

第7章

湿地

作者

泥炭地部分

Dominique Blain（加拿大）、Clark Row（美国）、Jukka Alm（芬兰）、Kenneth Byrne（爱尔兰）和 Faizal Parish（全球环境中心，马来西亚）

水淹地部分

基于《IPCC 关于土地利用、土地利用变化和林业的优良作法指南》部分

附录 2 - 土地转变为永久性水淹地过程中 CO₂ 排放量的可能估算方法：未来方法学发展的基础

Éric Duchemin（加拿大）、Jari T. Huttunen（芬兰）、Alain Tremblay（加拿大）、Robert Delmas（法国）和 Carlos Frederico Silveira Menezes（巴西）

附录 3 水淹地中的 CH₄ 排放：未来方法学发展的基础

Éric Duchemin（加拿大）、Jari T. Huttunen（芬兰）、Alain Tremblay（加拿大）、Robert Delmas（法国）和 Carlos Frederico Silveira Menezes（巴西）

参加作者

Tatiana Minayeva（俄罗斯联邦）、Luis Pinguelli Rosa（巴西）和 Andrey Sirin（俄罗斯联邦）

目录

7	湿地	
7.1	导言	7.5
7.2	管理泥炭地	7.8
7.2.1	仍为泥炭地的泥炭地	7.8
7.2.1.1	仍为泥炭地的泥炭地中产生的CO ₂ 排放	7.8
7.2.1.2	仍为泥炭地的泥炭地中产生的非CO ₂ 排放	7.14
7.2.1.3	不确定性评估	7.16
7.2.2	转化为泥炭采掘的土地	7.16
7.2.2.1	为泥炭采掘进行转化的土地上产生的CO ₂ 排放	7.17
7.2.2.2	正在转化为管理泥炭地的土地产生的非CO ₂ 排放	7.18
7.2.2.3	不确定性评估	7.18
7.3	水淹地	7.19
7.3.1	仍为水淹地的水淹地	7.19
7.3.2	转化为水淹地的土地	7.19
7.3.2.1	转化为水淹地的土地产生的CO ₂ 排放	7.19
7.3.2.2	转化为水淹地的土地产生的非CO ₂ 排放	7.20
7.3.2.3	不确定性评估	7.20
7.4	完整性、时间序列一致性和质量保证/质量控制	7.20
7.4.1	完整性	7.20
7.4.2	建立一致的时间序列	7.20
7.4.3	质量保证/质量控制(QA/QC)	7.21
7.4.4	报告及归档	7.21
7.5	未来方法学的发展	7.21
	参考文献	7.22

公式

公式 7.1	湿地中的CO ₂ 排放	7.7
公式 7.2	泥炭采掘过程中泥炭地中产生的CO ₂ 排放	7.9
公式 7.3	管理泥炭地中的CO ₂ -C 排放（方法 1）	7.9
公式 7.4	管理泥炭地中的现场土壤CO ₂ -C 排放（方法 1）	7.11
公式 7.5	管理泥炭地中的离场CO ₂ -C 排放（方法 1）	7.11
公式 7.6	管理泥炭地中的现场场CO ₂ -C 排放（方法 2 和方法 3）	7.12
公式 7.7	泥炭采掘过程中泥炭地产生的N ₂ O 排放	7.15
公式 7.8	为泥炭采掘进行排水的泥炭地中产生的CO ₂ -C 排放	7.17
公式 7.9	为泥炭采掘正进行排水的泥炭地土壤中产生的CO ₂ -C 排放	7.17
公式 7.10	转化为永久水淹地的土地上活生物量的年度碳库变化	7.19

图

图 7.1	估算仍为泥炭地的泥炭地中产生的CO ₂ -C和N ₂ O 排放的决策树	7.10
-------	---	------

表格

表 7.1	论述管理湿地产生的主要温室气体排放的各节	7.5
表 7.2	为其它利用而管理的湿地中产生排放的相关指南	7.6
表 7.3	拉姆萨尔关于人造湿地的分类	7.6
表 7.4	按气候区划分的为泥炭采掘管理的土地中的CO ₂ -C 排放因子和相关不确定性	7.13
表 7.5	体积和重量生产数据的CO ₂ -C 换算系数	7.13
表 7.6	管理泥炭地产生的N ₂ O 的缺省排放因子	7.15

7 湿地

7.1 引言

本章提供了管理湿地中温室气体排放的估算和报告指南。湿地包括全年或一年中部分时间被水覆盖或浸透，且不属于林地、农田、草地类别的任何土地。管理湿地仅限于地下水位经过人为改变（例如排水或抽水）的湿地，或人类活动（例如，拦河筑坝）营建的湿地。未估算未管理湿地中产生的排放。

为下述活动提供了方法学：

- 为能源、园艺或其它用途进行泥炭开采而清除和排水的泥炭地（7.2 节）。估算方法学，虽然基本上与 IPCC 报告《关于土地利用、土地利用变化和林业方面的优良作法指南》（*GPG-LULUCF*）中相同，但现在包含了园艺泥炭使用产生的排放。
- 为能源生产、灌溉、航行、休闲进行储水或蓄水（7.3 节）。当前的评估范围包括所有转变为永久水淹地的土地中产生的 CO₂ 排放。水淹地不包括调节的湖泊和河流，除非其水面积出现了显著增加。

为了简洁，本节后续部分将论述为泥炭地采掘进行管理的泥炭地，以及作为水淹地而蓄水的淹水土地。表 7.1 阐明了评估的范围以及本章中的相应各节。

土地利用类别/温室气体	泥炭地	水淹地
仍为湿地的湿地		
CO ₂	7.2.1.1 节	无指南 ¹
CH ₄	无指南 ²	附录 3
N ₂ O	7.2.1.2 节	无指南 ³
转化为湿地的土地		
CO ₂	7.2.2.1 节	7.3.2.1 节和附录 2
CH ₄	无指南 ²	附录 3
N ₂ O	7.2.2.2 节	无指南 ³
注：		
¹ 仍为水淹地的水淹地产生的 CO ₂ 排放包含在水淹地上游的土地利用和土地利用变化（例如土壤）的碳库变化估算中。		
² 排水后泥炭地转化和泥炭采掘过程中泥炭地产生的 CH ₄ 排放可以忽略。		
³ 水淹地中的 N ₂ O 排放包含在农业或其它径流以及废水中产生的 N ₂ O 间接排放估算中。		

湿地经常进行管理以为其它土地利用，如森林和草地管理，或农田。一般说来，各种湿地温室气体平衡的科学知识水平仍然很低并且不确定，但是一直在该领域进行深入研究（例如，*Boreal Env. Res.* 2006 年 11 月）。表 7.2 指出了这些管理湿地相关指南的出处。

表 7.2
为其它利用而管理的湿地中产生排放的相关指南

土地利用类别	本指南中的卷/节
湿地已经转化为或正在转化为：	
农田，包括生产酸果蔓和其它杜鹃科水果的“沼泽”	第4卷，第5章（5.3节）
管理草地	第4卷，第6章（6.3节）
管理林地，包括国家定义的排水或不排水的森林湿地	第4卷，第4章（4.3节）
稻子种植	第4卷，第5章（5.5节）

因为不能获取适当的方法，有些湿地利用未被涵盖。这包括：粪肥管理塘、工业废水塘、水产养殖塘，以及先前排水湿地的回潮或湿地恢复（参见 7.5 节，“未来方法学的发展”）。这些活动较多的国家应考虑进行研究，以评估它们对温室气体排放或清除的贡献。管理湿地中因非点排放源农业废水过滤产生的 N₂O 排放，诸如施肥和使用杀虫剂，包括在土壤添加剂产生的间接排放中（第4卷第11章）。

多数湿地生态分类，包括《拉姆萨尔湿地公约》中的分类，将许多这些土地视为湿地，即使它们受人类活动所干扰或人为建造。《拉姆萨尔湿地公约》（拉姆萨尔，1996年）所采用的湿地分类广泛应用于处理管理问题。表 7.3 将本报告中的湿地分类与《拉姆萨尔公约》的若干定义相联系。

表 7.3
拉姆萨尔关于人造湿地的分类

拉姆萨尔分类	IPCC 术语中相应的湿地亚类	方法学指南
水产养殖	水淹地	无 ¹
池塘	水淹地	无 ¹
灌溉地（如果耕种）	农田	无 ²
季节性农业水淹地	稻子种植	有（第4卷第5章）
采盐地	---	无 ¹
储水区域	水淹地	有（本章）
挖掘场地（部分）	为泥炭采掘管理的泥炭地	有（本章）
废水处理区域	“人工湿地”或废弃物部门	无 ³
水道和排水渠道、沟渠	--	无 ³
注：		
¹ 对于这些排放源，不存在合适的缺省方法。		
² 农田一章包括此种排放源。		
³ 第5卷第3章论述废水排放到水道、河流、湖泊、海洋和排水渠道或沟渠过程中产生的 CH ₄ 和 N ₂ O 排放，以及废水处理区域产生的排放，但未述及新湿地产生的任何其它排放。第4卷第11章论述了氮肥沥滤液中的 N ₂ O 排放。		
资料来源：拉姆萨尔，1996年		

湿地温室气体排放和清除

湿地生态系统的生物和地球化学过程以及产生的温室气体排放和清除受控于水浸透的程度以及气候和可获养分。

如同其它生态系统，进出大气层的净碳流量来自通过光合作用从大气中摄入的碳和通过分解作用释放的碳之间的差额。碳摄入和衰减损失的速率均受气候、可获养分、水浸透或可获氧分的影响。在多数旱地生态系统中普遍存在的耗氧条件下（氧分充足），分解作用释放 CO_2 ；而 CH_4 排放主要在厌氧条件下产生（Moore 和 Knowles, 1989 年）。

在多数湿地中，一次生产总量中约 90% 的碳通过衰减重新回到大气层（Cicerone 和 Oremland, 1988 年）。未衰减的物质沉在水体底部，并累积在先前沉积的物质上。

在浸透情况¹ 或水灌环境下，耗氧细菌和其它衰减有机体的活动受可获氧分的限制。缺氧（氧气耗尽）条件一般存在于水体底部，防止了这些有机体进一步分解有机物质。其他细菌、甲烷微生物、硫化生物等，至少能分解部分有机物质，这会导致 CH_4 和其它气体的排放。如果 CH_4 通过水柱或包气土壤顶层向上扩散，在释放前仍然有另一组别的细菌，即嗜甲烷菌将 CH_4 部分氧化成 CO_2 。一般而言，湿地是 CH_4 的一种天然排放源，估算其排放量为 55-150 Tg CH_4 /年（Watson 等, 2000 年）。

一般说来，浸透生态系统中产生的 N_2O 排放量非常小，除非能够持续提供外源性氮。如果在湿地，特别是泥炭地进行排水， N_2O 排放率主要受矿化氮量的控制，从而受土壤肥力的影响。在矿氧（富营养）条件下，其它控制条件诸如 pH、温度和水位，会调节矿质氮的硝化作用，并随后还原成 N_2O （Klemetsson 等, 2005 年；Martikainen 等, 1995 年）。

总的说来，湿地排水会导致 CH_4 排放量减少，土壤有机质氧化的增加会引起 CO_2 排放的增加，以及矿氧湿地中 N_2O 排放量的增加。

相反地，通过灌水建立湿地改变了温室气体排放的格局，增加了 CH_4 排放和减少了 CO_2 排放。依据气候和贮藏特征，通过水淹生物量的衰减，以及淹没的土壤有机质和其它溶解的有机物质颗粒的分解作用，均能释放 CO_2 和 CH_4 。

关于两种类型管理湿地的更具体的方法学问题，在本章相应各节进行了讨论。

报告内容小结

湿地中 CO_2 的总排放估算为两种管理湿地类型产生的排放的总和（公式 7.1）。

公式 7.1
湿地中的 CO_2 排放

$$CO_{2_W} = CO_{2_W\text{泥炭}} + CO_{2_W\text{水淹}}$$

其中：

CO_{2_W} = 湿地中的 CO_2 排放，Gg CO_2 /年

$CO_{2_W\text{泥炭}}$ = 为泥炭生产管理的泥炭地中的 CO_2 排放，Gg CO_2 /年

$CO_{2_W\text{水淹}}$ = 来自（土地转化为）水淹地中的 CO_2 排放，Gg CO_2 /年

由于有机土壤、浸透土壤和水覆盖表层的性质， CO_2 估算方法通常依赖于排放因子的制定和灌水之前土地生物量库的信息。部分活动（例如植被清除，以及随后在转化为泥炭采掘的土地上进行的燃烧）中产生的排放，可按碳库的变化进行估算，这种情况下为第 2 章的通用方法提供了参照。

仅提供了为泥炭采掘管理的泥炭地中 N_2O 排放的缺省方法。

¹ 当土壤粒间所有的气隙被水充满时，土壤被浸透，这导致耗氧条件的产生。

7.2 管理泥炭地

在湿地中，当死有机物质的年生产量超过衰减量时，泥炭进行累积。泥炭沉积的格局随着气候和水文情况而发生变化，并且任一地区泥炭地类型的演替可能很复杂（Mitsch 和 Gosselink, 2000 年）。每年的碳固存可能仅为 20 - 50 千克/公顷（Watson 等, 2000 年），与作物收获产量相比，这一值很小。多数沉积的泥炭至今已累积了数千年，且许多泥炭自距今 8 000 年前最后一次冰河期冰川退缩起，一直开始不断累积。

泥炭地区的生产循环包括三个阶段（加拿大水苔泥炭苔协会, 2004 年；Nilsson 和 Nilsson, 2004 年）：

- (i) 为泥炭采掘准备土地转化：转化以建造主要和次要排水沟渠开始，以允许水从该地区中排出。一旦地下水位开始降低，表层生物量，包括所有树木或灌丛，以及产生泥炭植被的活体层，会被清除和去除。该阶段可能持续数年。亦可在之前为其它目的而排水的地区建立泥炭采掘区。一般说来，这仅需要对排水方式进行一些改进或完善。该过程中主要的温室气体流量为生物量清除以及排水泥炭衰减所产生的 CO₂ 排放。此阶段与转化为泥炭地的土地对应，其叙述见 7.2.2 节。
- (ii) 采掘：一种类型的采掘是每年将泥炭表面“磨细”或打碎成颗粒状，然后在夏季月份中风干。然后收集风干的泥炭颗粒，并从采掘地转运到储藏堆。一种旧形式的采掘是将泥炭沉积的表面切割为小块，以使其变干。不论采用何种采掘技术，变干的速度和年泥炭生产量随着干旱天气条件频率而增加。采掘过程可能持续 20-50 年，才能达到泥炭沉积的经济深度。此阶段中产生的主要温室气体排放是来自于现场（排水、外露的泥炭）和离场（别处的泥炭采掘和使用）的泥炭衰减所产生的排放。本阶段对应于 *仍为泥炭地的泥炭地*，并在 7.2.1 节中进行了论述。

由于正在采掘的泥炭地产生的排放与 *转化为泥炭采掘的土地* 中产生的排放，在程度和类型上有着很大差异，开展泥炭工业的国家应相应地区分其管理泥炭地。

- (iii) 撂荒、恢复或转为其它土地利用：如果从沉积中采掘泥炭不再获利时，停止泥炭采掘。一般说来，这些土地中继续排放温室气体，并且只要土地未转化成另一种利用，就应遵循 7.2.1 节中的指南报告这些排放。因为没有提供恢复泥炭地中温室气体排放和清除的估算方法，存在大量恢复泥炭地的国家可考虑开发或收集科学信息，以支持温室气体估算方法的建立（参见 7.5 节“未来方法学的发展”）。已造林或耕种的转换泥炭地应报告在 *转化为林地的土地*（第 4 章 4.3 节）和 *转化为农田的土地*（第 5 章 5.3 节）类别下。

将首先考虑进行采掘的泥炭地（即，*仍为泥炭地的泥炭地*），这与其它各章相似，但与上文提及的泥炭生产的常规顺序相反。

7.2.1 仍为泥炭地的泥炭地

本节论述现行泥炭采掘过程中泥炭地产生的排放。泥炭的使用范围分布广泛：大约一半的泥炭用于能源；其它的泥炭用于园艺、景观、工业废水处理和和其它目的（国际泥炭协会, 2004 年）。从沉积中采掘泥炭的技术都类似，无论泥炭的最终用途如何，温室气体的所有现场排放源均应报告在此类别中。离场泥炭能源使用产生的排放应报告在能源部门中，本章对此不作考虑。

7.2.1.1 仍为泥炭地的泥炭地中产生的 CO₂ 排放

估算进行泥炭采掘的土地中产生的 CO₂ 排放包含两个基本要素：在采掘阶段来自泥炭沉积的现场排放，以及泥炭的园艺（非能源）用途中的离场排放（公式 7.2）。泥炭采掘开始时进行植被清除（7.1 节），这可防止进一步的碳固存，因此仅考虑 CO₂ 的排放。

公式 7.2
泥炭采掘过程中泥炭地中产生的 CO₂ 排放

$$CO_{2\text{WW泥炭}} = \left(CO_{2-C\text{WW泥炭离场}} + CO_{2-C\text{WW泥炭现场e}} \right) \cdot \left(\frac{44}{12} \right)$$

其中：

$CO_{2\text{WW泥炭}}$ = 进行泥炭采掘的土地中产生的 CO₂ 排放，Gg CO₂/年

$CO_{2-C\text{WW泥炭离场}}$ = 为园艺用途进行的泥炭清除中产生的离场 CO₂-C 排放，Gg C/年

$CO_{2-C\text{WW泥炭现场e}}$ = 排水泥炭沉积中的现场 CO₂-C 排放，Gg C/年

离场 CO₂-C 排放与采掘和清除的泥炭的园艺（非能源）用途相关。用于能源的泥炭中产生的离场排放应报告在能源部门，因此这里不列入此排放。

无论泥炭的最终用途如何，用于估算现场排放的方法的选择、排放因子和活动数据可相同，只要数据按泥炭类型[与营养水平（富与贫）密切相关]以及如果可能按适合的气候区进行分解。

方法的选择

图 7.1 列出了估算泥炭地中温室气体排放的决策树。

方法 1

提供的缺省方法可涵盖现场 CO₂ 排放（泥炭生产阶段没有区别）和泥炭的园艺用途（公式 7.3-7.5）。

公式 7.3
管理泥炭地中的 CO₂-C² 排放（方法 1）

$$CO_{2-C\text{WW泥炭t}} = CO_{2-C\text{WW泥炭离场}} + CO_{2-C\text{WW泥炭现场}}$$

其中：

$CO_{2-C\text{WW泥炭t}}$ = 管理泥炭地中的 CO₂-C 排放，Gg C/年

$CO_{2-C\text{WW泥炭现场}}$ = 泥炭沉积中的现场排放（所有生产阶段），Gg C/年

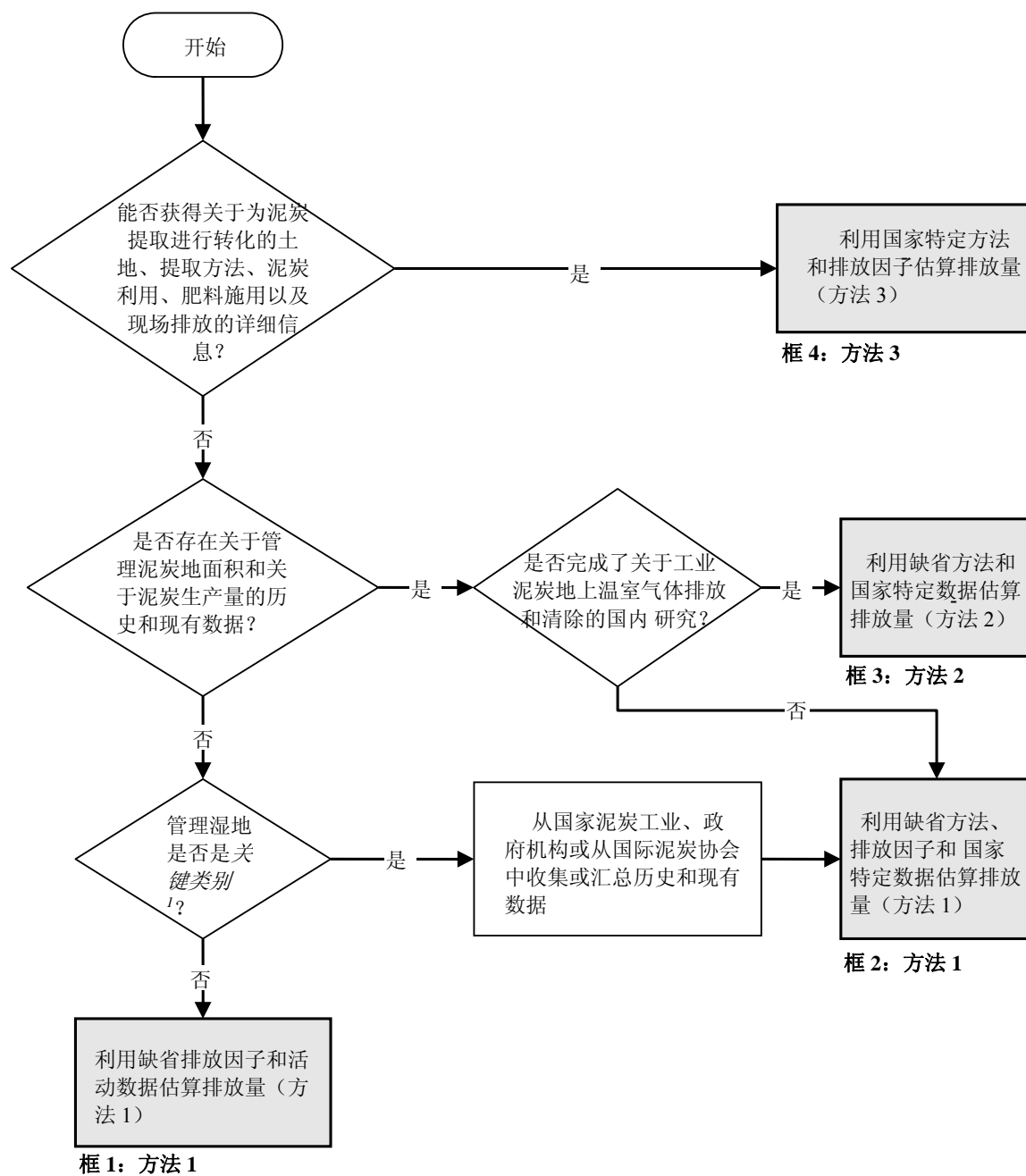
$CO_{2-C\text{WW泥炭离场}}$ = 为园艺用途进行的泥炭清除中产生的离场排放，Gg C/年

公式 7.4 适用于管理泥炭地的总面积，包括正转化为泥炭地的土地和撂荒的泥炭地，除了撂荒泥炭地已经转为了另一种利用，这种情况下排放应属于新的土地利用，例如农田或林地。

方法 1 仅考虑生物量清除产生的排放。当管理泥炭地的总面积增加时，会发生向泥炭地的转化。为泥炭采掘进行的泥炭地的转化包括植被的清垦和清除。公式 7.4 中的术语 $\Delta C_{\text{WW泥炭B}}$ 按公式 2.16（本卷第 2 章）中的 $\Delta C_{\text{转化}}$ 的估算方法进行估算。假设管理泥炭地中活体生物量碳库的其它变化为零。

² CO₂-C 指以 CO₂ 的形式释放的碳

图 7.1 估算仍为泥炭地的泥炭地中产生的 CO₂-C 和 N₂O 排放的决策树



注:

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

公式 7.4
管理泥炭地中的现场土壤 CO₂-C 排放（方法 1）

$$CO_2-C_{WW_{\text{泥炭现场}}} = \left[\frac{(A_{\text{泥炭富}} \cdot EF_{CO_2_{\text{泥炭富}}}) + (A_{\text{泥炭贫}} \cdot EF_{CO_2_{\text{泥炭贫}}})}{1000} \right] + \Delta C_{WW_{\text{泥炭B}}}$$

其中：

$CO_2-C_{WW_{\text{泥炭现场}}}$ = 泥炭沉积中的现场 CO₂-C 排放（所有生产阶段），Gg C/年

$A_{\text{泥炭富}}$ = 为泥炭采掘（所有生产阶段）管理的富营养泥炭土壤面积，公顷

$A_{\text{泥炭贫}}$ = 为泥炭采掘（所有生产阶段）管理的贫营养泥炭土壤面积，公顷

$EF_{CO_2_{\text{泥炭富}}}$ = 用于为泥炭采掘管理或泥炭采掘之后进行撂荒的富营养泥炭土壤中的 CO₂ 排放因子，吨碳/公顷/年

$EF_{CO_2_{\text{泥炭贫}}}$ = 用于为泥炭采掘进行管理或泥炭采掘之后进行撂荒的贫营养泥炭土壤中的 CO₂ 排放因子，吨碳/公顷/年

$\Delta C_{WW_{\text{泥炭B}}}$ = 植被清邑引起的生物量碳库变化所产生的 CO₂-C 排放，Gg C/年

通过将年泥炭生产量的数据（体积或风干重量）换算为碳的重量求出离场排放估值（公式 7.5）。假设在采掘年释放园艺泥炭中所有的碳。在较高层级方法中，各国可修改此假设。

公式 7.5
管理泥炭地中的离场 CO₂-C 排放（方法 1）

$$CO_2-C_{WW_{\text{泥炭离场}}} = \frac{(Wt_{\text{干}_\text{泥炭}} \cdot C_{\text{比例}_{\text{重量}_\text{泥炭}}})}{1000}$$

或

$$CO_2-C_{WW_{\text{泥炭离场}}} = \frac{(Vol_{\text{干}_\text{泥炭}} \cdot C_{\text{比例}_{\text{材积}_\text{泥炭}}})}{1000}$$

其中：

$CO_2-C_{WW_{\text{泥炭离场}}}$ = 为园艺用途进行的泥炭清除中产生的离场 CO₂-C 排放，Gg C/年

$Wt_{\text{干}_\text{泥炭}}$ = 采掘泥炭的风干重量，吨/年

$Vol_{\text{干}_\text{泥炭}}$ = 采掘泥炭的风干体积，m³/年

$C_{\text{比例}_{\text{重量}_\text{泥炭}}}$ = 泥炭风干重量的碳比例，吨碳/吨风干泥炭

$C_{\text{比例}_{\text{体积}_\text{泥炭}}}$ = 泥炭风干体积的碳比例，吨碳/m³风干泥炭

方法 2

方法 2 计算采用国家特定排放因子和参数，按空间分解以反映区域内重要做法和主要生态动态。合适的做法可能是，依据采掘方法（例如，用来弄干和采掘泥炭的技术）、受先前植被覆盖影响的泥炭肥力和组成，以及当地气候下风干泥炭的碳比例，将活动数据和排放因子进一步划分。一般说来，泥炭地的排水导致泥炭紧实和沉陷以及氧化和碳损失，而不是成为 CO₂。顶层泥炭（上层，泥炭中的耗氧层）易受水汽含量体积的季节性变化的影响，特别是当泥炭结构已经改变时（Waddington 和 Price, 2000 年）。因此，测量泥炭土壤中的碳库变化很困难，而且不可能准确估算这些土壤中产生的 CO₂ 流量，因此建议不要进行此类测量，除非这些数据经过了认真校准。

方法 2 包括将为泥炭采掘正转化的泥炭地区分于已开始生产商业性泥炭的泥炭地。7.2.2 节描述了用于转化为泥炭采掘的土地的估算方法。应注意避免重复计算生物量清除中产生的 CO₂ 排放。

方法 3

方法 3 涉及全面理解和表述管理泥炭地上 CO₂ 排放和清除的动态，包括以下因素的效应：立地特征、泥炭类型和深度、采掘技术，以及 7.2 节开始所描述的泥炭采掘阶段。方法学将包括所有已知的 CO₂ 现场排放源（公式 7.6）。公式 7.6 中的术语 CO₂-C_{WW 泥炭转化} 系指土地转化中产生的排放，包括生物量碳库和土壤排放中的变化。术语 CO₂-C_{WW 泥炭采掘} 对应于方法 1 中要报告的现场排放（缺生物量术语，现在包括在 CO₂-C_{WW 泥炭转化} 中）。风干泥炭堆集中产生的排放更为不确定（可变的 CO₂-C_{WW 泥炭堆集}）。较高的温度可引起储藏堆比挖掘场地释放更多的 CO₂，但目前数据尚不足以提供相关指南。撂荒泥炭地中产生的 CO₂ 排放（CO₂-C_{WW 泥炭之后}）的格局随着恢复技术以及土壤呼吸和植被再生长速度而变化（Petrone 等，2003 年；Waddington 和 McNeil，2002 年；Komulainen 等，1999 年）；因此这些排放格局相当取决于特定地点。和方法 2 一样，建议不要直接测量土壤碳库的变化。存在大量泥炭采掘工业和恢复活动的国家应将公式 7.6 中三种 CO₂ 现场排放源分别编制成文。

公式 7.6
管理泥炭地中的现场 CO₂-C 排放（方法 2 和方法 3）

$$CO_2-C_{WW 泥炭现场} = \left(\begin{array}{l} CO_2-C_{WW 泥炭转化} + CO_2-C_{WW 泥炭提取} \\ CO_2-C_{WW 泥炭堆集} + CO_2-C_{WW 泥炭之后} \end{array} \right)$$

其中：

CO₂-C_{WW 泥炭现场} = 泥炭沉积中产生的现场 CO₂-C 排放，Gg C/年

CO₂-C_{WW 泥炭转化} = 为泥炭采掘进行转化的土地中产生的现场 CO₂-C 排放，Gg C/年

CO₂-C_{WW 泥炭采掘} = 泥炭采掘区表层中产生的 CO₂-C 排放，Gg C/年

CO₂-C_{WW 泥炭堆集} = 离场清除之前泥炭堆集中产生的 CO₂-C 排放，Gg C/年

CO₂-C_{WW 泥炭之后} = 已转换撂荒土壤中产生的 CO₂-C 排放，Gg C/年

排放因子的选择

方法 1

方法 1 的实施需要应用缺省现场排放因子 EF_{CO₂ 泥炭富} 和 EF_{CO₂ 泥炭贫}，以及按重量表示的缺省泥炭碳比例（C 比例_{重量 泥炭}）或按体积表示的碳比例（C 比例_{体积 泥炭}），以分别估算按重量和体积的生产数据中的离场排放。表 7.4 提供了关于 EF_{CO₂ 泥炭富} 和 EF_{CO₂ 泥炭贫} 的缺省值。表 7.5 提供了缺省泥炭碳比例。在北温带地区以贫营养的沼泽为主，而在温带地区，富营养的沼泽和泥潭更为常见。由泥炭的最终用途可推断出泥炭地的类型：主要产于贫瘠（贫营养）沼泽中的水藓泥炭，最好用作园艺用途，而在矿养（富营养）沼泽中更为常见的草炭，则更适合于能源生产。北温带国家没有关于富营养和贫营养泥炭地面积的信息，应使用贫营养泥炭地的排放因子。没有此类数据的温带国家应使用富营养泥炭地的排放因子。只提供了热带区域的一种缺省因子，因此对于采用方法 1 的热带国家，不必按土壤肥力分解泥炭地面积。

表 7.4
按气候区划分的为泥炭采掘管理的土地中的 CO₂-C 排放因子和相关不确定性

气候带	排放因子 (吨碳/公顷/年)	不确定性 ^a (吨碳/公顷/年)	参考文献/评论 ^b
北温带和温带			
贫营养 EF _{CO₂ 泥炭贫}	0.2	0 至 0.63	Laine 和 Minkinen, 1996 年; Alm 等, 1999 年; Laine 等, 1996 年; Minkinen 等, 2002 年
富营养 EF _{CO₂ 泥炭富}	1.1	0.03 至 2.9	Laine 等, 1996 年; LUSTRA, 2002 年; Minkinen 等, 2002 年; Sundh 等, 2000 年
热带			
EF _{CO₂ 泥炭}	2.0	0.06 至 7.0	根据温带（贫营养）与热带之间的相对差别计算。
^(a) 基础数据的范围。			
^(b) 北温带和温带值是根据对成对地块测量进行的审查，作为均值得出的，假设转化为泥炭采掘的有机土壤上的条件仅为轻度排水。多数数据来自不一定进行生产的欧洲泥炭地。			

表 7.5
体积和重量生产数据的 CO₂-C 换算系数

气候带	C 比例 _{重量_泥炭} (吨碳/吨风干泥炭)	C 比例 _{体积_泥炭} (吨碳/m ³ 风干泥炭)
北温带和温带		
贫营养	0.45	0.07
富营养	0.40	0.24
热带		
热带腐殖质	0.34	0.26
美国地质调查局的计算（2004 年）：调查平均容积密度以及一般水汽含量和碳含量。基于风干泥炭的水汽含量为 35-55%		

方法 2 和方法 3

可降低排放因子的不确定性，方法是测量在当地气候和采掘方法下采掘泥炭的水汽含量和碳比例，同时考虑各年间的气候变化。按空间分解的 CO₂ 流量的测量应用于确定更精确的现场排放因子，修正由溶解有机碳的淋溶或径流产生的碳损失。在北方温带，冬季排放量可占年净排放量的 10-30%（Alm 等，1999 年）；应对此进行估算。来自泥炭堆集、撂荒的或恢复的泥炭采掘地点的类别的 CO₂ 流量的测量，会有助于进一步减少估值的不确定性。当各国泥炭质量、环境条件和采掘方法相似时，如文献稀缺，鼓励各国分享其数据。

活动数据的选择

所有层级均需要关于为泥炭采掘管理的泥炭地的面积数据（A_{泥炭富} 和/或 A_{泥炭贫}），以及按重量或体积表示的风干泥炭的生产数据（Wt_{干_泥炭} 或 Vol_{干_泥炭}）。

方法 1

缺省方法假设一国存在当前和以前采掘的泥炭地的总面积估值，包括未转化为其它利用的以前商业性泥炭地。在温带和北温带地区，如果可能，应结合与上文排放因子的选择建议一致的缺省假设，将此面积分为富营养和贫营养区。此外，必须了解年度泥炭采掘数量（以干重或体积表示），以估算离场 CO₂ 排放。

有关泥炭采掘地点和产量的各个国际数据集在质量和一致性方面均有差别。生产和面积数据的来源可能不相同，并且各个来源和国家间不同的定义和年份很可能产生不一致性。因为泥炭采掘方式取决于使泥炭变干的干燥和晴朗的天数，因此年产量的变化取决于适合的夏季天气。为了估算离场排放量，应根据诸如园艺泥炭和燃烧泥炭等最后用途区分泥炭生产数据，因为本章的估算方法仅需要有关园艺泥炭产量。如果不能按照最后用途区分生产的泥炭数量，泥炭消耗中产生的排放应算入与国内生产泥炭的主要最终用途相应的清单部门。有用面积数据请见以下文献：Joosten（2004年）；Joosten和Clarke（2002年）；Sirin和Minayeva（2001年）；Lappalainen（1996年）；以及湿地国际公布的清单（<http://www.wetlands.org/>）。泥炭生产量的相关数据可从世界能源理事会（2004年）（燃烧泥炭）和美国地质调查局（<http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/peat/>）获得。更多信息可从国际泥炭协会（<http://www.peatsociety.org/>）或国际沼泽保护组织（<http://www.imcg.net/>）获取。

如果面积或生产数据缺失其一，可通过采用等同于当地产业所提供的平均生产率的缺省换算系数，由另一数据求出。在成熟的工业化泥炭生产中，采用大块切割方法，每年每公顷的风干泥炭产量可高达1750吨，而用真空方法每年每公顷可采掘最多100吨泥炭。风干泥炭的含水量为35%–55%（世界能源理事会，2004年）。

方法2和方法3

采用高层级方法的各国应获取国家泥炭生产数据和相应泥炭地的面积。在北温带和温带地区，这些面积数据需按土壤肥力分解以对应于合适的缺省排放因子。此类数据可能的来源是国家能源统计机构、泥炭开采公司、泥炭行业协会、景观行业协会和主管土地利用和地质调查的政府部门。如果不能按泥炭肥力进行分层，各国可依赖于专家判断。北温带气候往往有助于贫营养的高位沼泽的形成，而温带和海洋性气候往往有助于富营养泥炭地的形成。确定国家特定活动数据的重点包括：1）现在和以前为泥炭采掘管理的有机土壤的面积，（如果相关）根据养分状况进行分解；2）泥炭生产数据；3）反映泥炭采掘时周围条件的当地水汽含量；及4）国家特定碳含量，最好按泥炭类型分类。

更为先进的估算方法将需要确定泥炭采掘周期三个阶段的面积，包括撂荒面积，其中排水或先前泥炭采掘产生的影响仍然存在；如果必要，包括按不同泥炭采掘技术、泥炭类型和采掘深度分类的面积。如果场地恢复工作正在进行，鼓励各国单独报告已恢复的先前为泥炭采掘管理的有机土壤面积，并估算这些土地中产生的排放和清除。此外，存在大量园艺泥炭生产的各国可确定监测采掘泥炭离场演化的数据，以建立时间敏感衰减曲线。

7.2.1.2 仍为泥炭地的泥炭地中产生的非CO₂排放

甲烷

如果为准备泥炭采掘对泥炭地进行排水，自然产生的CH₄大量减少，但不能完全消除（Strack等，2004年），因为产CH₄细菌仅在厌氧条件下大量繁殖。在方法1中，假设这些排水泥炭地中产生的CH₄排放可忽略不计。在较高层级，鼓励各国审查地形较低和排水沟渠中产生的CH₄排放格局，这些排放在管理泥炭地产生的温室气体总排放中占重要的比例。

氧化亚氮

根据立地肥力，泥炭沉积中可含大量惰性有机氮。排水可允许细菌将氮素转化成硝酸盐，然后淋溶入地表并还原为N₂O。在排水泥炭地中，可能释放的N₂O的数量取决于泥炭中氮含量。碳氮比超过25时，可将N₂O排放视为微不足道的（Klemetsson等，2005年）。

目前，没有估算方法可将N₂O排放区分于园艺泥炭离场使用过程中的有机物质衰减。在使用前通常将氮肥添加到园艺泥炭中，因此这一来源在N₂O排放格局中将可能占主导。为了避免重复计算肥料使用中释放的N₂O，估算为泥炭采掘进行管理的土地中产生的N₂O排放的缺省方法，不包括园艺泥炭中有机氮衰减产生的排放。

方法的选择

使用图7.1中的决策树以确定用于N₂O排放的合适方法层级。

方法1

估算排水湿地产生的N₂O排放的方法1，类似于为农业或林业排水有机土壤所说明的方法，然而排放因子的值通常较低。缺省方法仅考虑富营养泥炭地。

公式 7.7
泥炭采掘过程中泥炭地产生的 N₂O 排放

$$N_2O_{WW_{\text{泥炭提取}}} = \left(A_{\text{泥炭富}} \cdot EF_{N_2O-N_{\text{泥炭富}}} \right) \cdot \frac{44}{28} \cdot 10^{-6}$$

其中：

$N_2O_{WW_{\text{泥炭提取}}}$ = 为泥炭采掘管理的泥炭地中产生的直接 N₂O 排放，Gg N₂O/年

$A_{\text{泥炭富}}$ = 为泥炭采掘管理的富营养泥炭的土壤面积，包括仍进行排水的撂荒区域，公顷

$EF_{N_2O-N_{\text{泥炭富}}}$ = 排水富营养湿地有机土壤的排放因子，千克 N₂O-N/公顷/年。

方法 2

在方法 2 中，按照诸如泥炭类型和肥力、泥炭采掘阶段和排水活动开始时间等附加因素，将活动数据进行分解。相应的排放因子为国家特定，并考虑到了泥炭采掘的条件和方法、排水深度和 C-N 比例随泥炭状况而变化。

方法 3

方法 3 涉及全面理解和表述管理泥炭地上 CO₂ 排放和清除的动态，包括以下因素的效应：立地特征、泥炭类型和深度、采掘技术，以及 7.2 节开始所描述的泥炭采掘阶段。此方法将包括所有 N₂O 的相关排放源。现场和离场排放均会考虑，并应考虑常规采掘和利用条件下泥炭衰减的速率。方法应与 CO₂ 排放估算程序一致，例如应使用相同的离场衰减率。如果使用基于过程的模式，应用代表国家条件的独立测量进行校准和验证。

排放/清除因子的选择

方法 1

表 7.6 提供了方法 1 的缺省排放因子。

方法 2 和方法 3

应用方法 2 的国家建立国家特定的排放因子，可区分土地转化为泥炭地期间的排放率和泥炭采掘期间产生的排放率。方法 2 和方法 3 需要的国家特定排放数据，可说明立地特征、泥炭类型和深度、采掘技术、泥炭采掘阶段或其它相关因子。泥炭类型尤其相关到其分解性以及产生的 N₂O 排放。园艺泥炭离场使用中产生的排放应包括在方法 3 中。目前，文献稀缺而且结果有时会相反。如果各国环境条件和采掘方法相似，鼓励其分享可比的数据。

表 7.6
管理泥炭地产生的氧化亚氮的缺省排放因子

气候带	排放因子 EF _{氧化亚氮} (kg N ₂ O- N/公顷/年)	不确定性范围 (kg N ₂ O- N /公顷/年)	参考文献/ 评论
北温带和温带气候			
贫营养有机土壤	忽略不计	忽略不计	Alm 等，1999 年； Laine 等，1996 年； Martikainen 等，1995 年； Minkkinen 等，2002； Regina 等，1996 年
富营养有机土壤	1.8	0.2 至 2.5	
热带气候	3.6	0.2 至 5.0	热带地区的值为北方气候地区的两倍，根据第 11 章表 11.1 中温带和热带氧化亚氮 EF 间相对差别得出。
多数数据来自不一定进行生产的欧洲泥炭地。第 3 章中对气候带进行了描述。			

活动数据的选择

方法 1

应使用相同的活动数据估算管理泥炭地中产生的 CO₂ 和 N₂O 排放。上文 7.2.1 节提供了获取这些数据的信息。对于采用方法 1 的北温带和温带地区的国家，因为仅考虑富营养泥炭土壤，应根据土壤肥力将面积数据分层。如果可获信息不能按泥炭肥力进行分层，各国可依赖于专家判断。北温带气候往往有助于贫营养的高位酸性沼泽或碱性沼泽的形成，而温带和海洋性气候往往有助于富营养的泥炭地的形成。低肥力的泥炭地通常是酸性的（较低的 pH 值）。在方法 1 中，唯一的缺省 CO₂ 和 N₂O 排放因子的使用会产生更多不确定性，该因子应用于*转化为泥炭采掘的土地和仍为泥炭地的泥炭地*，其氮含量以及有机碳和氮的生物活性会随着深度而改变。

方法 2 和方法 3

确定国家特定活动数据的重点包括：为泥炭采掘进行管理的有机土壤的面积，根据养分状况（如果相关）进行分解，以及年度泥炭生产数据。更为先进的估算方法将需要确定泥炭采掘周期三个阶段的面积，包括撂荒面积，其中排水或先前泥炭采掘产生的影响仍然存在；如果必要，包括按不同泥炭采掘技术、泥炭类型和采掘深度分类的面积。如果现场恢复工作正在进行，各国应单独报告已恢复的先前为泥炭采掘而管理的有机土壤面积，并估算这些土地中产生的排放和清除。此外，存在大量园艺泥炭生产的各国，可确定监测所采掘泥炭的离场演化数据，以建立时间敏感衰减曲线（亦可参见 7.2.1 节）。

7.2.1.3 不确定性评估

排放因子

对于 CO₂ 和 N₂O 而言，方法 1 估算程序中的关键不确定性为缺省排放因子（表 7.4 和 7.6），以及如风干泥炭的水气含量等其它参数。排放因子和参数的建立仅根据很少（不足 10 个）的数据点，主要在温带和北温带地区，因而可能无法代表大的面积或气候区。排放因子的标准偏差易超过均值的 100%，但是基础概率函数有可能是非正态的。泥炭比重以及其持水量的可变性是此不确定性的重要组成部分。依据泥炭特征，各年间降水量的变化可将有机质衰减率改变 25%–100%（Waddington 等，2002 年）。泥炭水汽含量和泥炭质量的变化促成风干泥炭碳含量不确定性的 20%。一般来说，鼓励各国使用范围而不是标准偏差。

许多有机土壤已经进行排水并转化为其它利用，例如农业或林业生产。这些土壤常常位于更高肥力的土地上，因此排放因子值亦较高。除了排水，管理活动也会改变土壤层有机质的分布，因而影响温室气体的排放格局。因此，预期不同土地管理做法下有机土壤中的 CO₂ 的排放格局均不相同。当制定了国家特定因子时，各国应使用足够的样本大小和技术，将标准误差降到最低。理想的是，应求出所有国家界定的参数的概率密度函数（即提供平均值和方差估值）。至少，方法 2 应为每种国家界定的参数提供误差范围。这类数据可用于高级不确定性分析，如蒙特卡罗模拟。

在方法 3 中，排放因子及与其相关的概率密度函数可用于高级程序（例如蒙特卡罗），以求出整个类别的平均值和置信区间。基于过程的模式原则上会提供更真实的估值，但需要通过测量进行校准和验证。模式使用中产生的不确定性需要用相似的程序进行量化。关于建立这种分析的指南，请参阅本《指南》第 1 卷第 3 章。

活动数据

在欧洲和北美，国家使用的管理泥炭地的总计活动数据应具有 50% 的不确定性，但在世界上其它地方这一因子可能为 2。如果管理泥炭地面积依据总（管理和未管理）泥炭地或生产数据，则不确定性较高，因为泥炭管理很大程度上依赖于较好的天气条件。在方法 2 和方法 3 中，按相关生态气候参数和/或管理做法进行空间分解的泥炭地面积，关于泥炭最终用途的信息，以及最近转化的泥炭地与正进行生产及修复的泥炭地之间区分，所有这些将使估算过程更准确。

7.2.2 转化为泥炭采掘的土地

在方法 1 中，不区分进行泥炭采掘的泥炭地（仍为泥炭地的泥炭地）和正为泥炭采掘进行转化的土地的活动数据（参见 7.2 节开始关于泥炭采掘三个阶段的介绍）。采用这类方法的各国应参考 7.2.1 节关于方法学的指南。采用方法 2 的各国应对此进行区分。本节分别为进行排水和为泥炭采掘转化的泥炭地提供指南。

7.2.2.1 为泥炭采掘进行转化的土地上产生的CO₂ 排放

如 7.2 节简介中所介绍的，泥炭采掘循环有三个阶段，第一个阶段是为泥炭采掘而建立或进行转化，其特征是进行大量排水工作（如果该地区没有为其它目的进行过排水），但只进行少量泥炭采掘。转化阶段一般持续 2-5 年。和本《指南》中其它土地利用转化相比，对于转化为泥炭采掘的土地，建议缺省过渡期为 5 年。

为泥炭采掘而正进行清除和排水的土地产生的温室气体排放，与目前正在进行泥炭采掘或已经采掘耗尽并撂荒的土地产生的排放有显著的不同。转化过程中的主要排放来自于泥炭地生态系统中活体生物量的清除和去除，以及来自排水中的土壤。由于这些土地还未进行生产，未进行泥炭采掘，因此没有来自采掘泥炭的离场排放。

公式 7.8 代表了转化为泥炭采掘的土地中主要的 CO₂-C 排放源。

公式 7.8
为泥炭采掘进行排水的泥炭地中产生的 CO₂-C 排放

$$CO_2-C_{LW_{泥炭_现场}} = \left(-\Delta C_{WW_{泥炭_B}} \right) + \left(-\Delta C_{WW_{泥炭_{DOM}}} \right) + CO_2-C_{LW_{泥炭_排水}}$$

其中：

$CO_2-C_{LW_{泥炭_现场}}$ = 转化为泥炭采掘的土地产生的 CO₂-C 排放，Gg 碳/年

$\Delta C_{WW_{泥炭_B}}$ = 活生物量碳库变化产生的 CO₂-C 排放，Gg 碳/年

$\Delta C_{WW_{泥炭_{DOM}}}$ = 死有机物质池的碳库变化产生的 CO₂-C 排放，Gg 碳/年

$CO_2-C_{LW_{泥炭_排水}}$ = 排水过程中土壤产生的 CO₂-C 排放，Gg 碳/年

方法的选择

方法 2

估算这些数量的各个程序没有对此类别是独特的，除了对排水过程中来自土壤的排放。如果预清除的现存植被为林地或草地，林地或草地转化为农田的过程中活生物量产生排放的估算程序，其讨论见第 5 章 5.3 节。如果采用火烧清除植被，亦会产生非 CO₂ 气体排放，即 CH₄ 和 N₂O。亦可遵循第 2 章所提供的指南来估算这些排放。如果可获得国家特定的排放因子，可估算生物量燃烧以及未燃烧生物量和死有机物质的衰减。正进行排水的土地面积可根据泥炭肥力、泥炭类型和先前的土地利用或土地覆盖进行分解。因此各国可相应完善排放因子。

公式 7.9 提供了估算来自排水土壤的排放的一般方法。从概念上说，此公式与用于确定管理泥炭地中 $CO_2-C_{WW_{泥炭_现场}}$ 的公式 7.6 相同。

公式 7.9
为泥炭采掘正进行排水的泥炭地土壤中产生的 CO₂-C 排放

$$CO_2-C_{LW_{泥炭_排水}} = \frac{\left(A_{排水_泥炭_{富}} \cdot EF_{CO_2_{排水_泥炭_{富}}} \right) + \left(A_{排水_泥炭_{贫}} \cdot EF_{CO_2_{排水_泥炭_{贫}}} \right)}{1000}$$

其中：

$CO_2-C_{LW_{泥炭_排水}}$ = 为泥炭采掘转化的土地中土壤产生的 CO₂-C 排放，Gg 碳/年

$A_{排水_泥炭_{富}}$ = 正进行排水的富营养泥炭土壤的面积，公顷

$A_{排水_泥炭_{贫}}$ = 正进行排水的贫营养泥炭土壤的面积，公顷

$EF_{CO_2_{排水_泥炭_{富}}}$ = 正进行排水的富营养泥炭土壤产生的 CO₂-C 的排放因子，吨碳/公顷/年

$EF_{CO_2 \text{排水泥炭}_{\text{贫}}} =$ 正进行排水的贫营养泥炭土壤产生的 CO_2-C 的排放因子，吨碳/公顷/年

方法 3

方法 3 要求全面理解和表述*转化为泥炭采掘的土地上* CO_2 排放和清除的动态，包括泥炭类型和肥力的效应、诸如覆被沼泽或高位沼泽等立地特征，以及之前的土地利用或土地覆盖（如果相关），这些动态可与合适的排放因子和/或基于过程的模式相结合。该方法可包括所有池的碳演化、转化后池间的碳转移（例如生物量转为死有机物质），并可区分立即和延迟排放。应根据溶解有机碳的淋溶、径流产生的死有机质损失、或作为 CH_4 排放所引起的碳损失，对建立在库变化基础上的估值作出修正。

排放/清除因子的选择

方法 2

采用方法 2 的国家将建立国家特定排放因子—— $EF_{CO_2 \text{排水泥炭}_{\text{富}}}$ 和 $EF_{CO_2 \text{排水泥炭}_{\text{贫}}}$ ，以区分土地转化过程中的排放率与泥炭采掘阶段的持续排放。可进一步按泥炭类型、其肥力和排水深度、之前土地利用或土地覆盖以及气候带，进一步区分各排放因子。

方法 3

在方法 3 中，所有参数都应是国家特定的。如文献稀缺，则*优良作法*是求出国家特定排放因子，并应在环境条件相似的各国间分享相关数据。

活动数据的选择

方法 2

所需的基本活动数据是为泥炭采掘进行转化并按养分状况（或肥力）进行分解的有机土壤面积。面积数据的可能来源为：泥炭开采公司、泥炭行业协会、以及主管土地信息的政府部门。在方法 2 中，各国亦可纳入基于正进行转化土地的原始土地利用、泥炭类型以及泥炭肥力的信息。这些信息可从定期更新的国家泥炭清单中收集。

方法 3

在方法 3 中，需要关于为泥炭采掘进行转化的面积的原始土地利用、泥炭类型和泥炭肥力的详细信息。可根据估算程序确定更具体的数据需要。

7.2.2.2 正在转化为管理泥炭地的土地产生的非 CO_2 排放

7.2.1.2 节“*仍为泥炭地中的泥炭地*产生的非 CO_2 排放”关于方法学问题的讨论，除了园艺泥炭离场衰减产生的非 CO_2 排放之外，亦适用于本节；因为在土地转化和整地阶段没有进行泥炭采掘。在较高级下，可能不再假设可忽略正进行排水土地的 CH_4 排放。7.2.1 节的公式 7.7 亦描述了估算 N_2O 排放的缺省方法。

7.2.2.3 不确定性评估

排放因子

参阅 7.2.1.3 节关于排放因子不确定性的讨论。

受先前土地利用所影响的，与转化前植被覆盖的碳含量相关的不确定性，应纳入 CO_2 估值的不确定性评估。排放的不确定性概率分布有可能是非正态的，所以这里将 95% 的对数正态分布区间假定为缺省不确定性（参见表 7.4 和 7.6）建议采用这一范围，而不是对称的标准偏差。

活动数据

提供面积数据的机构应具有关于面积不确定性的信息；否则可采用第 3 章中与面积估算建议相关的缺省不确定性数据。

7.3 水淹地

水淹地的定义是人类活动引起水覆盖的表层面积发生改变的水体，一般通过水位调节。水淹地的例子包括为水力发电、灌溉和航运为目的的蓄水。经调节的湖泊和河流，与水淹前的生态系统相比，水面积未发生重大变化，则不被视为水淹地。部分水稻通过对田地灌水进行种植，但因稻子种植的独特性，关于水稻论述见《指南》第5章（农田）。

水淹地可释放大量 CO₂、CH₄ 和 N₂O，这取决于它的各种特性，如年代、水淹前的土地利用、气候和管理做法。排放量随空间和时间改变。

有证据表明灌水导致了 CH₄ 排放增加（特别在热带地区），然而，在时间和空间上有很大变化的 CH₄ 排放迄今仍阻碍着所有气候区缺省排放因子的建立。附录 3 提供了关于 CH₄ 排放的可获信息。

通常水淹地中产生的 N₂O 排放量极少，除非有来自小流域的大量有机或无机氮投入。很可能，该投入会来源于人为活动，如土地利用变化、污水处理或小流域中肥料的施用。为避免重复计算这些人为排放源的温室气体动态平衡中已捕获的 N₂O 排放，鉴于文献报告的水淹地产生的 N₂O 排放的贡献极为有限，本节中将不考虑这些排放。

7.3.1 仍为水淹地的水淹地

对于仍为水淹地的水淹地，没有提供相关方法学。如上所述，假设水淹地上产生的 CO₂ 和 N₂O 排放已经包括在其它部门所介绍的方法学中。有关转化为水淹地的土地的缺省方法为估算水淹引起的 CO₂ 排放提供指南。附录 3 提供了关于 CH₄ 排放的可获信息，然而目前尚不能提出缺省方法。如果可行，寻求报告水淹地中产生的 CH₄ 排放的国家应制定国内排放因子。制定此类因子的指南见附录 2 框 2a.1。

7.3.2 转化为水淹地的土地

本节仅提供转化为水淹地的土地产生的 CO₂ 排放的估算指南，原因业已解释过。

7.3.2.1 转化为水淹地的土地产生的 CO₂ 排放

方法和排放因子的选择

公式 7.10 表明了由土地转化为永久水淹地引起的碳库变化的估算方法。遵循本卷其它节为各种土地利用类别所描述的关于活生物量的方法，可对转化之前的土地碳库进行估算。这里，假设转化后的碳库为零。

公式 7.10
转化为永久水淹地的土地上活生物量的年度碳库变化

$$\Delta C_{LW_{水淹}_{LB}} = \left[\sum_i A_i \cdot (B_{\text{之后}_i} - B_{\text{之前}_i}) \right] \cdot CF$$

$$CO_{2_LW_{水淹}} = \Delta C_{LW_{水淹}_{LB}} \cdot \frac{-44}{12}$$

其中：

$\Delta C_{LW_{水淹}_{LB}}$ = 转化为水淹地的土地上，生物量的年度碳库变化，吨碳/年

A_i = 每年从原始土地利用 i 转化为水淹地的土地面积，公顷/年

$B_{\text{之后}_i}$ = 刚刚转化为水淹地后的生物量，吨干物质/公顷（缺省为零）

$B_{\text{之前}_i}$ = 刚刚转化为水淹地前的土地中的生物量，吨干物质/公顷

CF = 干物质的碳比例（缺省为 0.5），吨碳/吨干物质

$CO_{2_LW_{水淹}}$ = 转化为水淹地的土地上的 CO₂ 年排放，吨 CO₂/年

有可能，灌水之前转化土地上剩余的碳可在水淹后数年间释放。

对于此时土地转化为水淹地引起的土壤碳库的变化，未提供指南。

库变化方法假设水淹之前存在的生物量中所有的碳均被释放，这可能导致对排放量的高估。鼓励各国基于模式、测量和相关参数，建立高层级国家特定方法。附录 2 给出了可能的方法。第 2 章 2.5 节提供了基于模式和测量，建立国家特定方法的通用指南。

附录 3 论述了转化为水淹地的土地产生的非 CO₂ 气体的排放。

活动数据的选择

各国获得其水淹地面积的来源包括：排水流域覆盖分析、国家大坝数据库、国际大坝委员会（ICOLD，1998 年）或世界水坝委员会报告（WCD，2000 年）。

7.3.2.2 转化为水淹地的土地产生的非 CO₂ 排放

转化为水淹地的土地中 CH₄ 排放的可获信息见附录 3。

7.3.2.3 不确定性评估

应可获得大坝后面保留的水淹面积的相关国家统计信息，并且很可能准确到 10% 以内。如果不能获得关于水坝的国家数据库，则可使用其它信息，而且关于大坝后面保留的水淹面积的不确定性也许会大于 50%，特别是在淹水面积较大的国家。也可能难以获取较小水坝位置、类型和功能的详细信息，然而根据可获得数据的水库的大小分布，也许可作出统计推论。建造水库的多种原因也会影响数据的可获得性，因此表层面积的不确定性取决于国家的具体条件。

有关生物量库的不确定性讨论见第 4、第 5 和第 6 章。

7.4 完整性、时间序列一致性和质量保证/质量控制

7.4.1 完整性

完整的温室气体清单将包括如上文 7.2 和 7.3 节所描述的两类管理湿地的排放估值，除非国家领土中不存在这些湿地类型。

如同其它土地类别，鼓励各国监测管理湿地的演化，并避免与其它类别土地的重复计算。*优良作法*是将水库面积范围信息成文归档。泥炭地一经泥炭采掘，这些土地将保持在管理泥炭类别中（甚至在泥炭采掘活动已经停止后），直至其转化为另一种利用。土壤的回潮，或地下水位回到排水前的水平，均不会改变泥炭地的状况。参见 7.5 节“未来方法学的发展”中关于恢复泥炭地的更多讨论。

采用高级方法和数据的各国，应注意不要报告已经算入其它 AFOLU 各章或本指南其它各卷中的温室气体排放。特别是，湿地可能接收含有高氧分含量的非点排放源的污水和沉淀物；这些湿地释放的有机或无机氮以及有机碳，可能已包括在林地或农田，或废弃物部门的估算方法中。如果能证实这些湿地碳或氮的非点排放源，*优良作法*是在合适的清单部门和类别中报告相关的温室气体排放；为了避免估值偏差，鼓励各国制定、编汇或使用可获信息。

7.4.2 建立一致的时间序列

关于时间序列一致性的一般指南见第 1 卷第 5 章（时间序列一致性）。排放量的估算方法，应在同一空间分解层面一致地使用于时间序列中每一年。此外，在使用国家特定数据时，国家清查机构应在整个时间序列中使用相同的测量程序（抽样策略、方法等）。如无法这样做，应遵循第 1 卷第 5 章中内推技术和重新计算的指南。应说明清查年间的排放差异，例如，通过表明泥炭地或水淹地面积的变化，或通过更新排放因子。

7.4.3 质量保证/质量控制(QA/QC)

应按本报告第1卷第6章所示，制定和执行质量保证/质量控制(QA/QC)程序。亦可开展附加、特定源类别质量控制和质量保证活动(第1卷第6章)，如果运用较高级方法量化这种排放源的排放量则更是如此。采用国家特定的排放因子时，它们应基于采用严格测量计划得出的高质量的实验数据，并充分记录归档。

目前，还不可能用其它测量方法来交叉检验源自泥炭采掘的管理有机土壤的排放估值。然而，清单机构应确保排放估算经过如下质量控制：

- 用缺省值和科学文献中已公布的或其它国家报告的值，交叉参照已报告的国家特定排放因子；
- 用泥炭工业和泥炭生产的数据核查活动数据的准确性；及
- 根据情况可比的其它国家的估值，评估估值的合理性。

7.4.4 报告及归档

合适的做法是按本《指南》第1卷第8章所述，将得出国家排放/清除清单估值所需的全部信息成文并归档。

排放因子

应充分说明新的国家特定排放因子、参数和模式的科学依据，并成文归档。这包括界定投入参数和说明求取排放因子、参数及模式的过程，以及说明产生不确定性的根源。

活动数据

应记录计算中使用的所有活动数据的来源(数据来源、数据库和土壤图参考资料)，并(注意所有机密事项)与企业进行交流。这种文件应包含数据收集和估算的频率、准确度和精确度估算，以及导致排放水平产生重大变化的原因。

趋势分析

应解释各年间排放的重大波动。应区分各年间活动水平的变化与排放因子、参数和方法的变化，并将这些变化的原因成文归档。如果不同的年份使用不同的排放因子、参数和方法，应解释这样做的理由并成文归档。

7.5 未来方法学的发展

其它类型的管理湿地可能释放或隔离大量温室气体，特别是恢复湿地或人造湿地。恢复湿地是已经进行排水并可能在过去转为其它利用，但最近恢复回湿地生态系统功能(通过将水位提升到排水前水平)的湿地。在最近数十年，许多国家开展的公共、非盈利和其它计划，已经开始恢复先前的湿地并将高地改造成湿地。主要目的是减少来自农业田地和聚居地的径流，这会引发湖泊、河口和封闭港湾以及海洋中的富营养化、藻类滋生和缺氧死区。其它重要的效益包括减少洪水损害、稳固海岸线和江河三角洲、减缓盐水渗透、补充含水层以及改善野生动物、水禽和鱼类的栖息地。

多数湿地恢复行动自1990年进行。技术文献描述了在北美洲、欧洲、亚洲以及澳大利亚和新西兰等15个国家的计划和项目，特别是在江河三角洲地带的计划和项目。本文指出湿地生态系统可以恢复，但需经过多变的时期，重现天然湿地生态系统的程度亦不尽相同。目前，尚无恢复湿地和人造湿地的全球面积的可获编制文件。据IPCC关于土地利用、土地利用变化和林业的特别报告的估算，可获恢复湿地的最大面积范围为0.3—2.5亿公顷(Watson等，2000年)。

编制本《指南》时，基于观测数据的已发表的研究太新太有限，无法建立任一主要温室气体(CO₂、CH₄或N₂O)的缺省排放因子。需要更好的理解排水流域中生物地球化学的流量，以避免肥料施用和废弃物处理引起的重复计算因此，恢复湿地或人造湿地中的温室气体排放和清除的估算仍是需进一步发展的领域。

预计有机土壤的回潮会引起CH₄排放的增加。在温带和北温带气候下，被森林覆盖的回潮有机土壤产生的CH₄排放，初步估计在0-60kg CH₄/公顷/年的范围内，而在热带气候下，则在280-1260kg CH₄/公

顷/年的范围内 (Bartlett 和 Harriss, 1993 年)。然而, 短期内这些排放量可能无法恢复到其排水前水平 (Tuittila 等, 2000 年; Komulainen 等, 1998 年)。

非点营养源对水淹地 (水库) 的影响, 仍然记录甚少。采用高级国内方法的各国应施行跨部门核查, 理想的是, 采用质量平衡方法, 以确保适当计算小流域中释放的所有碳和氮的演化。亚洲水库观测数据的缺乏, 是用于建立水淹地 CO₂ 排放因子的数据抽样中一个明显漏缺。本指南的未来版本可以纳入此区域的更多信息。

参考文献

7.2 节：为泥炭采掘管理或正进行转化的泥炭地

- Alm, J., Saario, S., Nykänen, H., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1999). Winter CO₂, CH₄, and N₂O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry* **44**: 163-186.
- Bartlett, K.B. and Harriss, R.C. (1993). Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* **26**:261-320.
- Canadian Sphagnum Peat Moss Association (2004). Harvesting Peat in Canada <http://www.peatmoss.com/>
- Cicerone, R.J. and Oremland, R.S. (1988). Biogeochemical aspects of atmospheric methane. *Global Biogeochemical Cycles* **2**: 288-327.
- Cleary, J., Roulet, N.T. and Moore, T.R. (2005). Greenhouse gas emissions from Canadian peat extraction, 1990-2000: A life-cycle analysis. *Ambio* **34**(6):456-461.
- 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.
- International Peat Society (2004). Environmental Assessment of Peat Production www.peatsociety.fi
- Joosten, H. (2004). The IMCG Global Peatland Database. <http://www.imcg.net/gpd/>
- Joosten, H. and Clarke, D. (2002). Wise Use of Mires and Peatlands. International Mire Conservation Group and International Peat Society, Saarijärvi, Finland, 304 p.
- Klemetsson, L., Von Arnold, K., Weslien, P. and Gundersen, P. (2005). Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology* **11**:1142-1147
- Komulainen, V.-M., Nykänen, H., Martikainen, P.J. and Laine, J. (1998). Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in Southern Finland. *Can. J. For. Res.* **28**:402-411.
- Komulainen, V.-M., Tuittila, E.-S., Vasander, H. and Laine, J. (1999). Restoration of drained peatlands in southern Finland : initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *J. Appl. Ecol.* **36**:634-648.
- Laine, J. and Minkinen, K. (1996). Effect of forest drainage on the carbon balance of a mire--a case study. *Scandinavian Journal of Forest Research.* **11**: 307-312.
- Laine, J., Silvola, J., Tolonen, K., Alm, J., Nykänen, H., Vasander, H., Sallantausta, T., Savolainen, I., Sinisalo, J. and Martikainen, P.J. (1996). Effect of water-level drawdown on global climatic warming--northern peatlands. *Ambio.* **25**: 179-184.
- Lappalainen, E. (1996). Global Peat Resources. International Peat Society Saarijärvi, Finland, 368 p.
- LUSTRA (2002). Land-use Strategies for Reducing Net Greenhouse Gas Emissions. Annual Report 2002 Uppsala, Sweden. 162 p.
- Martikainen, P.J., Nykänen, H., Alm, J. and Silvola, J. (1995). Change in fluxes of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophic level. *Plant and Soil* **169**: 571-577.
- Minkinen, K., Korhonen, R., Savolainen, I. and Laine, J. (2002). Carbon balance and radiative forcing of Finnish peatlands 1990-2100 the impact of forestry drainage. *Global Change Biology* **8**: 785-799.
- Mitsch, W.J. and Gosselink, J.G. (2000). Wetlands. 3rd ed. Wiley, New York, 920 p.
- Moore, T.R. and Knowles, R. (1989). The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Canadian Journal of Soil Science* **69** (1): p. 33-38.

- Nilsson, K. and Nilsson, M. (2004). The Climate Impact of Energy Peat Utilisation in Sweden--the Effect of Former Land-Use and After Treatment. IVL Swedish Environmental Research Institute. Report B1606. Stockholm, 91 p.
- Petrone, R.M., Waddington, J.M. and Price, J.S. (2003). Ecosystem-scale flux of CO₂ from a restored vacuum harvested peatland. *Wetlands Ecology and Management* **11**:419-432.
- Ramsar (1996). The Ramsar Convention definition of "wetland" and classification system for wetland type. Appendix A of Strategic framework and guidelines for the future development of the list of wetlands of international Importance of the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). Available at www.ramsar.org/key_guide_list_e.htm.
- Regina, K., Nykänen, H., Silvola, J. and Martikainen, P.J. (1996). Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity. *Biogeochemistry* **35**: 401-418.
- Sirin, A and Minayeva, T. eds (2001). Peatlands of Russia: towards the analyses of sectoral information GEOS, Moscow, 190 pp. (in Russian).
- Strack, M., Waddington, J.M. and Tuittila, E.-S. (2004). Effect of water table drawdown on northern peatland methane dynamics: implications for climate change. *Global Biogeochemical Cycles* **18**, GB4003.
- Sundh, I., Nilsson, M., Mikkala, C., Granberg, G. and Svensson, B.H. (2000). Fluxes of methane and carbon dioxide on peat-mining areas in Sweden. *Ambio*. **29**: 499-503.
- US Geological Survey (2004). US Minerals Yearbook. www.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/peat
- Waddington, J.M. and McNeil, P. (2002). Peat oxidation in an abandoned cutover peatland. *Can.J.Soil Sci.* **82**:279-286.
- Waddington, J.M., Warner, K.D. and Kennedy, G.W. (2002). Cutover peatlands: a persistent source of atmospheric CO₂. *Global Biogeochemical Cycles* **16**(1) 10:1029-1031
- Waddington, J.M. and Price, J.S. (2000). Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange. *Physical Geography* **21**(5):433-451.
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. (Eds.) (2000). Special Report of the IPCC on Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Cambridge University Press, UK. pp 375
- World Energy Council (2004). <http://www.worldenergy.org/wec-geis/publications/reports/ser/peat/peat.asp>

7.3 节：水淹地

- Bartlett, K.B. and Harriss, R.C. (1993). Review and assessment of methane emissions from wetlands. *Chemosphere* **26**:261-320.
- International Commission on Large Dams (ICOLD) (1998). World register of Dams 1998. Paris. International Committee on large Dams (Ed.). Metadatabase.
- Komulainen, V-M., Tuittila, E-S., Vasander, H. and Laine, J. (1999). Restoration of drained peatlands in southern Finland : initial effects on vegetation change and CO₂ balance. *J. Appl. Ecol.* **36**:634-648.
- Tuittila, E-S., Komulainen, V-M., Vasander, H., Nykänen, H., Martikainen, P.J. and Laine, J. (2000). Methane dynamics of a restored cut-away peatland. *Global Change Biology*, **6**: 569
- Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Verardo, D.J. and Dokken, D.J. (Eds.) (2000). Special Report of the IPCC on Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Cambridge University Press, UK. pp 375
- WCD (2000). Dams and Development a new framework for Decision-Making, The report of the World Commission on Dams, Earthscan Publications Ltd, London and Sterling, VA, 356 p.