



CBD



生物多样性公约

Distr.
GENERAL

UNEP/CBD/COP/9/20/Add.1
20 March 2008

CHINESE
ORIGINAL: ENGLISH

生物多样性公约缔约方大会
第九届会议
2008年5月19日至30日，波恩
临时议程*项目4.12

《公约》第14条第2款背景下的赔偿责任和补救

有关破坏生物多样性和对破坏生物多样性进行定值和恢复的方法的技术性信息，以及各国/国内措施和经验的有关情况的综合报告

执行秘书的说明

一、 导言

1. 根据第VIII/29号决定第3段，缔约方大会请执行秘书收集并汇编有关破坏生物多样性和对破坏生物多样性进行定值和恢复的方法的技术性信息，以及各国/国内措施和经验的有关情况、特别侧重于赔偿责任与补救问题法律和技术专家组（专家组）的结论，并根据《公约》第14条第2款，编写审查综合报告供缔约方大会第九届会议审议。
2. 在该决定第2段中，缔约方大会请各缔约方和其他国家政府向执行秘书提交有关破坏生物多样性的赔偿责任与补救的国家/国内立法示例和案例研究、包括定值和恢复的方式，并请执行秘书汇编这些信息并通过信息交换所机制散发。在编制本报告时考虑了所收到的关于这些资料的进一步信息。
3. 本报告包括四个部分。在第二至第四部分述及了各缔约方要求的个别内容。下文第二部分论及对生物多样性的破坏。为保证表述更有条理性，第三部分讨论了对破坏进行恢

*

UNEP/CBD/COP/9/1。

/...

为尽可能减少秘书处工作的环境影响和致力于秘书长提出的“不影响气候的联合国”的倡议，本文件印数有限。请各代表携带文件到会，不索取更多副本。

复的方法，第四部分是对破坏进行定值的方法。各部分首先简要回顾了专家组在其报告（UNEP/CBD/8/27/Add.3）中明确的相关问题，这也为各部分的其余内容提供了结构框架。

二、对生物多样性的破坏

A. 导言

4. 专家组在其报告中总结认为，如果缔约方大会希望就对生物多样性的破坏问题提供进一步指导，则必须特别考虑以下要素：

- (a) 变化不一定等于破坏；
- (b) 若构成破坏，变化必须：
 - (i) 产生不利或消极影响；
 - (ii) 存在了一段时间，即无法在合理的时间内通过自然恢复得到补救；
- (c) 需要借以衡量变化的基准；
- (d) 在无基准的情况下需要有衡量变化的其他方法；
- (e) 需要区分自然变异和人类引起的变异；
- (f) 需要反映《公约》第 2 条中关于生物多样性的定义，即“所有来源的活的生物体中的变异性，这些来源除其他外包括陆地、海洋和其他水生生态系统及其所构成的生态综合体；这包括物种内、物种之间和生态系统的多样性”；
- (g) 需要把第 VII/30 号决定中关于生物多样性丧失的定义考虑在内；
- (h) 关于破坏重要性阈值的问题。

5. 将对生物多样性的破坏确定为意外事件的结果是适用赔偿责任与补救规则的基本步骤。明确鉴定将提供基础以确定所需要的实际恢复的范围、任何额外的补充和补偿措施、其费用以及最后谁将负责赔偿。

6. 鉴定不是一个单纯的法律问题。赔偿责任与补救规则会有助于确定对生物多样性的破坏，但这在很大程度上是一个技术问题，涉及包括生态学和经济学在内的诸多学科。

7. 对赔偿责任与补救规则的适用而言，关于对生物多样性的破坏的明确定义至关重要。

B. 定义对生物多样性的破坏

8. 为适用赔偿责任与补救规则，必须定义出何为对生物多样性的破坏。

9. 《公约》对生物多样性的定义侧重于物种内、物种之间和生态系统的变异。可能很难确定生物多样性变异属性变化的程度和重要性。因此，随着某些保护和可持续利用活动将最大限度地保护基因、物种和生态系统多样性作为其目标，赔偿责任与补救方面的工作侧重点应首先放在对多样性有着最大贡献的生物多样性的有形表现上，即其组成基因、物种种群和生态系统。

10. 在《公约》和国家实践中都有将生物多样性组成部分以及它们所提供的货物和服务

作为侧重点的先例。例如，缔约方大会对“生物多样性丧失”作出了定义。

11. 尽管提出的背景不同，但生物多样性丧失的定义可以成为一个有益的起点，以便针对赔偿责任与补救规则制订出对生物多样性的破坏的定义。专家组在其结论中认识到有必要考虑第 VII/30 号决定中关于生物多样性丧失的定义。¹

1. 生物多样性的丧失

12. 最初提出这一术语是因为需要评估在实现最迟在 2010 年以前大幅度降低目前生物多样性流失速度的目标方面所取得的进展。缔约方大会将“生物多样性丧失”定义为“在全球、区域和国家范围内衡量到的生物多样性各组成部分及其提供货物和服务的潜力长期或永久性地在质量上的退化或在数量上的减少。”²

13. 尽管提出这一定义是为了衡量《公约》的执行情况，但是定义的关键要素对赔偿责任与补救而言也是有益的。例如，对生物多样性的赔偿责任与补救规则可以有效地提出生物多样性组成部分中可衡量的质量上的退化或在数量上的减少。

14. 赔偿责任与补救规则不仅可以涉及生物多样性组成部分本身的实际丧失，还可涉及其在提供实际或潜在货物和服务的能力方面的丧失。因此，应如《千年评估》所述，在生态系统的结构和功能以及生态系统对于环境质量和人类福祉的生态和经济贡献之间建立联系。这是对破坏的所有评估和随后的鉴定必须考虑的重要因素，以便确定初步措施、补充措施和补偿措施，从而就对生物多样性的破坏进行补救并在随后给予赔偿（见第三部分）。

15. 最后，如同生物多样性丧失的定义，对生物多样性的破坏的定义通常包含一个关于破坏期限的要素，这表示丧失的期限必须具有持久性。这与专家组的另一个结论类似：若构成破坏，变化须“存在了一段时间，即无法在合理的时间内通过自然恢复得到补救”。³

2. 变化必须是不利或消极的

16. 对生物多样性的破坏的定义还包含另一要素，即所述的变化必须是不利或消极的。这意味着在评估对生物多样性的破坏时必须对意外事件的结果及其影响做出鉴定。专家组在更为概括的结论中强调，变化并不一定等同于破坏，⁴ 变化必须要具有不利或消极的影响。⁵

3. 变化必须是重大的

17. 专家组还认为“破坏的重要性阈值的问题”是一个需要进一步指导的要素。与既定原则相之一致的是，若要提出赔偿责任，破坏必须超出变化的免责阈值。⁶ 在阈值之下，负责任的一方无须赔偿。⁷

18. 技术和政策鉴定的一部分是查明破坏是否达到或超过了重要性阈值。⁸ 决定反映了客观和主观的判断，如有法律法规，则可将决定与破坏生物多样性的法律定义加以比照。⁹

19. 虽然只有在破坏超过阈值时才会引发赔偿责任这一观点已得到普遍认同，但从实践方法和技术的角度看，这样的鉴定是非常复杂的。¹⁰ 尽管问题复杂，但鉴定的内容除其他外可包括考虑影响的特点以及丧失的资源或放弃的用途的重要性或价值。¹¹

C. 国家实践

20. 第 2006-032 号通知请“各缔约方和其他国家政府向执行秘书提交有关破坏生物多样性的赔偿责任与补救的国家/国内立法示例和案例研究、包括定值和恢复的方式，”而秘书处收到的回复表明，适用于赔偿责任与补救的破坏生物多样性的概念相对较新，并且仍在发展过程中。例如，没有任何答复国表示其立法从变异的角度对破坏生物多样性做出定义。

21. 与之相反的是以下实例表明各国更为普遍地使赔偿责任与补救规则侧重于对环境的破坏，或者更具体地说侧重于对自然资源的破坏。在这两种情况下，定义环境损害的更传统做法包括参考生物多样性的组成部分以及它们所提供的服务。

阿根廷

22. 阿根廷在其提交的资料中表明，根据《普通环境法》，对“环境损害”的定义是“任何对环境、其资源、生态系统平衡或集体货物和价值造成消极改变的重大变化。”¹²

欧洲联盟

23. 欧洲联盟在其提交的资料中提及欧洲议会和环境赔偿委员会有关环境损害的预防和补救的第 2004/35/CE 号指令。¹³ 欧盟赔偿责任指令的目标是使那些因其活动而造成环境损害的管理者为补救破坏承担经济赔偿。

24. 尚未对破坏生物多样性做出定义。但是，关于“环境损害”的定义提到了在欧洲联盟内被视为优先事项的生物多样性组成部分。其中包括受保护的物种和自然生境，特别是那些在欧盟有关生境和鸟类的单独指令中涉及到的物种和自然生境。对这些生物多样性组成部分的破坏是指“任何给实现或保持对这些生境或物种的有利保护造成重大不利影响的破坏。”¹⁴

25. 此外，“破坏”被定义为“可直接或间接发生的自然资源中可衡量的不利变化或对自然资源服务的可衡量损害。”¹⁵ 自然资源是“受保护的物种和自然生境、水和土地。”¹⁶

26. 适用赔偿责任与补救规则的前提是对受保护物种和自然生境的破坏给实现或保持对物种或生境的有利保护造成“重大不利影响”。¹⁷

指令在附件一中提供了评估事件影响重要性的标准。这些标准被分为三个主要方面：（a）破坏发生时的保护状况；（b）由标准提出的生活享受所提供的服务；（c）自然再生的能力。¹⁸ 附件一中的标准还规定无需将破坏归类为意义重大。¹⁹

美国

27. 美国在其提交的资料中认识到任何关于破坏生物多样性的赔偿责任与补救规则需要有对破坏的明确定义。此外，定义的各个要素至少要反映出变化影响了变异并且变化时消极的。

28. 资料同时指出，美国没有明确的与破坏生物多样性有关的国内立法。不过，美国的立法涉及到了对“自然资源”的破坏，各种定义涵盖了诸如鱼类、野生动物和其他生物区等生物多样性组成部分。但是资料指出，同许多国家一样，美国的法律制度能够确定和处理对生物多样性的破坏。

29. 在美国存在一种评估制度，用以鉴定对特定形式自然资源破坏的恢复。鉴定是通过“自然资源破坏评估”实现的，主管政府机构根据情况和可适用的条例适用一般技术。

30. 美国提交的资料提供了两种法定的可适用自然资源破坏评估的事例。《综合环境反应、赔偿和责任法》(CERCLA)²⁰述及危险物质对自然资源的损害。《油污法》(OPA)²¹述及因原油泄漏对自然资源造成的损害。

31. 根据《综合环境反应、赔偿和责任法》及其条例，对损害的定义是“在自然资源的化学或物理性质或存续能力方面长期或短期的可衡量的不利变化。”可适用的条例指出，损害一词涵盖了诸如“破坏”和“丧失”等说法。另一方面，《油污法》将损害定义为“自然资源中可观察到的或可衡量的不利变化或自然资源服务的降低。”

32. 美国的做法没有明确要求变化必须是重大的。相反，引发赔偿责任的理由仅仅是发生了损害，即可衡量的短期或长期不利变化。

D. 对破坏进行评估

33. 关于因事件而对生物多样性造成的破坏，需要对其进行评估以确定是否适用赔偿责任与补救规则。事实上，评估可以提供证据证明已经发生的破坏及因果关系：所涉的具体事件导致了已确认的破坏。最后，评估还为鉴定恢复的范围以及对破坏做出补救所需采取的措施提供了基础。

34. 审查确定了评估对自然资源破坏的三个主要步骤，可将这一审查适当调整后适用于生物多样性：(a) 查明破坏；(b) 确定事前或基准状况；及(c) 将查明的破坏与基准进行比照。

1. 查明破坏

35. 理想的状态是为查明破坏而进行的评估能够审查生物多样性在基因、物种和生态系统层面上发生的变化。这样的审查还可能区分自然变化和由人类引起的变化。这也符合专家组的结论，即需要区分自然变异和由人类引起的变异，以便确定变化是否构成了适用赔偿责任与补救规则的破坏。

36. 查明破坏生物多样性的步骤可直接利用其他领域的措施，如生态影响评估(EIA)，或在必要时加以调整。专家们可收集物理、化学、生物、社会经济、文化和其他数据。²²可能的资料来源包括实地研究、实验室研究和文献审查。可对数据进行评估，而后就破坏导致的影响得出的一系列结论。

虽然有许多潜在的可适用的方法，不过为查明对生态系统的破坏和评估其影响而从生态影响评估中借用的经过调整并得到系统适用的典型参数包括审查：(a) 变化的性质(积极、消极、直接、间接、累积)；(b) 变化的量值(严重、一般、较低)；(c) 变化的范围/地点(所涉区域/数量、分布)；(d) 变化的时间；(e) 变化的期限(短缺、长期、间歇、持续)；(f) 变化的可逆性/不可逆性；及(g) 变化的重要性(在适当的地域范围，如地方、区域、全球)。²³

2. 确定事前或基准状况

37. 专家组的结论²⁴是对既定原则的补充，前者认为需要有一些基准以便对变化加以衡

量，而后者认为有必要对照参考点或“基准”对破坏进行衡量。基准规定了已破坏资源的“事前”状况。基准还可以为恢复活动提供参考点。

38. 为确定基准而进行的广泛审查应包括确定生物多样性在基因、物种和生态系统层面上的事前状况，同时谨记基准状况是动态的。²⁵还将审查生物多样性的组成、结构、关键进程以及生态系统服务。²⁶查明关键生态系统进程和所提供的服务，包括生态功能和人类/经济用途，这是非常重要的。²⁷

39. 根据各种情况，所需要的资料可以有多种来源，包括科学调查和评估、传统生态知识和研究出版物。国家生物多样性战略和行动计划、保护区管理计划、物种恢复计划和业已存在的环境影响评估也可以成为资料来源。

40. 至少有三种技术可用于确定基准。²⁸利用“历史基准”技术，可在不考虑参照点或种群的情况下确定基准，其依据是常识或历史数据的汇编。“地方参照”技术是将一处或多处参照点与正在评估的一处或多处地点进行匹配。将各个评估点与参照点加以对比。“参照种群”技术是确定受到“压力”最小的参照种群地或生物体，然后将它们与评估地进行比较。

41. 一个重要的考虑是“基准趋势”可能不是静态的，而是在事件发生时处于变化之中。因此，确定基准的一个挑战就是明确基准趋势，同时考虑到事前基准趋势可以是持续的、增长的或波动的。²⁹

在无基准情况下衡量变化

42. 在许多情况下，确定基准是事件发生后评估环境和生物多样性破坏的基本状况。但是，专家组认识到，有时由于缺乏关于生物多样性状况的事前资料，所以无法确定一个基准。这时，专家组认为“在没有基准的情况下需要有其他的方法来衡量变化。”³⁰

43. 所有国家在其提交的资料中都没有说明如何在无基准的情况下衡量变化，或在文献审查中发现任何实例。

3. 将查明的破坏与基准进行比照

44. 将查明的破坏与基准进行比照是评估过程的最后一步。在这一步可能会确定破坏是否达到了重大程度，从而触发了可适用的赔偿责任与补救规则。

E. 国家实践

加拿大

45. 加拿大在其资料中指出，没有单独的规约规定关于破坏生物多样性的赔偿责任与补救规则。它继续将普通法和民法作为采取行动的依据。

46. 加拿大最高法院 2004 年的一项决定为环境破坏的评估提供了一些借鉴。在 *Canfor* 案中，法院维持了审判法官的决定，即以没有证据证明明显的生态或环境损失为由驳回该案。但是，根据加拿大的资料，最高法院“表示已提供证据说明了所涉环境资源所保护的野生动物、植物和其他生物体的种类、生态系统的独特性、这一资源所提供的环境服务或休闲机会、或公众对被破坏或摧毁地区的情感依恋。”

欧洲联盟

47. 欧洲赔偿责任指令对环境破坏的定义包括对受保护的物种和自然生境的破坏，其中指出将根据基准状况评估破坏所产生影响的重要性。³¹ 对“基准状况”是“根据可获得的最佳资料估计的发生破坏自然资源和服务时的状况，而这些资源和服务是在环境破坏发生前就已存在的。”³²

墨西哥

48. 墨西哥在资料中指出，根据其《普遍野生动植物法》，对野生动植物和生境的破坏的恢复包括重新建立破坏发生前的状况。³³此外，它还指出其《刑法典》第 421 条³⁴ 规定，法官可以在任何犯有破坏环境罪的人身上施加强制条件，即重新建立构成了受影响生态系统的“自然要素”的条件，将其恢复到犯罪行为发生前的状况。³⁵

美利坚合众国

49. 在美国，确定基准是针对事件进行的更广泛自然资源评估的组成部分。美国的资料解释称，损害被确定为对基准的背离。³⁶

50. 根据其规则，“基准”是指在受到调查的事件发生前评估区已经存在的状况。资料进一步说明，详细阐释《油污法》程序的条例规定，可单独或综合利用有关增量变化的历史数据、参照数据、控制数据估算出基准数据。

51. 根据《综合环境反应、赔偿和责任法》，自然资源破坏评估分为三个阶段：（1）损害鉴定；（2）损害量化；及（3）破坏鉴定。第二步损害量化是评估步骤，其中将损害按照自然资源服务由基准状态的退化以及恢复到基准状态所需要的时间来分类。确定事前基准的物理、化学和生态状况涉及到考虑事件发生前评估区的预期状况，同时虑及各种自然进程以及由人类活动引起的进程。

三、对给生物多样性造成的破坏加以恢复的方法

A. 导言

52. 法律和技术专家组在其报告中认为，如果缔约方大会希望就对生物多样性的破坏问题提供进一步指导，则必须特别考虑许多要素。

53. 例如，它认识到可以利用各种类别的恢复措施 — 如初步和补偿恢复。

54. 它认为，如果可行，应将初步恢复作为首选做法或重点。它还认为，“彻底地讨论探究”“目前在国家和国际一级所采用的初步恢复的备选办法范围”是有益的。

55. 它进而总结认为，还可考虑“制订能够借以选择适当备选办法/做法并使之适应具体环境的标准”，同时提出“有些标准与特殊备选办法的选择有关：对公共健康和安全的影 响；成本效益；成功的可能性；防止今后破坏的可能性；恢复所需要的时间。”

56. 但是，它还认识到“在初步恢复不可行或不合理的情况下，应考虑其他补救方法，如根据即将制订的标准采取补充恢复方法和/或对无可挽回的破坏给予货币补偿。”它认为，“还需进一步审议将货币补偿作为对生态多样性无可挽回的破坏的补救措施的决定。”

57. 专家组的结论支持了更为普遍的理论 and 实践，即有多种方法可用于补救对自然资源，

或者更宽泛地说对生物多样性的破坏。选择并应用一种或多种方法要视情况而定。

58. 赔偿责任和补救规则概述了一个过程，以帮助选择和应用某种方法，同时规定了在这一过程中主管政府机构、各责任方和民间社会各自的作用和职责。赔偿责任和补救规则还可以为如何进行鉴定提供指导。

B. 基本概念：针对破坏生物多样性的初步、补充和赔偿措施

59. 审查的文献和国家实践的实例表明，现在的趋势是制订能够确保自然资源及其相关服务初步（或实际）恢复到事前状况的赔偿责任和补救规则，从而使环境和公众重新成为一体。

60. 此外，如果在受影响地区初步恢复到基准状况不可行或不适用，或者仅仅是不可能达到事前状况，则倾向于采取所谓的“补充措施”——通常是在外部。此类间接补救方法，如在另一地区保护或改善自然资源和/或服务，可对初步补救予以补充。除其他外，补充措施还取决于对应鉴定，包括范围，以确保与丧失的资源或服务相比，替代地能够提供对应的生态价值。根据不同情况，经常采用资源对资源或服务对服务以及生态经济定值的做法。

61. 最后，调查还显示赔偿责任和补救规则还包括针对“暂时损失”的“补偿”措施，所谓“暂时损失”是指从破坏发生时到采取了初步补救或补充措施期间公众或环境所遭受的“损失”。根据已有的赔偿责任和补救规则的政策目标有各种不同的做法。

62. 例如，补充可包括在受破坏保护区或替代保护区的额外投资，或者在实物做法不可行的情况下可以考虑对丧失或受到破坏的自然资源和服务给予财政补偿。补偿机制还可用来偿还政府机构与之相关的直接和间接成本，如对破坏进行评估、计划和监测恢复措施以及行政管理费用。

对生物多样性无可挽回的丧失的货币补偿

63. 关于制订对生物多样性无可挽回的破坏给予货币补偿的标准，专家组认为这一问题仍需进一步研究。

64. 从概念上说，该问题可被归类为对暂时损失的补偿问题。换句话说，如果在保护地初步恢复方法不可行，则恢复到基准状态的目标就永远无法实现。因此，虽然概念的外延强调了对暂时损失的补偿机制，但在保护地生物多样性已丧失情况下的暂时损失将无限期延续下去。

65. 至少在理论上这一概念强制责任方对无限期的暂时损失给予补偿。货币补偿——连续补偿或一次性整额补偿——或是否适用是一个政策决定，将会反映在赔偿责任和补救规则中。

66. 两个国家在提交给秘书处的资料中特别指出，其法律制度潜在地提及了涉及破坏生物多样性的无可挽回的损失。阿根廷在资料中指出，其《普通环境法》中有关于环境破坏、补偿和恢复及赔偿责任的规定。特别是，在对生物多样性的破坏无可挽回时，补偿将固定交存以建立环境补偿基金。³⁷

67. 墨西哥在资料中指出，在事实证明无法使对野生动植物及其生境的破坏得到恢复并

达到事前状况时，其《普通野生动植物法》第 108 条要求对负责还原、保护和恢复物种及种群的方案、项目或活动予以补偿。³⁸

C. 作为补救首要重点或方法的初步恢复

68. 专家组认为，当已遭破坏的生物多样性符合正在形成的理论和在生物多样性所提供的自然资源和服务被破坏或丧失时更普遍适用的做法，则应将初步恢复作为补救的首要方法或重点。采取实地措施直接恢复被破坏的自然资源和相关服务，使其还原到事前或基准状况，初步恢复以这一一般原则作为前提。

69. 赔偿责任和补救规则概述了一个确定和评价初步恢复备选办法的程序，其中包括确定、分类和选择初步恢复的技术备选办法，同时考虑到所选备选办法可能是针对具体案例的，并且受到以实现赔偿责任和补救规则为目的的公共政策目标的指导。初步恢复备选办法的范围可以确定并分类。

70. 由欧洲联盟委托编制的报告³⁹ 提出了一个通用程序，以此为欧盟赔偿责任指令的形成做出贡献。报告借鉴美国的做法和标准项目定值指导，提出了评价程序的标准。标准的有些内容与专家组的结论悄然吻合。

71. 借以遴选备选办法的标准包括：(a) 成本；(b) 被破坏资源恢复到基准状态的程度；(c) 成功的可能性；(d) 预防今后的破坏以及由执行而造成的间接破坏的可能程度；(e) 使一种以上的自然资源和/或服务受益的可能程度；及 (f) 对公共健康和安全的影 响。⁴⁰

72. 根据标准权衡比较了各种不同的备选方法后，报告指出：

没有任何一种普遍的规则可以判定一个标准比另一个标准更加或不那么重要，因为这可能要取决于破坏和资源的类型和范围以及与恢复目标相比恢复备选办法的相关表现。综合运用上述标准即可选择出能够满足恢复标准的首选办法。⁴¹

73. 报告还提出，如果两种或更多的备选办法能够得到相同的成果，则需进行成本效益分析，以选出成本效益最高的备选办法。

74. 评价程序有助于从破坏评估中收集资料，以确定哪些备选办法可用于应对破坏。

1. 自然保护价值

75. 欧洲联盟委员会报告指出，在对初步恢复备选办法进行分类和选择的过程中还需考虑“该地区被认为对自然和自然资源保护非常重要的基本方面”。⁴²因为这些方面在其他环境中也得到了广泛应用，特别是在联合王国，报告强调可能会用到 Derek Ratcliffe 在 1977 年制订的十条标准，这些标准在衡量赔偿责任和补救的价值时非常有用。

76. Ratcliffe 标准从以下几个方面对一区域加以描述：(a) 面积；(b) 多样性；(c) 自然性；(d) 稀有性；(e) 脆弱性；(f) 典型性；(g) 有记录的历史；(h) 在生态单元中的地位；(i) 潜在价值；(j) 内在诉求。这样的评价能够帮助确定基准，明确恢复目标，决定初步恢复备选办法，包括在保护地运用自然恢复和积极修复的范围。

2. 自然恢复与积极修复

77. 评价程序还有助于回答恢复应在何种程度上留待自然进程和/或应在何种程度上积极地帮助恢复。这一问题的关键是了解保护地的自然资源及其所提供服务的性质，并估计使受到损害的自然资源和/或服务恢复到基准状况所需要的时间。虽然自然恢复或许会限制或消除积极修复的必要性，而且潜在地限定了责任方需要承担的初步恢复成本，但是这些可能会因为通过自然恢复使保护地恢复到基准状况所需的较长时限引起的暂时损失而抵消。

3. 分析初步恢复备选办法的成本和利益

78. 专家组在其结论中暗示，在选择其他补救方法时，初步恢复备选办法的合理性是起决定作用的：“在初步恢复不可行或不合理的情况下，应考虑其他补救方法”。⁴³合理性的衡量标准之一即拟议措施的成本。

79. 选择某一特定恢复备选办法——无论初步、补充或补偿——的决定表明恢复的利益等同于或超过了成本。⁴⁴初步恢复的利益是指得到恢复的被破坏自然资源为公众提供服务的能力。⁴⁵初步恢复的成本根据破坏的成堆、恢复的复杂性和所选择的恢复备选办法而有所不同。⁴⁶

80. 如果鉴定需要考虑成本因素，则可适用成本效益分析技术。下文第 116 段进一步介绍了成本效益分析。

81. 欧洲联盟委员会报告指出，赔偿责任和补救规则将决定拟议的恢复备选办法将在何种程度上考虑决策的过程。例如，它指出在美国关于初步恢复的决定中，成本本身并不具有决定性作用：恢复到基准使法律规定的义务，无关成本。⁴⁷相反，在美国关于补偿措施的决定中就考虑了成本因素。

82. 根据欧洲赔偿责任指令，选择“合理”的补救备选办法包括考虑执行初步、补充或补偿性补救措施的成本。⁴⁸此外，在欧盟，主管机构有决断的能力以决定，如果“为达到基准状况或类似水平而应采取的补救措施的成本与所获得的环境利益不相称”，是否应采取进一步的补救措施。⁴⁹

D. 国家实践

欧洲联盟

83. 欧洲赔偿责任指令第 7 条适用于补救措施的确定。管理者有义务确定潜在的补救措施并将其提交主管机构供核准，除非主管机构已经采取了行动。⁵⁰确定程序应符合附件二（对环境破坏进行补救）。

84. 主管机构同样是根据附件二决定执行哪种补救措施。主管机构在其决定中还受到其他因素的影响，环境破坏的性质、范围和严重性以及自然恢复的可能性。对人类健康的风险也在考虑当中。⁵¹

85. 附件二为决定对环境破坏进行补救所采取的措施提供共了同框架。⁵²关于受保护的物种和生境，通过初步、补充和补偿性补救措施对环境破坏进行补救，以是环境恢复到基准状况。

86. 初步补救措施使受到破坏的自然资源和/或被削弱的服务恢复到或接近基准状况。⁵³

87. 在初步补救没能使被破坏的自然资源和/或服务完全恢复的情况下，通过补充性补救措施进行补偿。⁵⁴ 其目的是提供“类似水平的自然资源和/或服务，包括如果被破坏保护区已恢复到基准状况，酌情在替代保护区提供。”⁵⁵ 替代保护区应尽可能在地理上与被破坏保护区相联系。

88. 补偿性补救措施对自然资源和/或服务的“暂时损失”予以补偿。其涵盖的范围是从破坏发生之日到初步补救完全达到效果之时。⁵⁶ 暂时损失是指“因为被破坏的自然资源和/或服务无法发挥其生态功能或为其他自然资源或公众提供服务直至采取初步或补充措施，由此而导致的损失。它不是由对公共成员的财政补偿组成的。”⁵⁷

89. 附件二说明了三种补救之间的关系。如果初步补救没有使环境恢复到基准状况，则需要采取补充补救。在任何情况下都将采取补偿性补救，酌情对暂时损失予以补偿。

90. 附件二还提供了指导确定补救措施和选择适当补救措施的标准。

91. 附件二中涉及确定补救措施的部分说明，初步补救备选办法包括“在加快的时间框架内或通过自然恢复，直接将自然资源和服务恢复到基准状况的行动[原文如此]。”⁵⁸

92. 确定补充和补偿措施是非常复杂的。Klaphake⁵⁹ 逐步描述了欧洲赔偿责任指令附件二中概述的方法，包括四个步骤，如果第一个步骤不可行或不适用则采取下一个步骤：

(a) 第一步：确定提供与被破坏自然资源和/或服务同样类型、数量和质量的自然资源和/或服务的活动。在确定对应性时，“资源对资源”或“服务对服务”的对应做法是第一选择。

(b) 第二步：如果第一步不可行，则确定替代的自然资源和/或服务。

(c) 第三步：如果第一步和第二步不可行，则利用替代定值技术。主管机构可指定使用的方法，如货币定值，以确定替代补充和补偿措施的范围。这就是所谓的“价值对价值”的做法。⁶⁰

(d) 第四步：如果第三步不可行而又无法在合理的时限或成本内进行定值，主管机构则可选择其成本与损失的自然资源和/或服务的估算货币价值相等的补救措施。⁶¹ 这反映了所谓的“价值对价值”的做法，但主管机构不受定值方法的限制。⁶²

93. 附件二中涉及补救措施选择的部分规定了利用最佳可用技术选择“合理”补救措施的标准。这些标准基本上与上文第 71 段所述相同，但还包括：

(a) 各种备选办法应在何种程度上考虑相关的社会、经济和文化关注以及其他与该地区有关的特定因素；及

(b) 与被破坏保护区的地理联系。⁶³

94. 附件二还为初步补救措施的选择提供了灵活性，这些措施没有使破坏完全恢复到基准状况或恢复得非常缓慢，规定增加适当的补充或补偿措施是为了“提供与过去相同的自然资源和/或服务”。⁶⁴ 例如，它说明这种情况只是当能够在其他地方以更低的成本提供对应的自然资源和/或服务时才会出现。

美利坚合众国

95. 源自于一种过程观点 — 至少评论者是这样认为⁶⁵ — 的美国做法似乎比欧洲赔偿责任指令所反映的做法更为清楚，尽管从概念上说后者来源于前者。而且，它还给予受托人决定权，去选择适当的途径和方法，以便最终实现对暂时损失的初步恢复和补偿。

96. 例如，在美国没有任何可适用的规约描述了如何恢复受到损害的资源。⁶⁶ 《综合环境反应、赔偿和责任法》和《油污法》进一步证实了这一点，其条例提供工具以帮助受托人做出决定。

97. 基本观点是制订出各种合理的恢复替代措施，包括无行动替代措施，然后根据各种因素选择其中一种。⁶⁷ 关于自然资源破坏评估进程的种子手册⁶⁸ 介绍了《综合环境反应、赔偿和责任法》条例规定的各种因素，包括：(a) 技术可行性；(b) 预期成本和预期利益的关系；(c) 成本效益；(d) 实际或计划应对行动的结果；(e) 因拟议行动而引起间接损害的可能性；(f) 自然恢复期限；(g) 各种资源恢复的能力；(h) 对人类健康和安全的潜在影响；及 (i) 遵守各种政策和法律的情况。《油污法》条例补充：(a) 在何种程度上实现了恢复目的和目标；及 (b) 成功的可能性。

98. 在与欧洲做法的重要对比中，成本是选择初步补救替代措施的决定性因素，即使这是在所适用的各种因素中体现出来的。⁶⁹ 但是，与欧洲的做法相同，美国的做法打算就从事件发生之时到完全恢复到基准状况这期间的自然资源和/或服务损失给予公众补偿。

99. 但是，对暂时损失而言，《综合环境反应、赔偿和责任法》和《油污法》的做法有着明显的区别。《综合环境反应、赔偿和责任法》用“补偿价值”来描述公众因自然资源和服务受到损害而承受的使用和非使用价值损失。⁷⁰ 而另一方面，《油污法》用“补偿性恢复”来描述找准暂时损失的手段，并在可能的情况下要求受托人运用资源对资源或服务对服务的方法确定必要补偿的数量。⁷¹

100. 可适用的规约没有要求受托人遵循任何具体规则以确定暂时损失。他们可以选择遵守规约附带条例中的指导方针。⁷²

101. 《综合环境反应、赔偿和责任法》条例是非常有益的，它为计算暂时损失价值的经济定值技术提供了详细的指导。它列出了可用于确定可补偿经济价值的各种方法。⁷³ 本文件关于定值的第三部分详细介绍了其中的一些技术。

102. 在理想状态下，自然资源的总价值——使用和非使用价值——是可以估算的。

103. 在确定采用哪种经济定值方法时需要审查：(a) 所丧失服务的类型；(b) 受损害资源的类型；(c) 有关定值技术的资料的可用性；及 (d) 运用定值技术的成本。⁷⁴ 目标是选择适当的方法以得出服务损失的价值。⁷⁵

104. 关于资源对资源或服务对服务的方法，《油污法》条例更为具体。⁷⁶ 服务对服务做法的一个良好实例是生境对应分析，在下文第 120 段有进一步的介绍。它被用来确定对生境资源的暂时损失予以补偿的适当数额。⁷⁷

四、对破坏生物多样性进行定值的方法

A. 引言

105. 专家组在其报告中认为，今后在对破坏生物多样性进行定值的概念方面的工作应特别考虑以下因素：

(a) 定值与破坏的定义相关联；

(b) 如果生物多样性组成部分可以恢复，则恢复措施的成本将成为对这些部分的破坏进行定值的基础；

(c) 在目前的国际制度下，对不可挽回的破坏进行定值是新奇的，但是或许在其他领域（例如，对建筑遗产的破坏）和国家一级会有一些有益的先例。对不可挽回的破坏进行定值的问题还需进一步审议；

(d) 在非市场定值技术中，精神和文化价值也是相关的；

(e) 需要根据国家需求对定值技术做出调整；

(f) 科学、技术和工艺咨询附属机构在定值技术方面的工作成果可为根据有关破坏生物多样性的第 14 条第 2 款而开展的工作提供重要帮助。

106. 这一部分的其他内容在很大程度上利用了科学、技术和工艺咨询附属机构在定值技术方面开展的工作，包括上文的（f）点，特别是第 VIII/25 号决定及附带的定值工具应用的备选办法，以及第 28 号技术汇编《对生物多样性及生物多样性资源和功能进行定值的工具与方法研究》⁷⁸ 和审查过的文献。它还利用了选定的关于定值在赔偿责任中的作用的出版物⁷⁹和与国家立法相关的资料。

B. 破坏的定值和定义

1. 生物多样性的定义

107. 如果将重点放在对所有来源的活的生物体中的变异性 — 《公约》第 2 条规定的生物多样性定义 — 的破坏上，那么定值会变得非常困难。专家组指出，仅仅是生物多样性状态的变化不一定构成破坏。若要构成破坏，变化必须是导致了不利或消极影响，并且应当是可衡量的。⁸⁰就有关变异性的不利或消极影响进行评估和定值需要深入了解生物群落的结构和多样性与生态系统功能之间的互相依存。但是，这种了解仍然是有限和零散的，因而阻碍了就生态水平对变异性的重要意义（即生态价值）以及生态经济价值的做出规定。⁸¹

108. 如果将重点放在对生物多样性组成部分 — 《公约》第 7 (a) 条和附件一及其提供货物和服务的潜力 — 的破坏上，那么定值就相对简单了。⁸² 实际上，定值通常侧重于由生物多样性资源和/或功能 — 所谓的生态系统服务 — 提供的货物和服务的经济价值。⁸³

2. 价值的类别

109. 价值的类别被认为与对破坏的定义有关，而且还会影响到所有定值行为。因为通常会有关于生物多样性组成部分的价格信息，例如，具有商业价值的物种，所以商业价值更

易评估。至于非商业价值，需要运用复杂的非市场经济定值工具。⁸⁴有些工具利用替代货物的价格信息 — 前提是存在这样的替代货物；例如，货物的生产是以生物多样性组成部分作为投入的。⁸⁵

110. 值得注意的是，经济定值认识到不同个体可能根据不同的动机指定价值，不止是对商业开发的即时利益。用以描述源自各种自然资源的不同类型经济价值的常用框架是总经济价值（TEV）。⁸⁶

3. 受到影响前的资源状况

111. 在造成破坏的事件发生之前的资源状况也可影响破坏的价值。例如，对原始生态系统的影响与对已经因人类活动而退化的生态系统的影响相比，前者的消极影响可能会导致更大的损害。确定和衡量受影响生物多样性组成部分的基准状况是一个重要的前提条件，不仅是对确定破坏 — 许多专家已在专家组会议上提出了这一点，⁸⁷ 而且也是为了对破坏进行定值。专家组注意到，在许多情况下没有确定和衡量变化所需的关于基准状况的资料。⁸⁸

4. 破坏的范围

112. 破坏的范围或在不同等级出现的破坏也会对定值产生影响，特别是对适当的定值工具或成套工具的选择。任何一种定值方法都不可能涵盖特定情况下所有不同类型的相关价值，并且如果需要评价不同等级的相同生物多样性资源，则要有不同的技术。例如，森林服务的范围、这些服务的价值类型及其对生活在森林边缘的地方社区而言所具有的实际价值与相关国家、区域或国际利益攸关方或社区为同一森林指定的各种服务相比会有很大的不同。因此，对一种或多种方法的选择应取决于在特定情况下似乎或可能是最重要的价值类型和水平。

C. 作为定值基础的恢复措施成本

113. 专家组指出，如果受影响的生物多样性组成部分可以恢复，则所使用的恢复措施的成本应作为对破坏定值的基础。例如在意大利，环境破坏评估预见到了环境破坏的货币定值，方法是用初步恢复的成本加上与自然资源及其所提供生态系统服务的暂时损失相关的成本，暂时损失是指从退化开始到完全恢复到基准状况的这一时期。对暂时损失的估算是通过计算不可用时期初步补救成本的组合法定利息得出的（除去通货膨胀的利率）。⁸⁹

114. 虽然成本与被破坏的生态系统服务之间没有必然的联系，但是通常基于成本的做法 — 不仅包括恢复，而且还包括替代成本 — 被认为是可适用的经济定值工具的一部分，因为它们能够提供有益的指导，特别是在涉及需要根据成本效益分析比较所有各种不同的替代或恢复备选办法成本的具体决策问题上。⁹⁰ 在赔偿责任中，成本估算可用于确定和选择具有高成本效益的适当补救措施，包括初步措施、补充措施以及必要时的补偿措施。⁹¹

115. 运用这一方法的重要前提是必须了解有形损失的性质和程度，以及能够在合理的准确度上估算替代或恢复被破坏资产的成本。另一个重要假设 — 可能并不适用于所有情况 — 是考虑到今后可能因恢复或替代活动而产生的环境破坏，深思熟虑后的成本没有超过服务的经济价值。但是，这将导致对价值的过高估计。⁹²

116. 在环境赔偿责任中，后一个前提条件特别重要，因为常常提到要避免成本“过高”的补救备选方法，即成本与预期和环境利益不成比例。⁹³ 例如，在欧洲赔偿责任指令中，

主管机构有权决定不再采取进一步补救措施，条件是除其他外为达到基准状况或类似水平而须采取的补救措施成本与将要得到的环境利益不成比例。⁹⁴从经济的角度看，成本效益分析大体上是一个确定比例不当的有效工具。⁹⁵不过它暗示了具体补救措施所产生的环境利益的定值——因此超出了基于成本的方法的范围。⁹⁶

D. 对不可挽回的破坏进行定值

117. 根据上文第三部分关于对破坏进行恢复的方法中引入的术语，只要初步恢复——在同一地理为止对同一资源的恢复——在技术上不可行或成效有限，即可认为破坏是不可挽回的。在这种情况下，需要采取其他措施以完成补救：补充措施——将资源和/或服务恢复到类似水平，而不是相同的状况，包括酌情考虑在其他保护区——以及补充措施以外的额外措施，以便对所有剩余的暂时损失予以补偿（补偿性补救）。

118. 选择适当数量的补充和补偿性补救引起了各种资源或生物多样性组成部分之间，可能还有各生态系统之间的可比性问题，这与是否选择了经济或非经济定值方法无关。

1. 非经济定值

119. 关于非经济定值，欧洲赔偿责任指令预见了在确定补充和补偿性补救措施时会首选所谓的资源对资源或服务对服务的对应做法。⁹⁷首先考虑的应是那些提供与被破坏自然资源和/或服务同样类型、数量和质量的自然资源和/或服务，而在无法提供同样的自然资源和/或服务时则应提供替代自然资源和/或服务——例如，补救措施在数量上的减少可通过质量上的提升予以抵消。

120. 在美国，《综合环境反应、赔偿和责任法》和《油污法》预见到了对破坏的补救，既包括初步恢复，也包括补偿性恢复——采取后一种做法仍然是为了对自然资源的暂时损失予以补偿。⁹⁸根据《油污法》，受托人在评价补偿性恢复行动时，必须考虑确定能够提供与受损害自然资源所提供的自然资源和服务有着可比较的类型和质量的行动。受托人在确定能够提供与损失的自然资源和/或服务有着相同类型和质量及可比价值的行动时，必须考虑运用资源对资源或服务对服务的这种衡量方法。⁹⁹

121. 在文献中经常提到各种分类和评价体系，有些已在衡量恢复备选办法中得到了应用或将被应用。做法之一即生境对应分析，这是由美国国家海洋和大气局专门制订和适用，以便确定给予公众的应得补偿，从而解决对生态系统的损害以及损失的由生态系统提供给生物组成部分的服务。¹⁰⁰

122. 关于土地使用规划，许多欧洲联盟成员国¹⁰¹已取得了一些事前确定实物补偿措施的经验，欧洲联盟白皮书¹⁰²和环境保护部和环境咨询经济学报告¹⁰³中提到了两种方法，可能对于赔偿责任中的破坏定值会是有益的示范。

123. 在其他管辖范围内存在着与第 102 条脚注所描述的安达卢西亚赔偿表有某种程度可比性的做法。例如在阿根廷，第 860/96 和第 861/96 号法令规定了每月给予土地所有者的补偿数额。这些补偿应保护土地所有者不受建在其土地上的石油开采基础设施的消极影响，国家燃气管理局（国家天然气行业的国家管制机构）的第 584/98 号决议规定了一个计算天然气工业为经营天然气管线而必须支付的报偿的公式。¹⁰⁴

2. 经济定值

124. 第 VIII/25 号决定附件提供了关于现有定值工具、其典型应用、数据要求和潜在挑战或局限性的概览。¹⁰⁵根据《千年生态系统评估》，为了迎合特殊问题的特点，特意开发了若干技术，而其他技术的适用范围非常广泛，但在选择适当工具或成套工具时，可能具有应予以充分考虑的局限性。一般来说，建立在观察行为基础上的工具（所谓的显示性偏好技术）与建立在假设行为基础上的工具（所谓的叙述性偏好技术）相比，人们偏好的是前者。但是，存在价值只能通过叙述性偏好方法¹⁰⁶ 一见下文第 133 段至第 135 段的进一步讨论一加以评估，而在特定生物多样性环境中这些价值被认为是非常重要的。不过在其他情况下，如当侧重点在于间接使用价值的量化，似乎更偏好于适用其他定值工具。

125. 根据国家海洋和大气局的自然资源破坏评估条例，在受托人确定资源对资源或服务或服务衡量均不适用时，他们可以运用定值。根据定值方法，受托人必须明确衡量受损自然资源和/或服务的价值，然后确定必要恢复行动的范围，以便为公众提供具有对应价值的自然资源和/或服务。如果可以对损失的服务进行定值实行，但无法在合理的时间框架和成本范围内对替代自然资源和/或服务定值，受托人可估算损失服务的美元值并选择恢复行动的范围，行动的成本与损失的价值相对应。¹⁰⁷

126. 欧洲赔偿责任指令大体上遵循了这一做法。如果无法使用首选的资源对资源或服务或服务对应做法，则应运用替代定值技术。然后主管机构可规定方法，如货币定值，以确定必要的补充和补偿性补救措施的范围。如果可以对损失的服务进行定值实行，但无法在合理的时间框架和成本范围内对替代自然资源和/或服务定值，那么主管机构可以选择其成本与损失的自然资源和/或服务估算货币价值相对应的补救措施。¹⁰⁸

127. 在加拿大，最高法院 2004 年的决定表明，如适用得当，法院可以接受创新定值技术。¹⁰⁹正在审理的案件涉及由主要的森林许可证持有者 Canfor 引起的一场森林火灾，他们在置环境于不顾在国家规定的敏感地区破坏森林。法院最终驳回了国家针对环境破坏的索赔，理由是过于任意和简单（损失木材的商业价值仅有 20% 的保险费），但是也有较为理性的可用技术，如恰当提出法院需慎重考虑。他们指出，恰当主张的法律权利不应因为新评估方法有过多的技术缺陷而被压制。¹¹⁰

3. 国际环境

128. 关于对无商业价值自然资源的暂时性破坏，联合国赔偿委员会有一些相关结论，涉及就伊拉克入侵和占领科威特事件造成的环境损害进行赔偿。委员会小组在 2005 年 6 月关于所谓 F4 类索赔的报告和建议¹¹¹中审议了各种定值方法的作用。¹¹²索赔者依据的是统计证据和计算以及定值方法，以便估算破坏的程度并量化需要补偿的损失，特别是包括了上文提到的生境对应分析方法。伊拉克认为这些方法不可接受，因为它们都是“新的、未经证明的”，并且“充满不确定性”。伊拉克表示，没有哪一种普遍的国家做法支持使用此类方法，因此不能认为这些方法的使用就体现了文明国家所认可的法律的基本原则。

129. 作为对此论点的回应，小组认为，国际法没有规定具体和专门的衡量方法以使各国能够对国际不法行为所造成的破坏做出判决。整体标准始一直是对不法行为给予有效补救。因此，法院和法庭有权并且必须对破坏做出评价并确定适当的补偿，其依据是指导方针的一般原则，特别是补救必须尽可能消除不法行为的所有后果的原则。小组认识到，尝试对被破坏的自然资源进行货币定值，特别是那些没有在市场上交易的资源，面临许多固有的

困难。具体到生境对应分析，小组认识到这是一种相对新颖的方法，并且在国家和国际一级的应用受到局限。因此，小组认为应当接受根据生境对应分析或类似的资源定值方法提出的索赔，唯一的前提是在各种索赔中小组已对破坏的程度确定无疑并且索赔的量化是适当和合理的。

130. 但是，小组没有考虑到这些潜在的不同是全面拒绝这些方法或认为其应用违反国际法原则的充分理由。小组重申了以前的声明，即从恢复生态功能的角度讲，对被破坏自然资源的补救措施应侧重于初步恢复。因此，只有在有充分证据表明初步恢复没能完全补偿所有确定损失的情况下，才可考虑补偿性恢复措施。只在这样的情况下，生境对应分析才被视为是确定必要补偿性恢复的数量及其可行性的有益工具。

E. 非市场定值技术中精神和文化价值的相关性

131. 如同之前所指出的，经济定值认识到不同个体可能根据不同的动机指定价值，不止是对商业开发的即时利益。有许多原因可以说明为什么人们间接或直接地表示他们愿意拿自己的权利来交换对非市场自然资源的保护，包括保护生态系统服务的特定水平。这些原因恰恰包含了精神和文化动机。重要的是人们愿意进行交易。只要存在这样的情况，总体经济价值特别是存在价值（即与没有实际用途或未来可能用途的存在资产相关的价值）的概念就将包括精神和文化价值。关于文化价值，也会包含在间接利用价值中（例如，与美丽景色和自然遗址相关的审美价值）。¹¹³

132. 只有诸如或有定值或分级等显示性偏好方法才能记录存在价值。这些方法相对而言是有争议的。由美国组织的“蓝带”小组根据有关或有定值应用的辩论对 1989 年 *Exxon Valdez* 漏油事件的损失进行了定值。¹¹⁴ 根据《千年生态系统评估》，这个被称为国家海洋和大气局小组的报告指出，如谨慎使用，或有定值能够提供有用而可靠的资料，并且随后它还提供了被普遍认为是在恰当应用该技术方面具有权威性的指导方针。¹¹⁵

133. 但是，个体或许感觉在通常以显示性偏好技术提出的交易模式中无法表现出精神或文化价值。¹¹⁶ 在这种情况下将考虑应用更加自由自愿和以参与为导向的工具。此类协商进程包括参与评估、重点小组、特尔菲法、共识会议和公民评审团。这些方法的目标是得出让所有相关行为和利益攸关方承认的更加明智并且是得到他们广泛赞同的决定。他们在设法随着集体参与经验的发展而构建界定和重新界定有关利益方所提出关注的进程。随着参与者变得更加强大，即受到更多尊重和更有自信，因此他们或许会更愿意调整、听取、学习和适应，以达成更广泛共识。协商和参与的做法可与经济定值工具¹¹⁷ 或多标准分析联合使用。¹¹⁸

F. 针对国家需求的定值技术调整

134. 缔约方大会在第八届会议第 VIII/25 号决定的导言中表示，认识到认真运用定值方法对能力和时间均有相当多的要求，并且主要的制约因素可能是执行的成本、对各种方法的互补性的了解、以及缺少训练有素的专家，尤其是对于发展中国家、特别是其中的最不发达国家和小岛发展中国家及经济转型国家。

135. 这些能力制约似乎明确了对相对容易并且能快速掌握和应用的定值技术的需求，特别是对决定中提到的国家。它还表明，在进行定值研究时应适当运用成本效益标准，并且

原则上当关于如何对生物多样性破坏进行最佳补救的决定中的预期级次（包括长期）改进与定值成本相当时则应使用定值技术或工具。¹¹⁹

136. 一种相对廉价和快速的方法是利益转移 — 利用在一个保护区或一种情况下（通过任何方法）得到的估算数去估计不同保护区或情况下的价值。在经济文献中利益转移一直备受争议，原因是没有得到恰当的应用。根据《千年生态系统评估》，似乎有一种共识即在特定条件下利益转移能够提供有效和可靠的估算数。¹²⁰与开展初步研究相比，根据利益转移得出估算数所需要的时间和资源相对较少，因此在有些决策中人们愿意在一定程度上牺牲准确性来换取快速易得的数字，前提是达到了最低质量标准。例如，如果在完全可以相比的其他情况下得到关于生物多样性破坏的定值数据，那么利益转移至少可以提供一些暗示，说明与预期的利益相比这些拟议的恢复措施成本是否过高。¹²¹

137. 根据《千年生态系统评估》，在指定情况下选择一种或多种定值工具将会考虑各种情况的特定，包括被认为最为重要的按数据可用性分列的问题范围和价值类型。¹²²环境保护部和环境咨询经济学提供了一份在决定定值工具使用时可供考虑的标准清单，其中可能说明关于定值工具应用的国家需求的确定及其针对国家情况的调整：¹²³

- *破坏的可能量级、受影响环境的关键重要性、影响的重要意义和有待衡量价值类型*：这些标准越重要就越需要综合的分析；
- *可在何种程度上利用相同类型、质量和价值的资源进行恢复*：确定的补偿性恢复的相似度越低、距离越远，则确保恢复在不使用某种定值方法的情况下提供适当水平的补救就愈加不合理；
- *个别工具在所涉问题中的应用*：（一）记录/加权制度是充分的，假设服务对服务的做法和成本效益分析可用于恢复备选办法的选择；（二）选择示范（不一定包括破坏的货币表现），假设公众对于破坏和恢复相对重要的部分的想法被认为是重要的；（三）对生物多样性破坏或恢复利益的经济定值，假设成本效益分析或价值对价值衡量被认为是必要的，以及利益转移，假设可以获得有关类似保护区的数据和资料并进行了初步定值；
- *数据和时间的可利用性以及成本因素*；
- *定值活动的时限*，以避免叙述性偏好技术中的战略答复。

¹ See decision VII/30 and UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3, annex, paragraph 6 (g).

² Decision VII/30.

³ UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3, annex, paragraph 6 (b) (ii).

⁴ *Ibid*, paragraph 6 (b) (i).

⁵ *Ibid*, paragraph 6 (b) (i).

⁶ UNEP/CBD/EG-L&R/1/2/Rev.1 paragraph 19.

⁷ *Idem*.

⁸ United Nations University (UNU) Environmental Impact Assessment Course Module, at: http://eia.unu.edu/course/?page_id=173.

- 9 *Idem.*
- 10 Klaphake, A. (2005) “The Assessment and Restoration of Biodiversity Damages”, *Journal for European Environmental & Planning Law*; Vol. 2(4); Germany, p.275.
- 11 UNU *op.cit.*
- 12 Honorable Congreso de la Nación Argentina, Artículo 27 of the *Ley General del Ambiente* at: <http://www.ambiente.gov.ar/?aplicacion=normativa&IdNorma=85&IdSeccion=0> .
- 13 “Directive 2004/35/CE of the European Parliament and of the Council of 21 April 2004 on environmental liability with regard to the prevention and remedying of environmental damage”, see <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32004L0035:EN:NOT>.
- 14 *Ibid*, Article 2 (1) (a).
- 15 *Ibid*, Article 2 (2).
- 16 *Ibid*, Article 2 (12).
- 17 *Ibid*, Article 2 (1) (a).
- 18 *Ibid*, Annex 1. More specific criteria include: (a) The number of individuals, their density or the area covered; (b) The role of the particular individuals or of the damaged area in relation to the species or to the habitat conservation, the rarity of the species or habitat (assessed at local, regional and higher level including at Community level); (c) The species' capacity for propagation (according to the dynamics specific to that species or to that population), its viability or the habitat's capacity for natural regeneration (according to the dynamics specific to its characteristic species or to their populations); and (d) The species' or habitat's capacity, after damage has occurred, to recover within a short time, without any intervention other than increased protection measures, to a condition which leads, solely by virtue of the dynamics of the species or habitat, to a condition deemed equivalent or superior to the baseline condition.
- 19 The following does not have to be classified as significant damage: (a) Negative variations that are smaller than natural fluctuations regarded as normal for the species or habitat in question; (b) Negative variations due to natural causes or resulting from intervention relating to the normal management of sites, as defined in habitat records or target documents or as carried on previously by owners or operators; and (c) Damage to species or habitats for which it is established that they will recover, within a short time and without intervention, either to the baseline condition or to a condition which leads, solely by virtue of the dynamics of the species or habitat, to a condition deemed equivalent or superior to the baseline condition. *Ibid*.
- 20 For more information see Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA): <http://www.epa.gov/superfund/policy/cercla.htm>.
- 21 For more information see Oil Pollution Act (OPA): <http://www.epa.gov/emergencies/content/lawsregs/opaover.htm>.
- 22 UNU *op.cit.*
- 23 *Idem.*
- 24 UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3, annex, paragraph 6 (c).
- 25 See Slootweg R., Kolhoff A., Verheem R. and Hoft R. (2006) *Biodiversity in EIA and SEA-Background Document to CBD decision VIII/28. Voluntary Guidelines on Biodiversity-Inclusive Impact Assessment*, Commission for Environmental Assessment, The Netherlands, p.35.
- 26 *Ibid*, p.37.
- 27 Slootweg, Kolhoff, Verheem and Hoft (2006), *op cit.*, p.36; see generally MacAlister Elliot and Partners Ltd (MEP) and Economics for the Environment Consultancy Ltd (EFTEC) (2001), “Study of the Valuation and Restoration of Damage to Natural Resources for the Purpose of Environmental Liability”, European Commission Directorate-General Environment–1488-REG/R/03/B, at: http://ec.europa.eu/environment/liability/pdf/biodiversity_main.pdf.
- 28 Lee V.A., Bridgen P.J. and Environment International Ltd Washington (2002), *The Natural Resource Damage Assessment Deskbook: A Legal and Technical Analysis*, Environmental Law Institute, Washington, DC, p.245.
- 29 *Ibid*, p.289.
- 30 UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3, annex, paragraph 6 (d).
- 31 Directive 2004/35/CE, *op cit.*, Article 2 (1) (a).

-
- 32 *Ibid*, Article 2 (12).
- 33 Government of Mexico (2002), “Ley General de Vida Sylvestre”, Article 108:
34 <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/doc/146.doc>.
- 35 Submission from Mexico to the Executive Secretary.
- 36 Submission from the United States of America to the Executive Secretary.
- 37 Government of Argentina “Ley General Del Ambiente”:
<http://www.ambiente.gov.ar/?aplicacion=normativa&IdNorma=85&IdSeccion=0>.
- 38 Government of Argentina “Ley General Del Ambiente”:
<http://www.ambiente.gov.ar/?aplicacion=normativa&IdNorma=85&IdSeccion=0>.
- 39 Government of Mexico (2000), *op cit*.
- 40 MEP and EFTEC (2001), *op cit*.
- 41 *Idem*.
- 42 UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3.
- 43 MEP and EFTEC (2001), *op cit*.
- 44 UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3, Annex, paragraph 8 (a).
- 45 MEP and EFTEC (2001), *op cit*.
- 46 *Idem*.
- 47 *Idem*.
- 48 Directive 2004/35/CE, *op cit*., annex II section 1.3.1.
- 49 *Ibid*, annex II section 1.3.3 (b).
- 50 *Ibid*, Article 7 paragraph 1.
- 51 *Ibid*, Article 7 paragraph 3.
- 52 *Ibid*, annex II, chapeau.
- 53 *Ibid*, annex II section 1 (a) and section 1.1.1.
- 54 *Ibid*, annex II section 1 (b).
- 55 *Ibid*, annex II section 1.1.2.
- 56 *Ibid*, annex II section 1(c).
- 57 *Ibid*, annex II section 1 (d).
- 58 *Ibid*, annex II section 1.2.1.
- 59 Klaphake (2005), *op cit*., p.272.
- 60 *Ibid*, p. 273.
- 61 Directive 2004/35/CE, *op cit*., annex II section 1.2.3.
- 62 Klaphake (2005), *op cit*., p.274.
- 63 Directive 2004/35/CE, *op cit*., annex II section 1.3.1.
- 64 Directive 2004/35/CE, *op cit*., annex II section 1.3.2.
- 65 Lee, Bridgen and Environment International Ltd (2002), *op cit*., p.292.
- 66 *Ibid*, p.292.
- 67 *Ibid*, p.292.
- 68 *Idem*.
- 69 *Ibid*, p.293.
- 70 *Ibid*, p.297.
- 71 *Idem*.
- 72 *Ibid*, p.296.
- 73 These include (i) Market price methodology; (ii) Appraisal methodology; (iii) Factor-income approach;
(iv) Travel-cost method; (v) Hedonic pricing; (vi) Unit value approach; (vii) Contingent valuation
methodology; (viii) Conjoint analysis; and (ix) Benefits transfer. *Ibid*, p.304.
- 74 *Ibid*, p.303.
- 75 *Idem*.
- 76 *Ibid*, p.298.
- 77 *Ibid*, p.300.
- 78 Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2007): *An exploration of tools and methodologies
for valuation of biodiversity and biodiversity resources and functions*. Technical Series no. 28,

Montreal, Canada, 71 p. Publication of the report was made possible through the financial support of the Government of the Netherlands.

79 Referenced in the submissions from the European Commission and the IUCN Environmental Law Centre to the Executive Secretary.

80 See UNEP/CBD/COP/8/27/Add.3, paragraph 19; submission of India to the Executive Secretary.

81 See decision VIII/25 Annex, section D; SCBD (2007), section V C. See for a recent discussion also Marris, E. (2007): "Conservation priorities: What to let go." *Nature* 450, 152-155.

82 Such focus is provided in the definition of biodiversity loss of decision VII/30, paragraph 2.

83 Decision VIII/25 annex. A comprehensive assessment of the values of such ecosystem services has been undertaken by the Millennium Ecosystem Assessment. This assessment was based on a wide understanding of ecosystem services, which includes goods under the concept of "provisioning services". For a recent overview article prepared in the context of the DIVERSITAS EcoServices project, see Perrings et al. (under preparation): *The valuation of ecosystem services*. Mimeo.

84 Submission of India to the Executive Secretary.

85 See examples discussed further below.

86 For a summary as well as for typical examples in a biodiversity context and the valuation tools that could be applied for each type of value see SCBD (2007), *op cit.*, p.12.

87 See UNEP/CBD/COP/8/27/add.3, paragraph 22.

88 *Ibid*, paragraph 19.

89 See Di Marco, G; A. Maggiore (2007): *Environmental Damage Assessment*. Mimeo.

90 SCBD (2007), *op cit.*, p.16; Submission of India to the Executive Secretary. For instance, in an often-quoted case, the New York City water authority avoided spending US \$6-8 billion on water purification plants by investing US\$1.5 billion for protection and restoration of the upstate watershed of the Catskills Mountains. Here, the decision-making problem was simply to minimize the cost of meeting an objective, by comparing the costs resulting from replacement and from restoration options. See Postel, S. L., B. H. Thompson, Jr. (2005): "Watershed Protection: Capturing the Benefits of Nature's Water Supply Services." *Natural Resources Forum* 29/2, p.98.

91 See section III above for an explanation of the concepts of primary, compensatory and complementary measures of redress. Directive 2004/35 annex II, provides, in annex II, paragraph 1.3.1, a list of criteria relating to the costs of the remedial options and to their expected quality (such as, for instance, the likelihood of success, the extent to which the option will prevent future damage, and avoid collateral damage as a result of implementing the option, or the extent to which benefits to each component of the natural resource and/or service, which would support identifying cost-effective measures and choosing lower-cost options. See for a discussion Klaphake, A. (2005): *op cit.*, "Some remarks on environmental damages under Directive 2004/35." p.274.

92 SCBD (2007), *op cit.*, p.16.

93 See MEP and EFTEC (2001), *op cit.*, p.23.

94 See Directive 2004/35/CE, annex II, paragraph 1.3.3 (b). The U.S. legislation for damage assessment does not allow a discussion of cost excessiveness for primary restoration option, as meeting the primary restoration target is a legal obligation – see MEP and EFTEC (2001), *op cit.*, p.34.

95 It was for instance called for in MEP and EFTEC (2001), *op cit.*, p.23 and 35-37.

96 Klaphake (2005), *op. cit.*, at p.274, notes in this regard that "such a cost-benefit test is certainly justified from an economic standpoint and useful to avoid disproportionate burdens to individual causers – note that the European Liability Directive do not provide for a cap on restoration efforts." The submission of India to the Executive Secretary notes that if cost-benefit-analyses is used economic valuation techniques need to be implemented unless there is a good justification for using non-monetary expressions of benefits.

97 See Directive 2004/35/CE, annex II, paragraph 1.2.2.

98 Submission of the United States of America.

99 United States National Oceanic and Atmospheric Administration (1996): *Restoration Planning. Guidance Document for Natural Resource damage Assessment*. Annex I: OPA Regulations, p.A-19-20. See <http://www.darrp.noaa.gov/library/pdf/rpd.pdf>.

100 The method is specifically used in cases of habitat injury when the service of the injured area is

ecologically equivalent to the service that will be provided by the replacement habitat, under the service-to-service approach – it hence includes services that are functionally equivalent, though not the same type and quality. The use of conversion factors can be used for equating dissimilar services, which could be calculated from ratios of functional or structural characteristics. See <http://www.csc.noaa.gov/coastal/economics/habitat-equ.htm> for more information.

101 In Germany, federal impact mitigation regulation requires the restoration or in-kind compensation of the significant negative environmental impacts of planned projects. The model of the Federal State of Hesse is used to assess a compensatory fee for the negative effects of a planned intervention if primary restoration measures cannot be taken or will not fully compensate the loss. It is based on a classification of the territory into various different types of biotopes. These biotope types (approximately 180) are evaluated on the basis of eight different characteristics, which reflect the environmental value of the biotopes, and are each awarded a point value. The amount of compensation payable for injuries to the biotopes covered is finally reached by multiplying the final number of points attributed to a certain biotope with the amount of square meters affected and the average restoration cost per square meter.

A compensation table is used in Andalucía, Spain, to assess damages for injuries to protected animal species. The table specifies monetary figures to be paid in case of an injury to a covered animal species, which reflect the cost of re-introduction of the animals concerned and are based on the average cost of maintaining and preserving the species covered. However, according to MEP and EFTEC (2001), it is unclear, inter alia, under what conditions the model is being applied, whether monetary payments are earmarked for specific purposes, how often the model is used, and whether the model has been tested in court.

102 White Paper, paragraph 4.5.1.

103 MEP and EFTEC (2001), *op cit.*, Annex B.

104 Submission of Argentina to the Executive Secretary. It does not seem to transpire from the legislation on which basis the relevant numbers (monthly payments in case of the regulatory decrees, coefficients in the case of the ENARGAS resolution) were calculated, and whether and to what extent these figures reflect environmental or biodiversity-related damage.

105 The overview is based on an overview provided in the Millennium Ecosystem Assessment (2003). MEP and EFTEC (2001), *op cit.*, Annex I, provides a similar overview.

106 Decision VII/25 Annex, section A.

107 NOAA (1996), *op cit.*, annex I.

108 *Ibid*, Annex I, paragraph 1.2.3.

109 Submission of Canada to the Executive Secretary.

110 *British Columbia v. Canadian Forest Products Ltd.*, [2004] 2 S.C.R. 74.

111 United Nations Compensation Commission Governing Council, *Report and Recommendations made by the Panel of Commissioners Concerning the Fifth Installment of “F4” Claims*, doc. S/AC.26/2005/10 (30 June 2005). “F4” claims are claims for damage to the environment.

112 *Ibid*, sub-section II E 7, paragraphs 72 to 82.

113 See SCBD (2007), *op cit.*, p.16, referring to Millennium Ecosystem Assessment (2003): *Ecosystems and Human Well Being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington D.C., p.133.

114 See case XIII in SCBD (2007) *op cit.*

115 See Arrow K. Solow R. Portney P. Leamer E. Radner R. Shuman H. (1993): *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*. Resources for the Future, Washington D.C. See SCBD (2007), p.19, for a brief summary of the guidance provided by the Panel.

116 For instance, an important limitation in terms of applying these methods to biodiversity and associated ecosystem services is that respondents cannot typically make informed choices if they have a limited understanding of the issue in question. Choosing the right approach for, and the adequate intensity of efforts in, improving the understanding of biological complexity of the sample group is a challenge for stated preference methods.

117 See for details De Groot *et al* (2006): *Valuing Wetlands. Guidance for Valuing the Benefits Derived from Wetland Ecosystem Services*. Ramsar Technical Report Number 3; CBD Technical Series 27.

118 See for details De Groot *et al* (2006): *Valuing Wetlands. Guidance for Valuing the Benefits Derived from Wetland Ecosystem Services*. Ramsar Technical Report Number 3; CBD Technical Series 27.

-
- ¹¹⁹ Decision VIII/25 annex, paragraph 5.
- ¹²⁰ See for further discussion SCBD (2007), pp.20-22, and references therein.
- ¹²¹ For instance, in the context of the introduction of the European Liability Directive, the government of Scotland used benefits transfer to assess the benefits of additional remediation measures that may be required under the Directive. See The Scottish Government (2006): *European Liability Directive – a Consultation*. Annex II, paragraph 86. Available under <http://www.scotland.gov.uk/Publications/2007/01/04155835/21>.
- ¹²² Decision VIII/25 annex, section A.
- ¹²³ MEP and EFTEC (2001), *op cit.*, annex A, pp.29-30.