对于木本植被，本池的变化可量化为来自木本植物的粗、细枯枝落叶的产生量。对于草本植被，死有机物质的年产生量估算为：茅草的累积量加上如花园废弃物和庭院修剪废弃物等草本物质生物量。与废弃物部门相关的温室气体排放量在第5卷（废弃物）进行估算，因此本章的方法仅描述了合理预计的留在现场的这些部分的年产生量。

土壤碳汇随时间而变化，取决于碳投入量（来自植物枯枝落叶和其它形式的有机质）和碳产出量（由分解、侵蚀和淋溶产生）间的差额。在城镇占很大土地比例或聚居地快速扩大的国家，估算聚居地管理对土壤碳储量的影响尤其重要。对于矿质土壤，可根据聚居地覆盖类别间的储量相对于参照条件（如天然土地）的差别，估算聚居地土地利用和管理对土壤碳库的影响。尽管通常说来有机土壤较少用作聚居地，但如果土壤为发展进行排水，由于分解作用的加强（与为农业目的进行排水产生的效应相似），碳会从这些土壤中释放(Armentano, 1986年)。此外，在聚居地开发过程中可从有机土壤中采掘泥炭，这亦将产生气体向大气的排放。

8.2.1 生物量

8.2.1.1 方法的选择

用于仍为聚居地的聚居地中生物量碳库变化的一般方法遵循第2章公式2.7方法。该方法估算生物量碳库的变化，计算了生长导致的生物量碳库的增加，减去修枝和死亡导致的碳库损失。取决于增量和损失量的相对值，聚居地中生物量碳库的年均变化可能为正值也可能为负值。

仍为聚居地的聚居地中的生物量变化是下述三部分生物量变化的总和：树木、灌木和多年生草本植被（例如，草坪草和花园植物），见公式8.1的描述。

公式 8.1
仍为聚居地的聚居地中活生物量池的年度碳库变化

$$\Delta C_B = \Delta C_{\text{树}} + \Delta C_{\text{灌木}} + \Delta C_{\text{草本}}$$

其中：

ΔC_B = 仍为聚居地的聚居地中，生物量增量引起的年度碳累积量，吨碳/年

$\Delta C_{\text{树}}$ = 仍为聚居地的聚居地中，树木的生物量增量引起的年度碳累积量，吨碳/年

$\Delta C_{\text{灌木}}$ = 仍为聚居地的聚居地中，灌木的生物量增量引起的年度碳累积量，吨碳/年

$\Delta C_{\text{草本}}$ = 仍为聚居地的聚居地中，草本生物量中的生物量增量引起的年度碳累积量，吨碳/年

取决于相关活动数据和合适排放因子的可获性，可使用下文介绍的任何一种级别的方法。第2章中的图2.2还为确定生物量碳变化估算的相应层级提供指导意见。

方法 1

方法 1 假设仍为聚居地的聚居地中活生物量的碳库未发生改变，也就是说生长量和损失量相抵消。如果仍为聚居地的聚居地类别被确定为关键类别，则该国应收集适合的活动数据和/或制定适合于地区的排放因子，并采用方法 2 或方法 3。

方法 2

估算仍为聚居地的聚居地中生物量变化，方法 2 有两种选择。方法 2a 将每单位植物树冠覆盖面积的碳库变化作为清除因子，而方法 2b 将一定数目的树木碳库变化作为清除因子。方法的选择将取决于可获的活动数据。方法 2a 和方法 2b 均为公式 2.7（增加-损失方法）中的 ΔC_G 提供了估算方法。这适合于缺乏仍为聚居地的聚居地的连续清单的国家。

主要多年生类型为树木、灌木和多年生草本植被（如草坪草和花园植物）。基于草本生物量的生长量等同于清除或死亡的产生损失量（不论是一年生或多年生草本植物），这里介绍的方法是将仍为聚居地的聚居地的草本生物量的年变化设为零。各国可酌情选择定义树木和多年生木本类型，并且每一类型可酌情进一步划分成根据种类、气候带、季节或其它相应标准（如果数据可以获得）定义的不同类别。

方法 2a：树冠覆盖面积法

这一方法由公式 8.2 代表示，在仍为聚居地的聚居地中多年生类型（j）的树冠覆盖及其类别（i）的总面积数据可获时，应采用这一方程。

公式 8.2
基于树冠覆盖总面积的年生物量增量

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} AT_{i,j} \cdot CRW_{i,j}$$

其中：

ΔC_G = 仍为聚居地的聚居地中生物量增量引起的年度碳累积量，吨碳/年

AT_{ij} = 多年生木本¹类型j中，类别i的树冠覆盖总面积，公顷

CRW_{ij} = 多年生木本类型j中，类别i的树冠覆盖面积的增长率，吨碳/公顷树冠覆盖

方法 2b：各种植物²生长法

公式 8.3 代表这一方法，当仍为聚居地的聚居地中，按大品种类别列示的木本植物数目的数据可获时，应采用这一公式。如果可能，在为树木进行估算时，在方法 2a 和方法 2b 所用的方法间进行换算，假设树木成熟时城市地区各种树木的树冠覆盖面积约为 50 米² (cf. Akbari, 2002 年)。

公式 8.3
基于按大类别列示的各种类别木本植被数量的生物量的年生长量

$$\Delta C_G = \sum_{i,j} NT_{i,j} \cdot C_{i,j}$$

其中：

ΔC_G = 仍为聚居地的聚居地中活生物量增量引起的年度碳累积量，吨碳/年

NT_{ij} = 多年生类型j中，类别i的各种植被数量

C_{ij} = 多年生类型j中，每一类别i的年均碳累积量，吨碳/年/各种植被数

¹ 指包括树木在内的多年生木本植物，除非另行指明。

² 指包括树木在内的植物，除非另行指明。

方法 3

方法 3 可基于上述两种方法 2 中的任何一种（公式 8.2 和 8.3），纳入不同聚居地体系（如公园、农村和城市居住区、林荫道等）分解水平的更详细的测量参数，或者建立在基于公式 2.8 的库差别方法的基础上。估算两个时间点碳库的变化，其中的变化代表生物量碳的增加和损失。此方法的通用办法需要森林特定生物量扩展系数（BEFs），该系数不适用于聚居地。想采用库差别方法估算仍为聚居地的聚居地中生物量变化的各国，应考虑采用异速生长方法[如基于各个树木胸径（dbh）的方法（Jenkins 等，2004 年）]，并用上文介绍的开放生长进行调整，而不使用估算树木生物量的森林特定 BEFs。

8.2.1.2 排放/清除因子的选择

专门用于城市环境中的树木或灌木的生物量异速生长方程很少（Nowak，1996 年；Jo，2002 年），所以研究者倾向于采用用于森林树木的方程，用变异系数（考虑到城市中开放生长树木的异速生长，这些城市中特定直径的地上部生物量通常低于在森林中生长的树木生物量）调准得出的生物量（如 0.80[Nowak，1994 年；Nowak 和 Crane，2002 年]（Nowak，1996 年）。存在用于部分灌木种的异速生长方程，然而还未例行用于城市环境（Smith 和 Brand，1983 年；灌木树叶生物量的估值，Nowak 等，2002 年）。用地上部生物量乘以估算的根茎比，求出地下部树木的生物量。如 Cairns 等人（1997 年）所述。并由 Nowak 等（2002 年）应用于城市环境。参见第 4 章（林地）中常用于森林环境的根茎比示例 R（亦称为地下部与地上部生物量的比例）。假设适合相关区域的比例可（不作任何修改）用于聚居地。

聚居地中树木的生长和死亡会受城市条件所影响，如当地空气质量的变化、大气沉降、大气中 CO₂ 浓度的增加，以及防渗铺面层引起的根区空气交换的减少（例如，Pouyat 等，1995 年；Idso 等，1998 年；Idso 等，2001 年；Gregg 等，2003 年；Pouyat 和 Carreiro，2003 年）。因此，如果可行，在较高层级聚居地中，用于预测树木生长的值和公式应考虑树木的周围环境和条件。

树木的木本部分储存的碳占聚居地现存生物量库和年生物量增量的最大部分。数据依然稀缺，然而可获得性在不断加强。例如，Nowak 和 Crane（2002 年）基于城市范围进行了估算，即有共同边界的美国城市中树木的净年碳储量为 600 – 32 200 吨碳/年。Jo（2002 年）曾发现在三个韩国城市每年固积的碳量为 2 900 – 40 300 吨。在澳大利亚，Brack（2002 年）曾估算：在堪培拉 2008–2012 年间由树木固积的碳量将为 6 000 吨碳/年。显然，估值取决于被视为聚居地面积的定义和范围。

每单位土地面积的变化较小；在美国的 10 个城市中，测量出的木材生物量中碳储量为 150 – 940 千克碳/公顷/年（Nowak 和 Crane，2002 年），对于三个韩国城市，木材生物量中年碳储量为 530 – 800 千克碳/公顷/年（Jo，2002 年）。科罗拉多（美国）城市草坪的树木储存了 1 590 千克碳/公顷/年（Kaye 等，2005 年）。每单位树木树冠覆盖的年碳储量估值的变化仍然很小。Nowak 和 Crane（2002 年）发现：年固积率为 0.12 – 0.26 千克碳/m² 树冠覆盖/年，而 Brack（2002 年）曾利用模型估算：堪培拉 2008–2012 年间的年固积量将为 0.27 千克碳/米²/年。

方法 1

此方法假设（很可能保守），由生物量生长引起的生物量碳库变化完全被活体和死亡生物量（例如，燃木、破损的树枝等）清除（即通过采伐、修枝、剪裁）引起的碳库减少所抵消。因此，在方法 1 中对于所有植物组分， $\Delta CG = \Delta CL$ ， $\Delta CB = 0$ （公式 2.7）。

方法 2

树木

方法 2 需要 CRW_{ij} (公式 8.2) 和 C_{ij} (公式 8.3) 的参数值。对于树木生物量 (CRW)，缺省值为 2.9 吨碳/公顷林冠覆盖/年的清除因子通常适合于方法 2a (参见表 8.1)。此估值基于对美国 10 个城市的抽样，估算值的范围为 1.8 – 3.4 吨碳/公顷林冠覆盖/年 (Nowak 和 Crane, 2002 年)。还可制定适合国家情况的值。采用方法 2b，清除因子为 C_{ij} 。表 8.2 提供了在方法 2b 中使用的树种类别的缺省碳累积率。这些估值基于多种异速生长方程和来自美国城市地区的有限的实地数据，并且这些是所有大小树木的平均值 (不仅是成熟树木)。方法 2a 和方法 2b 提供了总合地上部和地下部木材生物量的生物量估值。如需要，可采用值为 0.26 的根茎比单独估算地下部生物量：(Nowak 等, 2002 年)。

对于方法 2a 和方法 2b，平均树龄少于或等于 20 年的树种群，缺省假设 ΔC_L 等于零。这基于以下假设：当城市树木活跃生长时，这些树木为碳的净汇，活跃生长期 (AGP) 约为 20 年，这取决于树种、种植密度和位置。其后，方法假设生物量的碳累积随着树龄的增加而变慢，因而对于超过 AGP 的树木，假设生物量的碳增加被来自修枝和死亡的损失所抵消。对超过 AGP 的树木，这是保守计算，设定 $\Delta C_{G_{\text{木材}}} = \Delta C_{L_{\text{木材}}}$ 。各国可根据各自情况确定 AGP。

其它多年生木本类型

对于任何多年生类型，各国可制定自己的 CRW_{ij} (公式 8.2 中) 和 C_{ij} (公式 8.3 中) 值。没有发生变化的保守假设亦可用于这些组分中的任一组分 (即 $CRW_{ij} = 0$ 和 $C_{ij} = 0$)。

方法 2a 和方法 2b 均假设草本生物量中未发生变化。采用此方法， $\Delta C_{G_{\text{草本}}} = \Delta C_{L_{\text{草本}}}$ 和 ΔC_B 仅基于木本生物量增量与损失量间的差额。

方法 3

对于方法 3，各国应制定适合国家情况的特定植物类型的生物量增量因子。在对不够广泛的聚居地进行估算前，国家特定参数和生长方程应基于一国主要气候带和主要聚居区的特有物种组成。如果国家特定生物量增量参数的制定源自基于干物质的生物量估值，需采用缺省值为 0.5 吨碳/吨干物质的碳比例 (CF) 或更适合国家情况的碳比例，将其换算成碳的单位。

在较高级别下，应评估和修改对 ΔC_L 的假设，以更好地处理国家情况。例如，国家可能具有关于聚居地树木树龄依赖和/或种类特定的碳损失量的信息。在这种情况下，各国应建立一个损失项并将建立中所用的资源和理由记录成文。

如果一国采用库-差别方法 (公式 2.8)，它应具有代表性抽样和定期测量系统以估算生物量碳库的变化。

表 8.1
按区域划分的城市树木林冠覆盖的方法 2A 缺省林冠覆盖生长率 (CRW) (基于面积)

区域	每公顷林冠覆盖的缺省年碳累计量[吨碳/公顷林冠覆盖/年]
美国 (全球缺省)	2.9 ^a
澳大利亚	3.6 ^b

^a Nowak 和 Crane, 2002 年; 美国 10 个城市的平均值。
^b Brack, 2002 年; 在堪布拉进行的模型分析。

表 8.2
按树种类别划分的城市树木中每棵树的方法 2B 缺省平均年碳累积量

大类别树种	每棵树的缺省年碳累积量 (吨碳/年)
白杨	0.0096
软枫木	0.0118
混合硬木	0.0100
硬木枫	0.0142
杜松子	0.0033
雪松/落叶松	0.0072
花旗松	0.0122
冷杉/铁杉	0.0104
松树	0.0087
赤松	0.0092

资料来源：D. Nowak（2002 年；个人交流）。

8.2.1.3 活动数据的选择

方法 1

不需要活动数据。

方法 2

实施方法 2 所需的活动数据为 AT_{ij} ，某一多年生类型中各类别的树冠覆盖面积（公式 8.2），或 NT_{ij} ，某一多年生类型中各个类别的植物的数量（公式 8.3）。树冠覆盖定义为：树叶自然伸展最外围的垂直投影覆盖的地面比例。对于方法 2a，林冠覆盖面积数据（ AT_{ij} ）可从城市地区的航空摄影中获得，条件是可获得像片判读、图像抽样和面积测量方面的专业知识（Nowak 等，1996 年）。为了用于公式 8.2，应将树冠覆盖比例的值换算为树冠覆盖总面积，即用林冠覆盖比例乘最外围之内的植物（树木或灌木）总面积。

如果不能获得数据来确定林冠覆盖比例，可采用缺省活动数据。此方法利用下述情况：按不同多年生天然植被或 PNV（Kuchler，1969 年）定义的不同生物群落中的聚居地，已被证明其树木覆盖比例、总绿色空间和林冠绿色空间的各值相似（Nowak 等，1996 年）（表 8.3）。例如，PNV 为森林的区域中聚居地的树木覆盖比例值远大于 PNV 为沙漠的区域中聚居地的相应值（表 8.3）。在表 8.3 中，总绿色空间比例为土地面积被植被或土壤覆盖（即非浸透性表层或水体）的比例，而林冠绿色空间为由树木林冠填充的绿色空间的比例（计算为林冠覆盖比例/总绿色空间比例）。树木树冠覆盖比例的缺省数据应乘以聚居地面积，并在简化版的公式 8.2 中与表 8.1 中的缺省生长率一起使用，以估算多年生树木类型中年度碳累积量。估算生物量碳库的方法 2 不需要表 8.3 中总绿色空间和林冠绿色空间比例的数据，但此数据可用于交叉检验。

对于方法 2b，分解成种类或大种类类别的植物种群记录，可从负责城市植被相关市政机构或从抽样方法中获得。

方法 3

在方法 3 中，应收集的活动数据类型取决于所用的方法学方法。如果采用库-差别方法，必须使用不同气候或经济发展指数下的遥感技术，以分解和估算不同植被类型（公园、农村或城市聚居地、林荫道、操场等）的面积。所采用的层级越高，活动数据将分解得更细，估算方法就越精确。第 3 章附件 3A.3 所介绍的面积抽样方法可用于此。

表 8.3
按潜在天然植被 (PNV) 类型 (KUCHLER, 1969 年) 所列的用于树木覆盖比例的缺省活动数据

潜在天然植被 (PNV)	树木覆盖比例 (± S.E.)	绿色空间总比例 (± S.E.)	林冠绿色空间比例 (± S.E.)
森林	31.1 (± 2.6)	58.4 (± 2.9)	50.9 (± 3.3)
草地	18.9 (± 1.5)	54.8 (± 2.1)	32.9 (± 2.3)
沙漠	9.9 (± 2.4)	64.8 (± 4.2)	16.9 (± 4.6)

资料来源：Nowak 等，(1996 年)

逐步概述生物量库变化的估算方法

方法 1

方法 1 假设仍为聚居地的聚居地中，生物量碳库没有发生变化。

方法 2

方法 A：树冠覆盖面积法：

步骤 1： 确定聚居地中各种多年生木本类型的树冠覆盖总面积。如果不能获得关于所有类型的数据，将其它多年生类型的面积设置为零，此方法可能仅适用于树木。可采用表 8.3 应用树木覆盖的缺省活动数据。例如，为了估算聚居地 (PNV 为草地区域) 总的树木林冠覆盖，将聚居地的总土地面积乘以 18.9% (PNV 为草地的区域中聚居地的平均树木覆盖比例，来自表 8.3)。所有植被 (包括树木) 的树冠覆盖总面积的计算是：绿色空间总面积 = 绿色空间比例 × 聚居地面积，而其它多年生植被类型的总计树冠覆盖为绿色空间总面积与树木树冠覆盖面积之间的差额。

步骤 2： 采用公式 8.2 计算每一多年生类型的 ΔC_G 。步骤 1 获取的树木树冠覆盖面积值应用于多年生树木类型。各国可采用表 8.1 的缺省树木 CRW 值；应制定和采用各自的 CRW_{ij} 值。仅能获得植被树木组分的 CRW 缺省值。如果其它多年生类型的 CRW 值不存在且不能制定，或这些类型的活动数据不存在，可将这些参数设置为零，但仅能估算生物量生长的树木组分。

步骤 3： 计算植物组分 ΔC_L ，将用在第 2 章公式 2.7 中。对于植被的树木组分，优良作法是将树种群平均树龄小于或等于活跃生长期 (AGP；参见 8.2.1.2 节) 的 ΔC_L 值设置为零。如果树龄大于 AGP，那么假设 $\Delta C_G = \Delta C_L$ 或使用特定情况数据。如不存在相反的数据，对于灌木和草本植物，假设 $\Delta C_G = \Delta C_L$ 。

步骤 4： 使用第 2 章公式 2.7 获得的 ΔC_G 和 ΔC_L 值，以量化仍为聚居地的聚居地中生物量碳的总变化。

方法 B：各种植物生长法

步骤 1： 估算仍为聚居地的聚居地中每种多年生类型 (例如，树木、灌木和草本植物) 的植物数量。如果不能获得所有多年生类型的数据，最低方法是仅使用树木数据，将其它多年生类型的植物数量设为零。没有此方法的缺省活动数据。

步骤 2： 使用公式 8.3，将各个估值乘以适合的植物碳增量速率 (C_{ij}) 以获得每年固积的碳量。缺省树木 C_{ij} 值可见表 8.2；没有关于灌木或草本种类的缺省值。如果适合，各国可选择采用各自的值，或者将遗漏值设置为零，仅创建关于树木的估值。

步骤 3： 如公式 8.2 所示，按仍为聚居地的聚居地中列出的每一多年生类型的所有类别，总和固积碳量， ΔC_G 。

步骤 4： 使用第 2 章公式 2.7 中的 ΔC_G 估值，以估算生物量的年度碳库变化。对于树木，如果树种的平均树龄小于或等于活跃生长期 (AGP)，设 $\Delta C_L = 0$ ；如果树木的平均树龄大于 AGP (8.2.1.2 节)，那么假设 $\Delta C_G = \Delta C_L$ 或使用特定情况数据。

方法 3

方法 3 需要比方法 2 更为详细的信息，如：

- 计算聚居地内不同的土地利用 (定居、娱乐、工业等) ；
- 最重要植物种类生长和寿命的详细估值和模式；
- 修枝和死木，以及其它转入死有机物质池的生物量的归宿；及

- 其它符合国家情况的项目。

8.2.1.4 不确定性评估

方法 1

不需要进行不确定性评估，因为活生物量中的变化被设为零。

方法 2 和方法 3

活生物量中碳库变化任一估值的总体不确定性将为其组分各项单个不确定性的总合。这些不确定性将受城市土地利用类型间和内部异质性的影响，还受公共和私人空间植物的管理力度及频率的影响。不确定性可能很高，因为测量城市和农村聚居地中碳库变化的经验有限。已完成关于城市 CO₂ 汇能力的少量研究在方法学和范围上有所差别，碳库变化估值的总体相对不确定性不可能小于平均值的 30%-50%。

8.2.2 死有机物质

与死有机物质相关的多数碳库变化将与聚居地中树木覆盖的变化相关。为两种类型的死有机物质池提供了方法：1) 死木及 2) 枯枝落叶。本卷第 1 章提供了关于这些池的详细定义。

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

枯枝落叶的累积可衡量枯枝落叶年度脱落量（包括所有的树叶、细枝条及小树枝、果实、花和树皮），减去年分解率。枯枝落叶的质量受最后扰乱时间和扰乱类型的影响。木材和牧草的采伐、燃烧和放牧等管理极大地改变了枯枝落叶的性质，然而很少有研究能明确记录这些效应。

在多年生草本草坪草群落中，茅草在土壤表层的薄层中累积。该层的深度取决于累积量（草的产量）和分解量之间的差额，累积和分解随着气候和管理制度的变化而产生明显变化。虽然该层的功能已经明确(Raturi 等, 2004 年)，但迄今尚无景观一级死有机物质池中碳累积总体影响的公布的数据。因此，本《指南》肯定了聚居地死有机物质中茅草的潜在重要性，但假设投入量等于产出量，所以碳库的净变化为零。

尚无公布的有关聚居地中死木累积率的研究，然而部分研究已经描述了聚居地中树叶枯枝落叶的产量 (cf. Jo 和 McPherson, 1995 年)。在该碳流量组分的唯一测量数据中，Kaye 等(2005 年)曾发现科罗拉多（美国）居住地草坪中树叶和灌木的枯枝落叶总量为 49 克碳/米²/年，或约为地上部生产量（383 克碳/米²/年）的 13%。因为与自然景观相比，聚居地中土壤的呼吸速率通常相当高 (Koerner 和 Klopatek, 2002 年; Kaye 等, 2005 年)，细枯枝落叶很可能迅速衰减。因此，保守方法是将死有机物质的枯枝落叶组分的累积率设为零。

8.2.2.1 方法的选择

估算死有机物质碳库的变化需要关于死木库变化和枯枝落叶库变化的估值（参阅第 2 章中的方程 2.17）。应将每种死有机物质池分开处理，但是用于确定每个池中变化的方法是相同的。第 2 章图 2.3 中的决策树有助于选择合适的层级。

方法 1

方法 1 假设死木和枯枝落叶库处于平衡状态，因而不需要估算这些池中碳库的变化。对于聚居地中树木覆盖发生明显变化的国家，鼓励其按方法 2 或方法 3 制定估算该变化的国家数据并予以报告。

方法 2 和方法 3

方法 2 和方法 3 可计算由树木覆盖变化引起的死木和枯枝落叶的碳变化。提出了估算相关碳库变化的两种方法。

方法 1（亦称为 **增加-损失方法**，第 2 章公式 2.18）：此方法涉及估算聚居地类别的面积和进出死木及枯枝落叶库的年均转移量。这需要根据不同气候或生态带或草地类型、扰乱状况、管理制度，或明显影响死木和枯枝落叶碳汇的其它因素，估算 *仍为聚居地的聚居地* 的面积。还需要根据不同的聚居地类型，获取转为死木和枯枝落叶库的生物量数量，以及每公顷上转为生物量的死木和枯枝落叶库数量。

方法 2（亦称为 **库-差别方法**，第 2 章公式 2.19）：此方法涉及估算聚居地的面积，和两个时间期（ t_1 和 t_2 ）的死木及枯枝落叶库量。将库变化量除以两次测量间的时间段（年数），得到清查年死木和枯枝落叶库的变化。库-差别方法可用于进行聚居地定期清查的国家。此方法更适合采用方法 3 的国家。当国家存在国家特定排放因子和大量国家数据时，采用方法 3。国家界定的方法可能基于聚居地永久样地和/或模式的详细清单。

8.2.2.2 排放/清除因子的选择

碳比例：死木和枯枝落叶的碳比例是变化的，特别是对于枯枝落叶，这取决于分解的阶段。在两种情况下，均可采用的值为 0.50 吨碳/吨干物质。

方法 1

排放因子不是必需的。

方法 2

对于部分聚居地类别，如果不能获得国家特定或区域值，*优良作法*是结合缺省值，采用关于不同聚居地类别死有机物质的国家级数据。从被采伐的活体树和草转移到采伐残余物的碳的国家特定值，以及分解率（增加-损失方法的情况下）或死有机物质池中的净变化（在库-差别方法的情况下），其获得可以考虑下述数据：国内扩展系数、聚居地类型、生物量利用率、死亡率、管理及采伐做法，和管理及采伐活动中损坏的植被量。

方法 3

国家应建立自己的方法学和参数，以估算死有机物质中的变化。这些方法可能来自上文详述的方法 1 或方法 2，或可能基于其它建模或抽样办法（参见第 3 章附件 3A.3 所列的抽样方法）。

8.2.2.3 活动数据的选择

活动数据包括按主要聚居地类型汇总的 *仍为聚居地的聚居地* 面积。聚居地总面积应与本章其它各节报告的面积保持一致，特别是 *仍为聚居地的聚居地* 的生物量相关节报告的面积。如果这种信息能与国家土壤及气候数据、植被清单和其它地理物理数据一起使用，将极大便利对死有机物质变化的评估。

逐步概述死有机物质碳库变化的估算方法

方法 1

方法 1 假设死有机物质的投入量和产出量相等，所以死木或枯枝落叶碳库中没有发生净年变化，且不需要进一步的评估。

方法 2 或方法 3（方法 1，增加-损失方法）

应将每一死有机物质池（死木和枯枝落叶）分开处理，但用于每个池的方法是相同的。

步骤 1：确定将用于本评估的类别以及代表性面积。类别包括聚居地类型的定义。应利用第 3 章所介绍的方法获得面积数据。

步骤 2：确定来自清单或科学研究关于每个类别死木或枯枝落叶平均投入量和产出量的数值。不存在关于这些池投入和产出的缺省因子，所以各国应使用可从当地获取的数据。将投入量减去产出量，计算死有机物质池中的净变化。负值说明库中的净减少（公式 2.18）。

步骤 3：确定每种类别死有机物质碳库中的净变化。将死有机物质库中的变化乘以死木或枯枝落叶的碳比例，以确定死木和枯枝落叶碳库的净变化。

步骤 4：将每个类别的代表性面积乘以那个类别死有机物质碳库中的净变化，可确定每个类别死有机物质碳库中的总变化。

步骤 5：总和所有类别死有机物质的总变化，以确定死有机物质碳库的总变化。

方法 2 或方法 3（方法 2，库-差别方法）

应将每种死有机物质池分开处理，但用于每个池的方法是相同的。

步骤 1：按上文步骤 1 所述，确定聚居地类别和面积。

步骤 2: 从清查数据中，明确：清查时间间隔，清查初始时 (t_1) 死有机物质的平均库量，以及清查最后时 (t_2) 的死有机物质平均库量。采用这些数值计算死有机物质库中的年均变化，将 t_2 时的死有机物质库减去 t_1 时的死有机物质库，并以这一差量除以时间间隔（公式 2.19）。负值表示死有机物质库的减少（公式 2.19）。

步骤 3: 确定每种类别死有机物质碳库中的净变化。将每个类别死有机物质库中的净变化乘以死有机物质的碳比例，可确定死有机物质碳库中的净变化。

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

步骤 5: 总计所有类别死有机物质中的总变化，可确定死木碳库的总变化。

8.2.2.4 不确定性评估

因为假设死有机物质池稳定，因此在方法 1 中不必估算不确定性。对于方法 2 和方法 3 估值，不确定性的来源包括：土地面积估值、碳增量和损失、碳库以及扩展系数的准确度。应采用第 3 章中提供了与不同办法相关联的缺省不确定性的方法，获得面积数据和不确定性估值。与碳库和其它参数值相关的不确定性很可能至少为系数 3，除非可从精心设计的调查中获得国家特定数据。

8.2.3 土壤碳

聚居地土壤可能是 CO_2 的源或汇，这取决于之前的土地利用、发展中土壤掩埋或收集以及现有的管理，特别是与养分和水分应用相关的管理，以及街道、建筑物和相关基础设施间散布的覆盖植被的类型和数量（Goldman 等，1995 年；Pouyat 等，2002 年；Jo，2002 年；Qian 和 Follett，2002 年；Kaye 等，2004 年）。在编写聚居地管理对土壤碳的影响评估时仅完成少数的研究，且大多数重点放在了北美地区（例如 Pouyat 等，2002 年），这使得概括变得很困难。例如，发达国家和发展中国家聚居地之间可能有很大差别，但还未经过充分研究。

在城镇占很大土地比例或聚居地快速扩大的国家，估算聚居地管理对土壤碳储量的影响尤其重要。对于矿质土壤，可根据聚居地管理类别间的储量相对于参照条件（如其它管理土地利用或天然土地）的差别，估算聚居地土地利用和管理对土壤碳库的影响。聚居地管理类别可包括草坪草（例如，草坪和高尔夫球场）、城市林地、花园、垃圾区（例如，垃圾堆）、荒地（外露土壤）和基础设施（例如，行道、房子和建筑物）。尽管通常有机土壤较少用来开发聚居地，如果土壤由于分解作用的加强而进行排水（与为农业目的进行排水产生的效应相似），碳会从这些土壤中释放（Armentano 和 Menges，1986 年）。

估算土壤碳库变化的一般信息和指南见第 2 章 2.3.3 节，应先审阅该节，再查看关于聚居地的具体指南。 采用第 2 章公式 2.24 计算聚居地土壤碳库的总变化，此公式总合了矿质土壤和有机土壤的土壤有机碳库变化；以及土壤无机碳汇的碳库变化（仅方法 3）。下一节就估算聚居地中土壤有机碳库变化提供具体指南。关于土壤无机碳的一般讨论，下文关于聚居地讨论没有提供更多信息。

为了计算仍为聚居地的聚居地相关的土壤碳库变化，各国需要有按气候区和土壤类型分层的相关聚居地的面积。建立更详细的清单估算可通过地面调查和/或遥感图像的定期分析，来确定聚居地管理类别（例如，草坪草、城市林地、花园、垃圾站、荒地和基础设施）。

可采用方法 1、2 或 3 编制清单，而方法 3 需要更详细资源。亦有可能，各国将使用不同层级为该源类别中的各组分编制估值，包括矿质土壤和有机土壤以及土壤无机碳汇（如采用方法 3）。第 2 章中的图 2.4 和 2.5 是决策树，分别为确定估算矿质土壤和有机土壤中碳库变化的适合层级提供指南。

8.2.3.1 方法的选择

矿质土壤

方法 1

方法 1 中假设投入量等于产出量，所以仍为聚居地的聚居地中聚居地土壤碳库没有发生变化。

方法 2

用于矿质土壤的方法 2 采用第 2 章公式 2.25；包括国家或区域特定参考碳库和/或库变化因子，并可能包括适当细分的土地利用活动和环境数据。

方法 3

方法 3 是估算与聚居地覆盖类别相关的土壤碳库的高级方法，如动态模式或测量/监测网络。如果已建立少量任一模式或测量系统来估算聚居地中的土壤碳库，这将被视为方法 3。如果聚居地土壤碳被视为关键源类别，应考虑此方法。关于方法 3 的附加指导意见第 2 章 2.3.3 节。

有机土壤**方法 1 和方法 2**

聚居地不可能建立在深层有机土壤上，但如有必要，可利用第 2 章公式 2.26 计算排放量。除了聚居地覆盖分类，方法 2 将纳入国家特定信息以估算排放因子。可是，方法 2 中还选择采用比缺省类别更为详细的气候和土壤分类。

方法 3

关于有机土壤的方法 3 将包括整合了动态模式和/或测量网络的更详细的管理系统。关于方法 3 的附加指导意见见第 2 章 2.3.3 节。

8.2.3.2 库变化和排放因子的选择**矿质土壤****方法 1**

方法 1 中假设投入量等于产出量，所以仍为聚居地的聚居地中聚居地土壤碳库没有发生变化。

方法 2

因为不能获得缺省值，方法 2 要求估算国家特定库变化因子。第 2 章公式 2.25 采用三个层次的库变化因子，视土地利用、土地利用中的管理以及投入水平而定。清单编制者应确定与聚居地（如草坪草）相关的管理分类；相对于参照条件（可能为天然土地），基于每种类别的碳储量求出土地利用的库变化因子（ F_{LU} ）。管理因子（ F_{MG} ）可灵活地具体说明土地利用的管理方式（如用作运动场或装饰用途），且投入因子（ F_I ）可用来表述管理（如浇水或施肥方法）对碳投入的影响。

方法 3

方法 3 要求将详细过程模式和数据收集与抽样策略和定期重复抽样进行部分总合，以捕捉土地利用和管理效应。进一步的讨论见第 2 章 2.3.3.1 节。

有机土壤**方法 1**

如果土壤排了水而泥炭未被清除，由于与农田相似的聚居地中的深层排水，可采用有机耕作土壤的排放因子计算排放量。如果泥炭被清除，应假设碳在发生清除的年份被释放（参见第 5 章，农田）。

方法 2

从方法 2 的国家特定实验数据中求出排放因子。优良作法是：假设新类别捕捉碳损失率中的明显差别，应求出用于特定聚居地土地管理类别和/或更细气候区域分类的排放因子。额外指南见第 2 章 2.3.3.1 节。

方法 3

与上文矿质土壤中给出的意见相同。

8.2.3.3 活动数据的选择**矿质土壤****方法 1**

方法 1 中假设投入量等于产出量，所以仍为聚居地的聚居地中聚居地土壤碳库没有发生变化。

方法 2

对于方法 2 层级，活动数据包括按气候、土壤类型和/或管理类别细分的聚居地面积，需要与上文介绍的库变化因子相对应。市政记录，辅以聚居地类别（即草坪草、城市林地、花园、垃圾站、荒地和基础设施）大概分布的国家专家知识，可用于确定各种管理类别（例如购物区域、分区、商业、公园、学校等）的比例。如果已经制定了相应的库变化因子，方法 2 可能要求环境数据的更细分层，包括气候区和土壤类型。

方法 3

应用动态模式和/或直接测量的清单的活动数据可说明气候、土壤、地形和管理状况，取决于模式或抽样设计。

有机土壤

方法 1

需要按气候区（对应于第 5 章表 5.6 或第 6 章表 6.3）分层的聚居地中有机耕作土壤的总面积。将总城市面积（作为气候区的函数）乘以来自上文表 8.3 中的绿色空间面积比例，可获得缺省值。

方法 2

有关有机土壤的方法 2 将涉及管理类别更详细的说明，以及这些类别按排水或气候区进行的可能的细分。分层应基于可表明拟议类别的碳损失率中明显差别的经验数据。

方法 3

与上文矿质土壤部分中给出的意见相同。

8.2.3.4 不确定性评估

方法 1 和方法 2 中土壤碳清单中的不确定性与下述内容相关：1) 土地利用和管理活动；2) 矿质土壤参考碳库；及 3) 库变化和排放因子。方法 3 不确定性取决于模式结构和参数，或测量误差/抽样策略。不确定性通常随着抽样的增加和纳入国家特定信息的较高级别估算的使用而减少。

第 2 章表 2.3、第 5 章表 5.5 和 5.6，以及第 6 章表 6.2 和 6.3 中显示了参考碳库和排放因子中的不确定性。清单编制者需要评估土地利用和管理数据中的不确定性，并使用适合的方法（如简单误差传播公式）将缺省因子和参考碳库的不确定性进行总合。如果对于活动数据采用土地利用面积的总计统计资料（例如，粮农组织数据），对于土地面积估值清单，编制者可能必须采用缺省级不确定性（±50%）。然而，对于清单编制者来说，*优良作法*是用国家特定活动数据取代缺省水平求出不确定性。

当应用到具体国家时，矿质土壤的缺省参考碳库和有机土壤的排放因子可能会有高不确定性。缺省值表示土地利用和管理影响或参考碳库全球平均值，可能与区域特定值不同（Powers 等，2004；Ogle 等，2006 年）。采用方法 2 求出国家特定因子或建立方法 3 国家特定估算系统可以减少偏差。较高级别方法的基本根据将是涉及土地利用和管理对土壤碳的效应的国家或邻近地区的研究。*优良作法*是通过计算国内土地利用和管理影响中的明显差别，最小化偏差，如气候区域和/或土壤类型中的变异，甚至以降低因子估值的准确性为代价（Ogle 等，2006 年）。对于报告库变化来说，偏差更成问题，因为在不确定性范围中不一定捕捉了偏差（即如果因子中存在明显偏差，那么真实库变化可能超出所报告的不确定性范围）。

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

对于方法 2，国家特定信息被纳入进清单分析中，以减少偏差。例如，Ogle 等（2003 年）采用国家特定数据构造 US 特定因子的概率密度函数，以及关于农业土壤的活动数据和参考碳库。*优良作法*是评价因子、参考碳库或土地利用及管理活动数据之间的依赖性。尤其是，土地利用和管理活动数据中一般有很强的依赖性，因为管理做法在时间和空间上趋于相关。

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

8.3 转化为聚居地的土地

林地、农田、草地等转化为聚居地，会导致温室气体的排放和清除。与土地利用转化相关的碳库变化的估算方法，其解释见本卷第 2、4、5 和 6 章。决策树（参见第 1 章图 1.3）和相同的基本方法可用于估算转化为聚居地的林地、农田和草地中的碳库变化。

取决于之前土地利用类别中碳库的大小，转化为聚居地的土地可能在第一年经历相对迅速的碳损失，随后碳汇会逐渐增加。例如，转化为聚居地的林地的特征通常是，这种突然变化发生后，碳库会逐渐增加。如果之前土地利用中的碳库低于聚居地中的碳库，这种突然转变将不会在第一年发生。例如，转化为聚居地的撂荒农田将仅经历碳库的逐渐增加，而无初始阶段的突然转变。

描述的方法有时可以进行简化，方法是估算一年的转化效应，而后应用上文所述的*仍为聚居地的聚居地*的相关方法。然而，如果这样做，采用的过渡期内的土地面积应保持为转化状态。否则，维持土地利用矩阵的一致性可能会较为困难。

如果对于土地面积的表述（参见第 3 章）采用最简化形式的方法一，且不能获得可推断之前土地利用的补充信息，则仅能知道用时间衡量的聚居地的总面积，将无法得知之前土地利用。在这些情况下，无法估算转化前的生物量库（ $B_{\text{之前}}$ ），且不能采用公式 2.26。在这种情况下，将必须与仍为聚居地的土地一起估算转化为聚居地的土地，并且转化为聚居地引起的排放或清除以及其它土地利用变化将在保持类别以阶段变化的形式表述，而非适当分配到与土地利用变化矩阵一致的转化中。实际上，转变在成为景观间的阶段变化。这使得在每个部门间实现协调特别重要，以确保总土地基础长期保持不变，因为由于土地利用的变化每一清查年中各个部门内将损失和获得部分土地面积。

8.3.1 生物量

8.3.1.1 方法的选择

计算转化为聚居地引起的活生物量迅速变化的一般方法表述见第 2 章公式 2.15 和 2.16。转变引起的生物量的年均增量表示为刚刚发生转变的聚居地土地利用类别中的生物量（ $B_{\text{之后}}$ ）与之前类别的生物量（ $B_{\text{之前}}$ ）间的差额。

此方法遵循《指南》中关于其它土地利用转变的方法：土地转化引起的生物量的年度碳库变化估算为（利用公式 2.16）：每年转化为聚居地的面积乘以转化前系统中的生物量（ $B_{\text{之前}}$ ）和转化后聚居地中生物量（ $B_{\text{之后}}$ ）之间的碳库差额。

方法 1

对于方法 1，土地利用转化为聚居地之后的初始年中，最保守的方式是将 $B_{\text{之后}}$ 设为零，即聚居地的发展过程使得碳库被全部消耗。为此，必须加上清查年中的生长量（ ΔC_G ）并减去损失量（ ΔC_L ），以获得转化为聚居地土地上碳库的净变化（公式 2.15）。

方法 2

在方法 2 中，国家特定碳库可应用于分解到适应国家情况的详细程度的活动数据。在较高级别，应记录聚居地中每种土地利用或土地覆盖转化为另一种类型的面积（土地利用和土地覆盖类型的例子见 8.2 节），因为此面积与转化前和转化后的碳量相关。聚居地土地利用或土地覆盖类型的碳密度很可能所不同。

方法 3

在方法 3 中，各国可采用库差别方法（公式 2.8）或可能包括复杂模式和高度细分的活动数据（如果可以获得，包括国家或生物群落关于 $B_{\text{之后}}$ 的更详细信息）的高级估算方法。

8.3.1.2 排放/清除因子的选择

方法 1

方法 1 要求关于土地利用转化前后的生物量的估值。假设当为聚居地利用进行整地时所有生物量被清除掉，因此刚刚发生转化后生物量的缺省值为 0 吨/公顷。转化之前生物量的缺省值（ $B_{\text{之前}}$ ）见表 8.4。

表 5.8
因土地转化为聚居地而清除的缺省生物量碳库

土地利用类别	转化前的生物量碳库 ($B_{之前}$) (吨碳/公顷)	误差范围 [#]
林地	按气候区划分的各种森林类型的碳库，参见第 4 章 4.7 - 4.12 各表。碳库以干物质形式计量。用碳比例 (CF) 0.5 乘以各值，将干物质换算为碳。	参见 4.3 节 (转化为林地的土地)
草地	按气候区分列的各类草地的碳库，见第 6 章表 6.4。	$\pm 75\%$
农田	对于包含一年生作物的农田：使用 4.7 吨碳/公顷或 10 吨干物质/公顷的缺省值 (参见第 6 章 6.3.1.2 节)	$\pm 75\%$

表示名义误差估值，作为均值的百分比，相当于两倍标准偏差。

方法 2 和方法 3

方法 2 用国家特定数据代替缺省数据，方法 3 涉及与转化过程有关的详细的模式或测量数据。

8.3.1.3 活动数据的选择

按照第 3 章中所列的一般原则，通过森林机构、资源保护机构、市政当局和测绘机构的国家统计资料，可以获得估算转化为聚居地的土地面积上生物量变化的活动数据。应进行交叉检验以确保每年转化土地表述的完整性和一致性，避免遗漏或重复计算。数据应按一般气候类别和聚居地类型进行分解。方法 3 清单将要求关于新聚居地营造的更全面信息，附有细分的土壤类别、气候及空间和时间分辨率。超过所选的过渡期年数所发生的所有变化均应该纳入超过过渡期 (缺省为 20 年) 的转变中，报告为仍为聚居地的聚居地的亚类。

高层级方法要求更详细的数据，但是要符合《IPCC 指南》的最低清单要求是，可以分别确定转化林地的面积。这是因为转化之前森林的碳密度通常较高。这意味着至少了解部分土地利用变化矩阵，因此当采用第 3 章的方法一和方法二估算土地面积时，可能需要附加调查来确定正从林地转化为聚居地的土地面积。如第 3 章所指出的，当调查正在建立时，努力直接确定正在转化的面积比估算不同时间特定利用下总土地面积的差别，通常更为准确。

实施方法的步骤

方法 1

使用来自土地利用类别各章 (林地、草地等) 的 $B_{之前}$ 缺省值，并假设公式 2.16 中该 $B_{之后}$ 等于零。

步骤 1: 将公式 2.16 应用于每一转化为聚居地的土地利用类型；

步骤 2: 将所有土地利用类型的生物量变化相加；

步骤 3: 将结果乘以 44/12，以获得土地转化中释放的二氧化碳当量 (步骤 2 中获得的总和将为负值)。

方法 2

实施方法 2 的典型步骤为：

步骤 1: 使用第 3 章介绍的方法，其中包括相关土地清册和计划记录或遥感图像的分析 (或两者均有)，以估算现在和最后调查区域间面积的变化。

步骤 2: 确定 —— 作为第一近似推断 —— 按绿色空间比例的聚居地土地利用类型。例如，三种暂定土地利用类别可为：低 (绿色空间小于 33%)、中等 (绿色空间 33%-小于 66%) 及高 (绿色空间大于 66%)。这些类别中的每种类别都可指定一个平均碳含量，从 8.2 节为计算生物量变化所进行的相似定义的种类调查中获得。

步骤 3: 为步骤 2 中确定的土地利用转变，绘制土地利用转化面积矩阵。

步骤 4：用公式估算确定的土地利用类型和转化的土地利用类型的生物量库（以获得 $B_{\text{之前}}$ 和 $B_{\text{之后}}$ ），对土地利用变化矩阵的每个非空白单元格应用公式 2.16，总和碳库中的变化，并将总合乘以 44/12 以获得排放/清除的 CO_2 当量。

步骤 5：采用 8.2.1 节中的方法 A 或方法 B 计算仍为聚居地的聚居地的 ΔC_G （方法的选择将取决于排放和清除因子的适用性以及活动数据的可获性）。这将在公式 2.15 中使用。

步骤 6：采用 8.2.1.3 节介绍的方法计算仍为聚居地的聚居地的 ΔC_L 。

步骤 7：计算土地利用转变为聚居地导致的活生物量中的碳库变化，核算生物量增量、生物量损失以及土地利用转化引起的生物量变化（如公式 2.15 所给出的）。

8.3.1.4 不确定性评估

参见 8.2.1.4 节中的指南。

8.3.2 死有机物质

为两种类型的死有机物质池提供了方法：1) 死木及 2) 枯枝落叶。本报告第一章提供了这些池的定义，8.2.2 节提供了聚居地范畴内的死有机物质。

转化为聚居地的部分土地将不会发生突然转变（例如，转化为聚居地的撂荒农田）。在这种情况下，阶段一方法将不合适，并且生物量池逐渐转变为一个新的平衡状态。当这种类型的转化发生时，可用阶段二方法计算整个转化。

8.3.2.1 方法的选择

估算死有机物质碳库的变化需要分别估算死木库变化和枯枝落叶库的变化（参阅第 2 章中的方程 2）。第 2 章图 2.3 中的决策树有助于选择合适的使用层级。

方法 1

方法 1 缺省假设死木和枯枝落叶中含的所有碳在转化中损失，因此不考虑其后的任何累积。

方法 2

方法 2 要求使用与方法 1 所用数据相比更加细分的数据。在方法 2 和方法 3 中，其它土地转化为聚居地引起的死木中碳库的立即和突然变化，将用公式 2.23 进行估算，其中 C_0 设为零， T_{on} 设为 1 年。方法 2 假设了一个线性变化的函数，然而在过渡期中，增加或损失碳的池通常为非线性损失或累积曲线，在方法 3 下可用连续转移矩阵来表示。

对于转移阶段死木和枯枝落叶碳变化的计算，提供了两种方法：

方法 1（亦称为 增加--损失方法，第 2 章中的公式 2.18）：此方法涉及估算每种土地转化类型的面积，以及转入和转出死木和枯枝落叶碳的年均转移量。这需要根据以下几点估算转化为聚居地的土地的面积，即不同气候或生态带或聚居地类型、扰乱状况、管理制度，或明显影响死木和枯枝落叶碳汇的其它因素；依据不同的聚居地类型，每公顷上转入和转出死木及枯枝落叶库的生物量数量。

方法 2（亦称为 库-差别方法，第 2 章中的公式 2.19）：此方法涉及估算转化为聚居地的面积，和两个时间期（ t_1 和 t_2 ）的死木及枯枝落叶库量。将库变化量除以两次测量间的时间段（年数），得到清查年死木和枯枝落叶库的变化。对于进行定期清查的国家，库差别方法是可行的。

方法 3

对于方法 3，国家应该建立自己的方法学和参数，以估算死有机物质中的变化。这些方法学可能来自上文详述的方法 1 或方法 2，或者可能建立在其它办法的基础上。采用的方法需要明确记录。方法 3 应采用或符合损失或累积曲线的真实形状。这些曲线应该用于报告年转移的每种土地群，以估算死木和枯枝落叶碳汇中的年度变化。

8.3.2.2 排放/清除因子的选择

碳比例：死木和枯枝落叶的碳比例是变化的，取决于分解的阶段。木材的变化比枯枝落叶小得多，因此可以采用值为 0.50 吨碳/吨干物质的碳比例。聚居地中枯枝落叶值的范围为 0.30 - 0.50 吨碳/吨干物质。如果不能获得国家特定或生态系统特定的数据，建议使用值为 0.40 的碳比例。

方法 1

假设转化为聚居地的土地中死木和枯枝落叶碳库在转化中全部损失，并假设在转化后聚居地中没有随后累积新的死有机物质。转化之前森林枯枝落叶的缺省值见第 2 章表 2.2，但在多数系统中不能获得死木或枯枝落叶的缺省值。各国应寻求估值并使用来自林业和农业研究机构的当地数据，以提供转化之前初始系统中死木和枯枝落叶的最佳估值，或者在缺乏其它信息的情况下采用表 2.2 的缺省值。假设所有非林地类别中枯枝落叶和死木池的碳库为零。对于聚居地管理或扰乱发生明显变化的国家，鼓励其按方法 2 或方法 3 制定估算该影响的国内数据并进行报告。

方法 2

对于部分转化类别，如果不能获得国家特定或区域值，*优良作法*是结合缺省值，采用关于不同聚居地类别死木和枯枝落叶的国家级数据。从被采伐的活体树和草转移到采伐剩余物的碳的国家特定值，以及分解率（增加-损失方法的情况下）或死有机物质池中的净变化（在库-差别方法的情况下），可以从国内扩展系数中获得，该系数考虑了聚居地类型、生物量利用率、采伐做法和采伐活动中损坏的植被量。应当通过科学研究求出关于扰乱状况的国家特定值。

方法 3

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

方法 3 提供比低层级方法更为确定的估值，并且更加突出了各个碳汇之间的联系。部分国家已经建立了扰乱矩阵，可为每种类型的扰乱提供不同池中碳重新分配的方式。模拟死有机物质碳动态平衡的其它重要参数为，衰减率（可能随木材的类型和小气候条件而变化）以及整地程序（例如控制的散烧或堆积燃烧）。

8.3.2.3 活动数据的选择

活动数据应与用于生物量和 8.3.1.3 节中描述的相同。

逐步概述估算死有机物质库变化的方法

方法 1

步骤 1：确定将用于本评估的土地转化类别以及各年转化的代表面积。应采用第 3 章介绍的方法获得面积数据。高层级方法要求更详细的数据，但是要符合《IPCC 指南》的最低清单要求是，采用方法 1 时分别确定转化森林的面积。

步骤 2：对于每一活动类别，（分别）确定转化前每公顷的死木和枯枝落叶库（参见第 2 章表 2.2 中的缺省值）。

步骤 3：对于每一活动类别，（分别）确定转化后每公顷特定聚居地类型的死木和枯枝落叶库。方法 1，转化后死木和枯枝落叶库假定为零。

步骤 4：从最终库量减去初始库量，计算各种转化类别的每公顷死木和枯枝落叶库的净变化。负值表示库的减少（公式 2.23）。

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

步骤 6：用各个碳库中的净变化乘以报告年的转化面积。

方法 2 和方法 3

步骤 1： 确定将用于本评估的土地转化类别以及各年转化的代表面积。当计算处于转变阶段的土地时，需要每种类别不同转化阶段的代表面积。高层级方法要求更详细的数据，但是要符合《IPCC 指南》的最低清单要求是，分别确定转化森林的面积。

步骤 2：突然变化

- 确定将用于本评估的活动类别以及代表性面积。活动类别包括转化类型的定义，以及先前土地覆盖管理和聚居地管理的性质（如果适用），例如：“利用外来草将热带季节性采伐森林转化为牧牛草场”应利用第 3 章所介绍的方法获得面积数据。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化前每公顷的死木和枯枝落叶库。
- 对于每种活动类别，（分别）确定转化为聚居地一年后的每公顷死木和枯枝落叶库。
- 用最终库量减去初始库量，计算各种转化类别的每公顷死木和枯枝落叶库的净变化。负值表示库的减少。
- 用库的净变化乘以此库中的碳比例（枯枝落叶为 0.40 吨碳/吨干物质，而死木为 0.50 吨碳/吨干物质），将各个库的净变化换算成以吨碳/公顷为单位。
- 用各个碳库中的净变化乘以报告年的转化面积。

步骤 3：过渡变化

- 确定将用于本评估的类别和土地群以及代表性面积。类别包括转化类型的定义，以及先前土地覆盖管理和聚居地类型管理的性质（如果适用）。应采用第 3 章所介绍的方法获得面积数据。
- 为每一目前处于过渡阶段（转化与新的状态稳定系统之间）的土地群，采用**增加-损失方法或库-差别方法**（参见下文）确定按活动类别所列的死木和枯枝落叶库（分别）的年变化率。
- 确定前一年土地群中死木和枯枝落叶库（通常来自之前的清单）。
- 将前一年的库加上净变化率，计算每一土地群的死木和枯枝落叶库的变化。
- 用库的净变化乘以此库中的碳比例（枯枝落叶为 0.40 吨碳/吨干物质，而死木为 0.50 吨碳/吨干物质），将各个库的净变化换算成以吨碳/公顷为单位。
- 用各个碳库的净变化乘以报告年每一土地群的面积。

增加-损失方法：

- （分别）确定死木和枯枝落叶的年均投入量。
- （分别）确定死木和枯枝落叶的年均损失量。
- 用投入量减去损失量，确定死木和枯枝落叶中的净变化率。

库-差别方法：

- 确定清查时间间隔，清查初期以及清查末期的平均死木和枯枝落叶库。
- 采用这些数字计算死木和枯枝落叶库中的净变化，用最终库减去初始库并除以清单间年数。负值表示库的减少。
- 方法 3 要求国家特定或区域特定的扩展系数。没有方法 2 缺省扩展系数，而应该采用（并成文归档）最佳可获当地数据。

8.3.2.4 不确定性评估

方法 1 中的不确定性与每年转化的土地面积中碳库的不确定性相同。随后假设死有机物质的变化为零，在初始变化后方法 1 中不需要考虑相关不确定性。对于方法 2 和方法 3 的估值，不确定性来源包括：土地面积估值、碳增量和损失、碳库、烧除的碳量以及扩展系数的准确度。应采用第 3 章中提供的与不同办法相关联的缺省不确定性的方法，获得面积数据和不确定性估值。与碳库和其它参数值相关的不确定性很可能至少为系数 3，除非可从精心设计的调查中获得国家特定数据。

8.3.3 土壤碳

土地转化为聚居地伴随着在先前林地、农田、草地、湿地和其它土地上城市和城镇的发展和扩展。这些转化会改变土壤碳库，因为：土壤中的机械性扰乱；发展中土壤的掩埋或收集；植被覆盖的类型和数量；以及新的管理制度，特别是与养分和水分应用相关的制度。

估算土壤碳库变化的一般信息和指南（包括公式）见第2章2.3.3节。采用公式2.24计算转化为聚居地的土地上土壤碳库总变化，此公式总合了矿质土壤和有机土壤的土壤有机碳库变化；以及土壤无机碳汇的相关碳库变化（仅方法3）。

为了计算与转化为草地的土地相关的土壤碳库中的变化，各国需要有清查时期开始和结束阶段转化为聚居地的土地的面积估值，面积按气候带和土壤类型分层。即使采用总计土地利用数据且各利用间的具体转化未知，仍然可以采用仍为聚居地的聚居地中提供的方法计算有机土壤碳（SOC）库变化，但相对于清查初始年，当前年份聚居地的土地基础面积可能会不同，且较少表述转变的动态。第3章（土地的一致表述）强调总土地面积保持一致的重要性。

8.3.3.1 方法的选择

可采用方法1、2或3编制清单，每一连续层方法需要获得比前一层方法更详细的资源。各国还可以采用不同的层级方法编制各个土壤碳亚类的估值（即矿质土壤和有机土壤中土壤有机碳库变化；以及与在方法3进行了估算的土壤无机碳汇相关库变化）。2.3.3.1节（第2章）中提供了用于矿质土壤（图2.4）和有机土壤（图2.5）的决策树，用以帮助清单编制者选择其土壤碳清单的适合层级。

矿质土壤

方法1

可采用第2章中的公式2.25估算土地利用转化为聚居地的矿质土壤的土壤有机碳库变化。对于方法1，根据一般参考土壤有机碳库（SOC_{参考}）和缺省库变化因子（ F_{LU} 、 F_{MG} 、 F_I ），来确定初始（转化之前）土壤有机碳库（SOC_(0-T)）和清查期最后一年的碳库（SOC₀）林地中外露的基层岩地区或之前的土地利用未包括在土壤碳库计算中（假设库为零）。计算排放（源）或清除（汇）的年变化率是以库之间的差别（一段时间）除以库变化因子的时间依赖（D）（缺省为20年）。

方法2

用于矿质土壤的方法2亦采用第2章中的公式2.25；但包括国家或区域特定参考碳库和/或库变化因子，并且可能包括更加细分的土地利用活动和环境数据。发展过程中土壤碳的清除、转移或掩埋对于聚居地来说是个特别的问题。如果土壤碳在发展阶段没有被分解，而在土壤层的较深处驻留，碳会转移到另一地区，或者可能用作商品。优良作法是调整方法2库变化因子，以反映以CO₂形式进入大气中的碳损失的减少。

方法3

方法3涉及更详细的国家特定模式和/或基于测量的方法，以及高度分解的土地利用和管理数据。优良作法是估算土地利用转化为聚居地的土壤碳变化的方法3，采用能够表述其它土地（包括林地、草地、农田或其它土地）长期转化的模式、数据集和/或监测网络。方法3需要与生物量的清除和植物残余物（包括碎木片和枯枝落叶）的清除后处理的估值结合起来，因为残余物清除和处理（例如燃烧、整地）中的变化通过分解和燃烧将会影响对土壤有机质形成的碳投入和碳损失。应采用在国家或特定区域现场位置进行的独立观测验证模式，这些观测可代表气候、土壤和管理对转化后土壤碳库变化的相互作用。

有机土壤

方法1和方法2

有关清查期内有机土壤上转化为聚居地土地的处理方式与仍为聚居地的聚居地相同。采用第2章中的公式2.26计算碳损失。关于方法1和方法2的更多指导意见见8.2.3.1节。

方法3

关于矿质土壤，方法3将涉及国家特定模式和/或基于测量的方法，以及高度分解的土地利用和管理数据。

8.3.3.2 库变化和排放因子的选择

矿质土壤

方法 1

缺省参考碳库见第 2 章表 2.3，之前土地利用的库变化因子见相关各章节（4.2.3.2 林地，5.2.3.2 农田，6.2.3.2 草地，和 9.3.3.2 其它土地）。仍为聚居地的聚居地的方法 1，不需要转化后土地利用（聚居地）的缺省库变化因子，因为缺省假设为投入量等于产出量，因此一旦聚居地建立土壤碳库中不会发生净变化。然而，转化可能造成净变化，优良作法是采用以下假设：

- (i) 对于部分已铺砌的聚居地面积，假设 F_{LU} 、 F_{MG} 和 F_I 为之前土地利用相应产量的 0.8 倍（即相对于之前土地利用，由扰乱、清除或位置转变将引起 20% 的土壤碳损失）；
- (ii) 对于部分为草坪草的聚居地面积，采用第 6 章表 6.2 中适合改良草地的值；
- (iii) 对于部分为耕作土壤（例如用于园艺）的聚居地面积，采用表 5.5（第 5 章）的非耕作 F_{MG} 值，而 F_I 等于 1；及
- (iv) 对于部分树木茂密的聚居地面积，假设所有库变化因子等于 1。

方法 2

估算国家特定库变化因子很可能是与方法 2 有关的最重要的内容。采用土地利用因子 (F_{LU})，相对于参照条件来计算土地利用间土壤有机碳库的差别。然后用投入因子 (F_I) 和管理因子 (F_{MG}) 进一步修正聚居地管理类别的碳库值。求取这些库变化因子的附加指导意见，见 8.2.3.2 节“仍为聚居地的聚居地”。参见关于推导其它土地利用部门库变化因子的特定信息相应章（第 4 章林地，第 5 章农田、第 6 章草地以及第 9 章其它土地）。还可以从方法 2 的国家特定数据中求出参考碳库，当然，参考碳库应该在所有土地利用中保持一致（即林地、农田、草地、聚居地、其他土地），因此开展 AFOLU 部门土壤碳的多个清查队伍间需协调合作。

方法 3

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

有机土壤

方法 1 和方法 2

清查期内有机土壤上转化为聚居地土地的处理方式与仍为聚居地的聚居地相同。方法 2 排放因子从国家或区域特定数据中求出；附加指南见 8.2.3.2 节。

方法 3

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

8.3.3.3 活动数据的选择

矿质土壤

方法 1 和方法 2

需要按气候区和土壤类型分层的转化为聚居地土地的数量，以在方法 1 级别估算适当的库值。分层可以根据适合的气候地图与土壤地图的匹配，以及土地转化位置的相关空间明晰数据。缺省气候和土壤分类方案的详细说明见第 3 章。在缺乏具体信息时，被铺砌的聚居地的缺省面积应估算为总面积中非绿色空间的比例，采用表 8.3 中的数据，并且相同的表格可用来将绿色空间区域分为木本植物区域和非木本植物地区。后者可能全部假设为草坪草，除非可获得关于其他耕作区域的数据。

方法 3

对于在方法 3 中动态模式的应用和/或基于测量的直接清查，需要总合气候、土壤、地形和管理数据的类似或更详细数据，但是确切的需要将取决于模式或测量设计。

有机土壤

方法 1 和方法 2

有关清查期内有机土壤上*转化为聚居地的土地*的处理方式与*仍为聚居地的聚居地*相同，8.2.3.3 节讨论了关于活动数据的指南。

方法 3

关于矿质土壤，与方法 1 或 2 相比，方法 3 将需要总合气候、土壤、地形和管理数据的更详细数据，但是确切需要取决于模式或测量设计。

8.3.3.4 不确定性评估

参见 8.2.3.4 节中的指南。

8.4 完整性、时间序列、质量保证/质量控制和报告

8.4.1 完整性

对于土壤碳清单而言，*优良作法*是追踪总面积随时间的变化，如果利用方法 2 或方法 3，清查应追踪主要管理类别（例如草坪草、城市林地、花园、垃圾站和基础设施）的相关面积。聚居地清查方法覆盖的总面积为清查期内仍为*聚居地的聚居地*中的土地和*转化为聚居地的土地*的总和。部分聚居地区域由于聚居地管理的发生很少变化或没有发生变化，或管理投入没有发生明显变化，而认为某些温室气体排放和清除不重要或在一段时间内保持不变，此区域可以未纳入清单方法中。然而鼓励各国随时追踪国家边界内聚居地的总土地面积，对用于估算 CO₂ 排放和清除的部分保持透明的记录。在这种情况下，*优良作法*是各国就清单计算中包括的面积和土地基础中总聚居地面积间的差额予以纪录并作出解释。

8.4.2 建立一致的时间序列

为了保持时间序列的一致性，*优良作法*是各国在整个报告时间期间中采用相同的清查方法，包括土地利用和聚居地系统的定义，碳清查中包括的面积以及计算方法。如果发生改变，*优良作法*是对于变化保持透明记录，然后重新计算整个清查时间期间的碳库变化。在这些情况下进行重新计算的指导意见见第 1 卷第 5 章。一致的估算和报告还需要在整个清查期时间序列上对管理活动、气候和土壤类型的共同定义。

8.4.3 清单质量保证/质量控制

*优良作法*是对清单估值和数据实施质量控制检查和外部专家审查。预计将给予库变化和排放因子的国家特定估值特别的关注，确保它们是基于高质量数据和可证实的专家观点。

聚居地方法学中具体的质量保证/质量控制核查包括：

仍为聚居地的聚居地：*优良作法*是聚居地面积要与生物量库和土壤库变化的报告保持一致。聚居地可能包括计算土壤库变化但假设生物量变化为零的区域（例如非木材生物量基本不存在），生物量和土壤库均不断变化的区域（例如公园的建立）。以及生物量和土壤库均不发生变化的区域（例如基础设施和荒地）。为了增强透明性并消除误差，*优良作法*是无论库是否变化均报告聚居地总面积。

转化为聚居地的土地：预计转化为聚居地的土地的总计面积在生物量和土壤估算中相同。而生物量和土壤池可分解为不同的详细程度，*优良作法*是采用相同的一般类别分解面积数据。

对于所有土壤碳库变化估值，预计每种气候土壤类型组合的总面积在清查时期开始（年_(0-T)）和最后一年（年₍₀₎）时均将相同，除非已经证明：部分土地基础已经纳入另一种土地利用部门或从另一部门获得。最终，包括各个部门的一国整个土地基础的总和在清查期中的每一年间必须相等。

8.4.4 报告和归档

*优良作法*是将用于生成国家清单估值的所有信息保存并归档，包括：必须明确记录：（1）数据源、数据集、用于估算国家特定因子信息的数据源以及用于估算因子的程序；（2）活动数据和用于分类或总计活动数据的定义；及（3）气候区分类和土壤类型（对于方法 1 和方法 2）。对于采用模式的方法 3，*优良作法*是记录模式版本并提供模式说明，以及所有模式输入文件、源编码和可执行程序的永久档案副本。

报告表和工作表

可用第 1 卷第 8 章中的各报告表来报告本章所介绍的分类。按聚居地类别的估值可与《IPCC 指南》中的下述报告类别相比较：

- 仍为聚居地的聚居地中木材生物量的 CO₂ 排放和清除与：IPCC 报告类别 5A 以及转化为聚居地的土地与 IPCC 报告类别 5B；以及关于非 CO₂ 气体的 IPCC 报告类别 4E 和 4F；
- 仍为聚居地的聚居地中土壤中的 CO₂ 排放和清除与：用于 CO₂ 的 IPCC 报告类别 5D 和 5E，以及对于非 CO₂ 的 IPCC 报告类别 4D；及
- 土地利用转化为聚居地产生的 CO₂ 的排放和清除与：用于生物量的 IPCC 报告类别 5B，用于土壤的 IPCC 报告类别 5D 和 5E；以及用于非 CO₂ 气体的 IPCC 报告类别 4D、4E 和 4F。

附件 1 提供的工作表用于计算聚居地的温室气体排放和清除（方法 1）。

8.5 未来方法学发展的基础

此方法中存在漏缺，因为不能获得足够的数用来量化聚居地中所有池和温室气体的流量。明显的漏缺包括：

- 非 CO₂ 温室气体（N₂O 和 CH₄）的估算方法；
- 计算碳库而非活生物量和土壤（具体地，死木和枯枝落叶）的详细方法学；
- 有关草坪草和草坪管理的碳库和流量的讨论；
- 有关花园和其它草本植物的碳库和流量的讨论；及
- 说明不同类别聚居地以及不同木本和非木本植被的量和不同类型管理的通用方法学。

非 CO₂ 温室气体 虽然存在一些证据支持以下观点：城市地区中的 N₂O 流量相对于自然条件可能得到增加（Kaye 等，2004 年），但是这一结果可能取决于自然条件（即聚居地所处地的气候和区域）和该聚居区域通常采用的管理制度。需要更多数据，才能得出聚居地对非 CO₂ 温室气体流量的影响的结论。

死木和枯枝落叶 死木是一种多样的类别，包括脱落或修剪的树枝或树木，或没有被活个体代替的现存死树。这种死木可能被烧除或以固体垃圾的形式处置，用于堆肥，留在现场或离场腐朽。此物质在本方法中被当作活生物量中的一个损失。因为死木可能在聚居地中被搬离现场（而非像森林中留在现场腐朽），未来建立的更详细的方法可能会计算运至垃圾填埋、在堆肥桩处置、烧除或留在现场腐朽的死木的比例。运至垃圾填埋或堆肥的部分可能被视为采伐的木材产品或当作废弃物，《指南》的其它各节均对两者均进行了讨论。

草坪草和草坪管理 草坪草生物量包括根部、茬子、茅草和地上部组分。尽管草坪草生产量的估值已经公开发布（Falk，1976 年；Falk，1980 年；Qian 等，2003 年），但草分解迅速，而且关于草坪草生物量长寿组分中生物量总累积的信息很少。草坪草在地上部和地下部组分间的分配还取决于管理和割草状况。由于缺乏这一主题的可概括的信息，并缺乏量化聚居地中被草坪草覆盖面积的活动数据，目前不存在说明草坪系统碳清除的详细方法学。更为详细的方法学将需要关于草坪生产率、草坪草利用率，以及草坪草随管理制度的变化而分配到不同植物部分的额外信息。当然，实施这一方法所需的的活动数据将包括管理制度和被草坪草覆盖的聚居地比例的信息。

庭园和其它草本植物 与草坪草的情况类似，不存在描述庭园植物生物量年度累积和在不同地上部及地下部部分分配的信息。同样，不能获得描述随管理制度变化的植物生产量的信息。实施更为详细的方法所需的的活动数据将包括：关于管理制度信息，以及被此类型植被覆盖的聚居地面积比例的信息。这些主要为庭园植物，所以在私人庭园对其进行抽样会出现更多困难（植物可能受扰乱结果无法对其抽样）（参见 Jo 和 McPherson，1995 年）。

土地类别 更详细的方法将从得益于聚居地内土地类别的一致定义集，此定义集可用于任何国家，不考虑其气候、天然植被或典型的聚居地状况。这将使得聚居地并驾齐趋于其它土地利用（林地、草地、农田、湿地），易于基于一系列测量和目标参数而被定义。已将部分研究用于此方面 (Theobald, 2004年)，但目前分类并不一致。每单位树木树冠覆盖的碳固积率相当恒定，而每单位聚居地面积的总碳储存率主要取决于该聚居地内树木和草坪草覆盖的相对量。此土地分类将成为各国所收集的活数据数据集的一部分，且可基于这些土地覆盖数据来建立并采用一致的详细方法。本类型的土地利用分类还将使各国可以计算广义上列为聚居地的区域内管理变化引起的碳储量变化。例如，当开发闲置地块时，非建筑地区中的外来植被可能被碳储存能力不同的景观种类所代替。

参考文献

- Akbari, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO₂ emissions from power plants. *Environmental Pollution* **116**:S119-S124.
- Armentano, T.V. and Menges, E.S. (1986). Patterns of change in the carbon balance of organic soil-wetlands of the temperate zone. *Journal of Ecology* **74**:755-774. 1986.
- Brack, C.L. (2002). Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental Pollution* **116**:S195-S200.
- Cairns, M.A., Brown, S., Helmer, E.H. and Baumgardner, G.A. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* **111**:1-11.
- Crane, P. and Kinzig, A. (2005). Nature in the metropolis. *Science* **308**:1225-1225.
- Elvidge, C.D., Milesi, C., Dietz, J.B., Tuttle, B.T., Sutton, P.C., Nemani, R. and Vogelmann, J.E. (2004). U.S. constructed area approaches the size of Ohio. *EOS - Transactions of the American Geophysical Union* **85**:233-234.
- Falk, J. (1980). The primary productivity of lawns in a temperate environment. *Journal of Applied Ecology* **17**:689-696.
- Falk, J.H. (1976). Energetics of a suburban lawn ecosystem. *Ecology* **57**:141-150.
- Gallo, K.P., Elvidge, C.D., Yang, L. and Reed, B.C. (2004). Trends in night-time city lights and vegetation indices associated with urbanization within the conterminous USA. *International Journal Of Remote Sensing* **25**:2003-2007.
- Goldman, M.B., Groffman, P.M., Pouyat, R.V., McDonnell, M.J. and Pickett, S.T.A. (1995). CH₄ uptake and N availability in forest soils along an urban to rural gradient. *Soil Biology and Biochemistry* **27**:281-286.
- Gregg, J.W., Jones, C.G. and Dawson, T.E. (2003). Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature* **424**:183-187.
- Idso, C., Idso, S. and Balling, R.J. (1998). The urban CO₂ dome of Phoenix, Arizona. *Physical Geography* **19**:95-108.
- Idso, C., Idso, S. and Balling, R.J. (2001). An intensive two-week study of an urban CO₂ dome. *Atmospheric Environment* **35**:995-1000.
- Imhoff, M., Tucker, C., Lawrence, W. and Stutzer, D. (2000). The use of multisource satellite and geospatial data to study the effect of urbanization on primary productivity in the United States. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **38**:2549-2556.
- IPCC (1997). Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Lim B., Tréanton K., Mamaty I., Bonduki Y., Griggs D.J. Callander B.A. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/OECD/IEA, Paris, France.
- IPCC (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Penman J., Gytarsky M., Hiraishi T., Krug, T., Kruger D., Pipatti R., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., Wagner F. (Eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), IPCC/IGES, Hayama, Japan.
- Jenkins, J., Chojnacky, D., Heath, L. and Birdsey, R. (2004). Comprehensive database of diameter-based biomass regressions for North American tree species. General Technical Report NE-, USDA Forest Service Northeastern Research Station, Newtown Square, PA.
- Jo, H. (2002). Impacts of urban greenspace on offsetting carbon emissions for middle Korea. *Journal of Environmental Management* **64**:115-126.

- Jo, H. and McPherson, E. (1995). Carbon storage and flux in urban residential greenspace. *Journal of Environmental Management* **45**:109-133.
- Kaye, J., Burke, I., Mosier, A. and Guerschman, J. (2004). Methane and nitrous oxide fluxes from urban soils to the atmosphere. *Ecological Applications* **14**:975-981.
- Kaye, J.P., McCulley, R.L. and Burke, I.C. (2005). Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems. *Global Change Biology* **11**:575-587.
- Koerner, B., and Klopatek, J. (2002). Anthropogenic and natural CO₂ emission sources in an arid urban environment. *Environmental Pollution* **116**:S45-S51.
- Kuchler, A. (1969). Potential natural vegetation. US Geological Survey Map, Sheet 90, Washington, DC.
- Milesi, C., Elvidge, C.D., Nemani, R.R., and Running, S.W. (2003). Assessing the impact of urban land development on net primary productivity in the southeastern United States. *Remote Sensing Of Environment* **86**:401-410.
- Nowak, D. (1996). Estimating leaf area and leaf biomass of open-grown deciduous urban trees. *Forest Science* **42**:504-507.
- Nowak, D. and Crane, D. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the United States. *Environmental Pollution* **116**:381-389.
- Nowak, D., Crane, D.E., Stevens, J.C. and Ibarra, M. (2002). Brooklyn's urban forest. General Technical Report NE-290, USDA Forest Service Northeastern Research Station, Newtown Square, PA.
- Nowak, D.J., Rowntree, R.A., McPherson, E.G., Sisinni, S.M., Kerkmann, E.R. and Stevens, J.C. (1996). Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning* **36**:49-57.
- Pouyat, R. and Carreiro, M. (2003). Controls on mass loss and nitrogen dynamics of oak leaf litter along an urban-rural land-use gradient. *Oecologia* **135**:288-298.
- Pouyat, R., Groffman, P., Yesilonis, I. and Hernandez, L. (2002). Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. *Environmental Pollution* **116**:S107-S118.
- Pouyat, R.V., McDonnell, M.J. and Pickett, S.T.A. (1995). Soil characteristics of oak stands along an urban-rural land-use gradient. *Journal of Environmental Quality* **24**:516-526.
- Qian, Y., Bandaranayake, W., Parton, W., Meham, B., Harivandi, M. and Mosier, A. (2003). Long-term effects of clipping and nitrogen management in turfgrass on soil organic carbon and nitrogen dynamics: The CENTURY model simulation. *Journal of Environmental Quality* **32**:1695-1700.
- Qian, Y. and Follett, R. (2002). Assessing soil carbon sequestration in turfgrass systems using long-term soil testing data. *Agronomy Journal* **94**:930-935.
- Raturi, S., Islam, K.R., Carroll, M.J. and Hill, R.L. (2004). Thatch and soil characteristics of cool- and warm-season turfgrasses. *Communications In Soil Science And Plant Analysis* **35**:2161-2176.
- Smith, W.B. and Brand, G.J. (1983). Allometric biomass equations for 98 species of herbs, shrubs, and small trees. Research Note NC-299, USDA Forest Service North Central Forest Experiment Station, St. Paul, MN.
- Theobald, D.M. (2004). Placing exurban land-use change in a human modification framework. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**:139-144.