

# 森林生物多样性监测规范和方法\*

贺金生 刘灿然 马克平

(中国科学院植物研究所, 北京 100093)

**摘要** 生物多样性的监测是生物多样性科学项目 DIVERSITA 的核心内容, 也是生物多样性研究和管理的基础。我国的森林生物多样性监测正处于起步阶段, 但遇到的最大困难就是监测的规范和标准不统一, 这不仅不利于建立全国范围的监测网络, 也对监测数据的共享形成很大障碍。因此, 根据国外的作法, 结合我们自己工作的体会, 写成“森林生物多样性监测规范和方法”。

**关键词** 生物多样性 监测 规范

## 1 背景

生物多样性监测最主要的目的是为管理者服务, 为他们在保护生物多样性、制定土地利用规划、评价环境影响等问题上提供必要的信息。同时, 生物多样性监测也能为相关学科提供大量的资料, 如保护生物学、林学、农学、土壤学、渔业学和环境科学等。

Hellawell (1991) 将生物多样性监测定义为: 为确定与预期标准相一致或相背离的程度而对生物多样性进行的定期监视。换句话说, 生物多样性监测是在时间尺度上对生物多样性的反复编目, 从而确定其变化。

生物多样性监测要解决什么样的问题呢? 根据联合国可持续发展委员会 (Committee of Sustainable Development, CSD) 关于可持续发展指标的压力—状态—响应模式, 生物多样性监测必须回答如下问题 (Stork *et al.*, 1995)。

所监测的目标面临何种压力? 这些压力处于何种程度?

哪些影响生物多样性的因素正在改变或已经改变?

为管理某一监测目标 (物种、种群、生态系统) 的政策是否起作用?

联合国环境署 (United Nations Environmental Programs, UNEP) 在 1995 年出版的《全球生物多样性评价》一书中, 详细罗列了生物多样性监测所应包括的内容 (Samways *et al.*, 1995)。

---

\* 国家自然科学基金“九五”重大项目(39893360)及林业部 GEF 小型科学基金“森林植物生物多样性的动态监测资助项目”。

## 2 监测内容

### 2.1 在不同时间、空间尺度上的监测

监测时间因监测的对象、所需的结果以及所采用的手段不同而不同,长期的监测可能需要很多年,或者几十年。但它无疑能反映出生物多样性是否已经得到了有效保护。

监测的空间尺度包括地方监测、地区监测和全球监测。地方监测由当地的资源及需要而定,如对保护区域、湖泊、湿地、农田、人工林、河口和海岸线内单个生态系统或生境的监测;地区监测包括对一个或多个生态系统、大型河流、海湾和大型海洋生态系统监测;全球监测建立在前二者的基础上,采取广泛布点与定向观测相结合的方法。

### 2.2 在不同层次上的监测

#### 2.2.1 基因监测

内容包括遗传变异与濒危植物、遗传变异与家养动物的繁育、跟踪个体起源的遗传标记。

#### 2.2.2 种群监测

包括种群大小与密度、种群结构、种群平衡(Population equilibrium)、种群分析,影响种群的人口压力变化。

#### 2.2.3 物种监测

包括对关键种、外来种、指示种、重点保护种、受威胁种、对人类有特殊价值的物种、典型的或有代表性的物种的监测。

#### 2.2.4 生态与景观监测

内容包括生态系统过程、景观片断化、生境破坏及其他干扰的影响;种群抵抗人类干扰的变化趋势;对全球气候变化的影响;由于某个关键种(或关键的分类单元)的灭绝而可能导致的生态学变化,森林覆盖与土地利用对生物多样性的影响。

### 2.3 保护区监测

包括以下 4 个方面:保护区管理的有效性;保护区关键特征的状态(所保护的物种、生境、生态系统或景观的状态);保护区面临的威胁;保护区的利用及其社会、经济效益。

### 2.4 保护区以外的监测

主要指对农业、林业和渔业的监测。

## 3 监测进展

由于生物多样性监测的艰巨性,目前全世界所做的努力只集中在下列两个方面,其一是监测生境,其二是追踪濒危物种的变化。

对自然生境的监测主要在保护区内进行。目前全球地表面的 5%被列为保护区(World Resource Institute, 1994; WCMC, 1992)。过去 20 年里,全球保护区的面积和数目增长很快。今后,由于人口增长与土地紧缺的冲突日益加剧,这一增长的速度将会放慢,而且很可能会下降。只有少数的几个国家还可能建立起 100 万  $\text{hm}^2$  以上的保护区。

理想状态下,被保护的区域应包括所有地区的代表。然而,保护区的分布常常是不平衡的,它受社会和当地实际情况影响较大(如土地利用等)。但是,在可能的情况下,保护区的

布局应尽可能考虑生态原则、管理目标和物种生态分区等因素。保护区应尽可能代表一个国家的物种或生态系统，并在面积上具有相当规模以维持其生态系统功能。

尽管现在对生物多样性监测主要集中在保护区内，监测的内容集中在生境和濒危物种，但就目前的情况来说，仍然显得力量不够，以生境监测为例，不仅要了解保护区生物多样性情况，还要了解物种生态分区范围，人类干扰和物种编目的情况。目前只有很少的经过详细调查的区域能够提供综合的物种编目，对于大多数区域和物种来说，这类资料还不具备，并需要很长的时间才能收集到，所以，国际社会正地考虑到指示物种的方法来表示生物多样性。

由于森林在维持全球碳循环及生物多样性方面的重要作用，目前生物多样性的监测主要集中在对各类森林的生物多样性的动态监测。树木具有寿命长、个体大，年龄及个体特征难以一致等特征，这特征也就成了人类了解森林动态的障碍。如树木寿命为人类的几倍，高度超过人身高 20 倍等特征。由于以下原因，对森林生物多样性的监测是必要的：

- 监测有助于地区的生物多样性编目；
- 对树木的生长、死亡、更新等动态特征提供长期数据；
- 对生物多样性的研究和宣传教育提供信息基础，为决策者提供服务；
- 有助于了解生物多样性的生态系统功能、生物多样性的维持机制、退化生态系统的恢复和重建以及协调森林依赖性（Forest-dependent）的人类活动与自然的关系。

Stephen Hubble 和 Robin Foster 等美国生态学家于 80 年代初在南美洲建立了一块森林生物多样性监测样地（Hubbel & Foster, 1983）。但是大面积调查是需要大量劳动力、费用和时间的，其付出的结果却又不能马上获得经济效益，故一直被认为是效率低的工作。迄今为止，大面积调查地的设置在热带雨林有巴拿马、马来西亚、波多黎各等地以 50hm<sup>2</sup> 的规模进行了设置（Hubbel & Foster, 1983; Yamakura *et al.*, 1995; Condit, 1995; Ashton, 1995）。由于这些大面积调查地的设置，开始了热带林的结构组成和物种多样性的实证研究（Kochummen *et al.*, 1990; Manokaran & LaFrankie 1990; Dallmeier *et al.*, 1992; Lee *et al.*, 1995）。此后，在热带地区建立了大量的从 1hm<sup>2</sup> 到 52hm<sup>2</sup> 的固定观测样地。日本专家在东南亚这片世界上第二大热带雨林区也陆续建立了固定监测样地。热带林以外的大面积调查地研究很少。在温带林的大面积调查地，有 1979 年开始设置的美国佐治亚州的长叶松（*Pinus palustris*）林，面积 39.4hm<sup>2</sup>（Platt *et al.*, 1988），美国 Great Smoky Mountain 国家公园 50hm<sup>2</sup>（Dallmeier, 1992），Virgin Island 国家公园 50hm<sup>2</sup>（Dallmeier, 1992）。在日本，已有报道超过 1hm<sup>2</sup> 的有长崎县 4 hm<sup>2</sup>，奈良县 13hm<sup>2</sup>，寒温带林有京都 16hm<sup>2</sup> 和 7.97hm<sup>2</sup>，长野县 6.25 hm<sup>2</sup>，茨城县 6 hm<sup>2</sup>，岩手县 8.91 hm<sup>2</sup>。在我国的台湾省垦丁国家公园建立有 3hm<sup>2</sup> 固定样地，中科院鼎湖山森林生态系统定位研究站、中科院神农架生物多样性定位研究站、中科院北京森林生态系统定位研究站、中科院长白山森林生态系统定位研究站等都设置了大小不等的固定样地。建立生物多样性固定样地以监测生物多样性的动态变化已成为生物多样性研究领域的重点课题之一。

《生物多样性公约》第七条要求各缔约国承担本国生物多样性编目和监测，并定期向缔约国大会提交生物多样性现状报告。最近，由国际生物学联盟（IUBS）、联合国教科文组织（UNESCO）和国际地圈—生物圈计划（IGBP）等国际组织共同参与的国际生物多样性科学项目 DIVERSITAS 也确定了“生物多样性的监测”作为生物多样性研究的 5 个核心项目之一（Core Program Elements）（DIVERSITAS, 1996）。生物多样性的监测也是“中国生物多样性行动计划”和《中国二十一世纪议程》的重要内容。

我国的生物多样性监测正处于刚起步的状态。对森林生物多样性监测虽然还有很多重要的工作要做，但过去几十年的动植物物种编目已为今天的监测打下了一定的基础。和农业生态系统及海洋生态系统物种编目和监测相比，森林生态系统的基础最好。因此我们应当从森林生物多样性监测工作着手，带动全国生物多样性监测工作。

我国森林生物多样性监测首先遇到的就是监测的规范和标准不统一，这不仅不利于建立全国范围的监测网络，也对监测数据的共享形成很大障碍。因此，我们在中科院生物多样性委员会的支持下，对国内外的监测方法进行了比较和研究，结合我们自己工作的体会，写成“森林生物多样性监测规范和方法”的初稿。

### 3 监测样地设置的规范和方法

#### 3.1 地点选择的标准

对监测样地地点的选择，首先要考虑监测的目的。一般分两种情况：(1) 对自然生态系统进行监测；(2) 对特殊目的进行监测，如择伐对生物多样性的影响，不同恢复措施的效果等。本文的样地选择标准针对第一种情况。地点选择时要考虑：

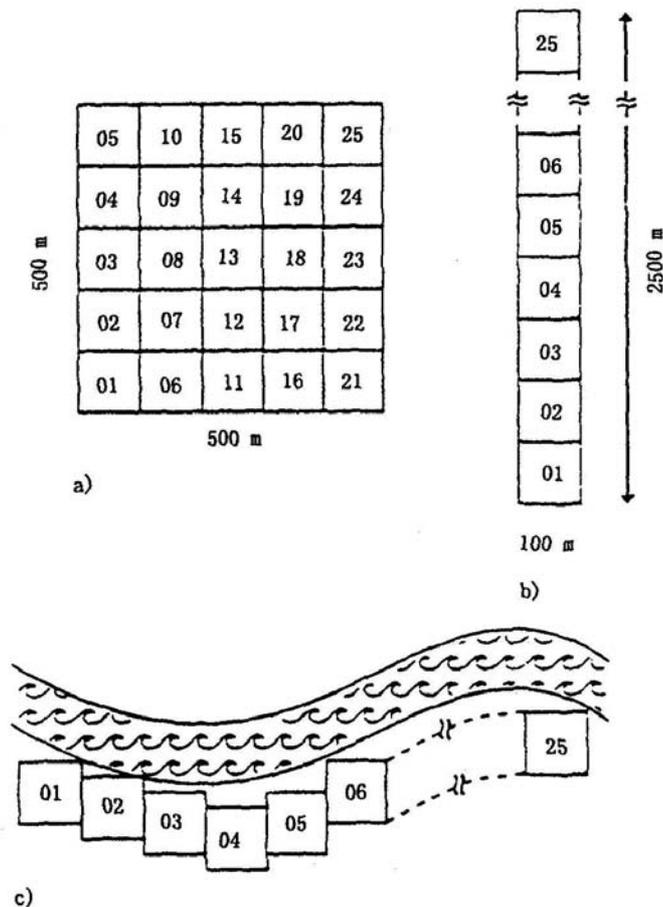


图1 监测样地的设置

- 是否为原生林，或者是人为影响少的原生状态。

优先考虑监测人为影响小的自然生态系统类型；

- 是否有足够的面积，使其包含林窗、倒木和枯立木等自然干扰因素；

- 靠近林道，调查地尽可能易于通行，以便减少路途上的时间。由于设置、调查和观察需要较多的劳动力和时间；

- 位于宽阔的山腰地带，能够进行同一山腰不同地点、同海拔不同微环境如坡度、坡向等的比较；

- 要为将来扩大监测范围留有余地。

### 3.2 设置的方法和规范

#### 3.2.1 样地形状

按群落学原理，样地形状对监测影响不大，之所以考虑形状，主要是为调查及一些计算方便。根据所掌握的资料，样地形状有：

- 正方形（图 1a）；
- 长方形（图 1b）；
- 样地根据地形设置，小样方形状规则（图 1c；图 2）。

#### 3.2.2 样地大小

目前国际上生物多样性监测样地大小变化很大，在热带地区有 1~52hm<sup>2</sup> 的样地。SI / MAB 推荐样地面积为 50hm<sup>2</sup>，但这主要是指热带地区。这些面积都是投影面积（即水平面面积）。根据我国的实际情况，建议监测样地面积 4hm<sup>2</sup>。在这 4hm<sup>2</sup> 中，每木检尺 1hm<sup>2</sup>，其他 3hm<sup>2</sup> 预留给其他方面监测之用，如生物地球化学循环，昆虫等其他学科。4hm<sup>2</sup> 样地分成 4 个 1hm<sup>2</sup> 小样地。1hm<sup>2</sup> 小样地分成 25 个 400m<sup>2</sup> 的小样地，1 个 400m<sup>2</sup> 小样地分成 16 个 25m<sup>2</sup> 的小样地（如图 3、4）。由此建立样地的网格（网络）系统。

建议样方号编排法：样方用 4 位数表示。用 4 位数的前 2 位表示从西向东的位置，用后 2 位表示从南到北的位置。除样方号外，纵向和横向的格子线也要作上记号，格子叉点也同样标号。这是因为区划测量时设置的不是样方而是格子点。

#### 1.2.3 采用网络法的理由

调查采用网络法区划分割，以 5m 的区划单位进行分割。采用网络法调查的理由在于容易进行单位面积的比较，也易于阐明地形、土壤、林相等不同要素之间的关系。而且，作为网络可以在平面上进行数据模型化，从而有效地解析森林动态，能够进行森林动态的模拟（Sato & Iwasa, 1993）。基于以上两点，长期固定样地的设置和测量越早对研究越有意义，因为即使树木位置未确定也能比较单位面积的树种组成。因此，采用网络法首先在每个样方进行了胸径测定和个体识别。树木位置的调查需要大量的时间，所需劳动力和时间都不可预测，所

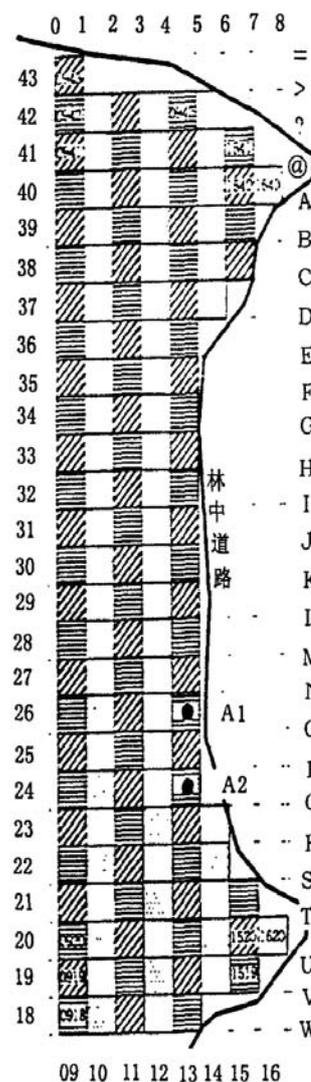
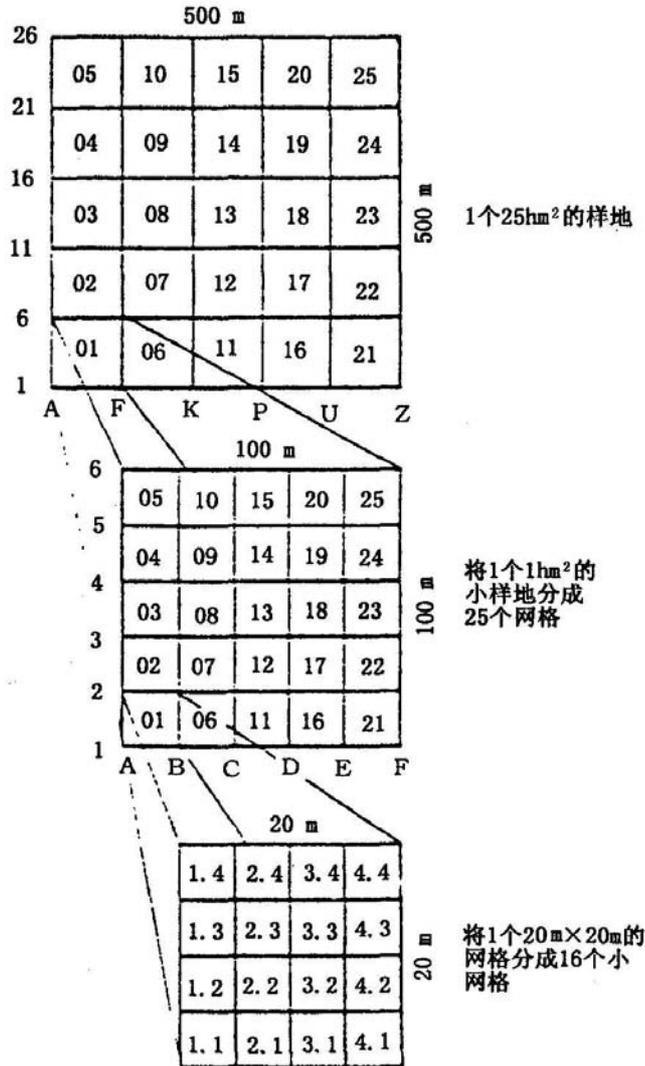


图2 监测样地依地形设置的格局

图3 监测样地的结构 (25hm<sup>2</sup>)

以可在胸径测定后再调查。

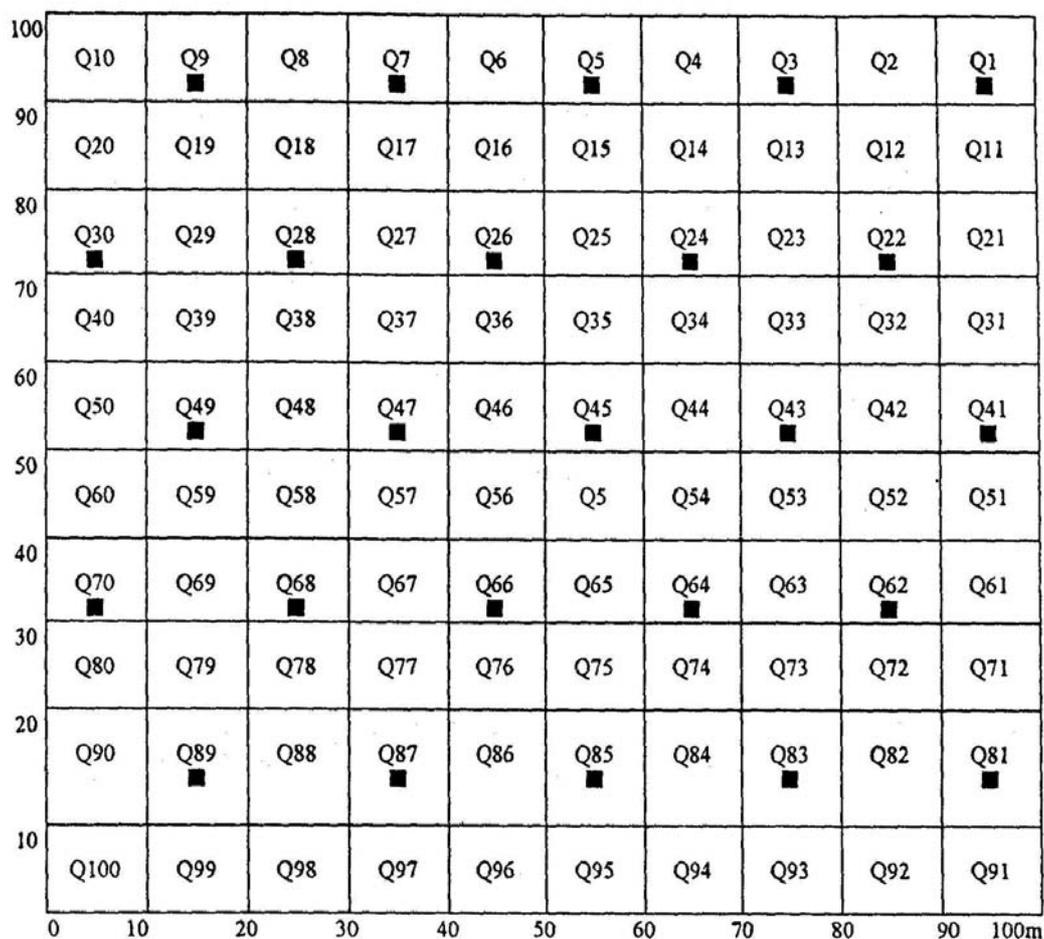
采用网络法时，区划单位的长度可分为 25、20、10 及 5m。这个单位长度由目的树高和与测量效率有关的因素决定。测定效率则取决于微地形的复杂程度和通视 ( $H=1\sim 1.5m$ ) 高度内下层植被繁茂程度。如果能通视，则区划单位越大效率越高。可是如果微地形太复杂，用大的区划单位就需要很多辅助点的测量，所以测量效率会因测点数的增加而降低。只是，增加格子桩数会同时增加其费用。区划单位的长度事先根据植被、微地形来确定，而样方号、区划线标记不发生混乱也能提高效率。

### 3.3 边界及地形图

#### 3.3.1 边界

根据已有的监测样地，边界的桩有：

- 用再生塑料制作的塑料柱：这种材料会因结冰使地面以上部分的桩破损而不适合在寒冷地区使用；
- 用铝制作的铝柱；
- 用不锈钢制作的不锈钢柱。

图4 监测样地的结构 (1hm<sup>2</sup>)

因为桩是位置关系的基准，所以应选择长时间仍能辨认的材料。可是，在积雪时露出地表的桩会由于积雪的作用发生破损、移动，所以地上部分不宜太长。桩地上部留 30cm（周围边界），网格中间桩地上部小于 10cm。在靠近格子点标记的树木上挂上了标识带。在热带为了容易发现，把 2m 的杆子立在格子点上（Manokaran *et al.*, 1990）。另外，桩的选择除了要考虑随积雪移动外，还必须考虑植被、落叶的覆盖和动物的破坏等因素。经常发生火灾的地方，塑料柱就不合适，在美国大烟山地区发现啮齿动物对塑料柱有破坏作用。

关键地方的桩可以漆上颜色，如红色，易于发现。

### 3.3.2 地形图

大部分监测样地的边界设定和地形图是同时进行的。首先设置一个基准点，这一点要在全国地理坐标系中表示出来。然后根据经纬仪或罗盘仪进行边界的设置。边界设置的同时，绘出地形图，如图 5。但 SI / MAB 监测样地设置方法只根据等高仪进行边界和网格的定位，没有绘出地形图。根据我国情况，建议绘出地形图。

测量程序：设置调查地的测量从决定图根点的基准测量和由图根点决定网络格子点的区划测量开始。首先用经纬仪把在平面直角坐标系中已知的两个对空标识点在林道上加以确定，然后从图根点开始，依次对 50m 网络的格子点做闭合测量。

调查区内所有研究的位置数据的精度，与调查区设计精度密切相关。因此，对基线测量

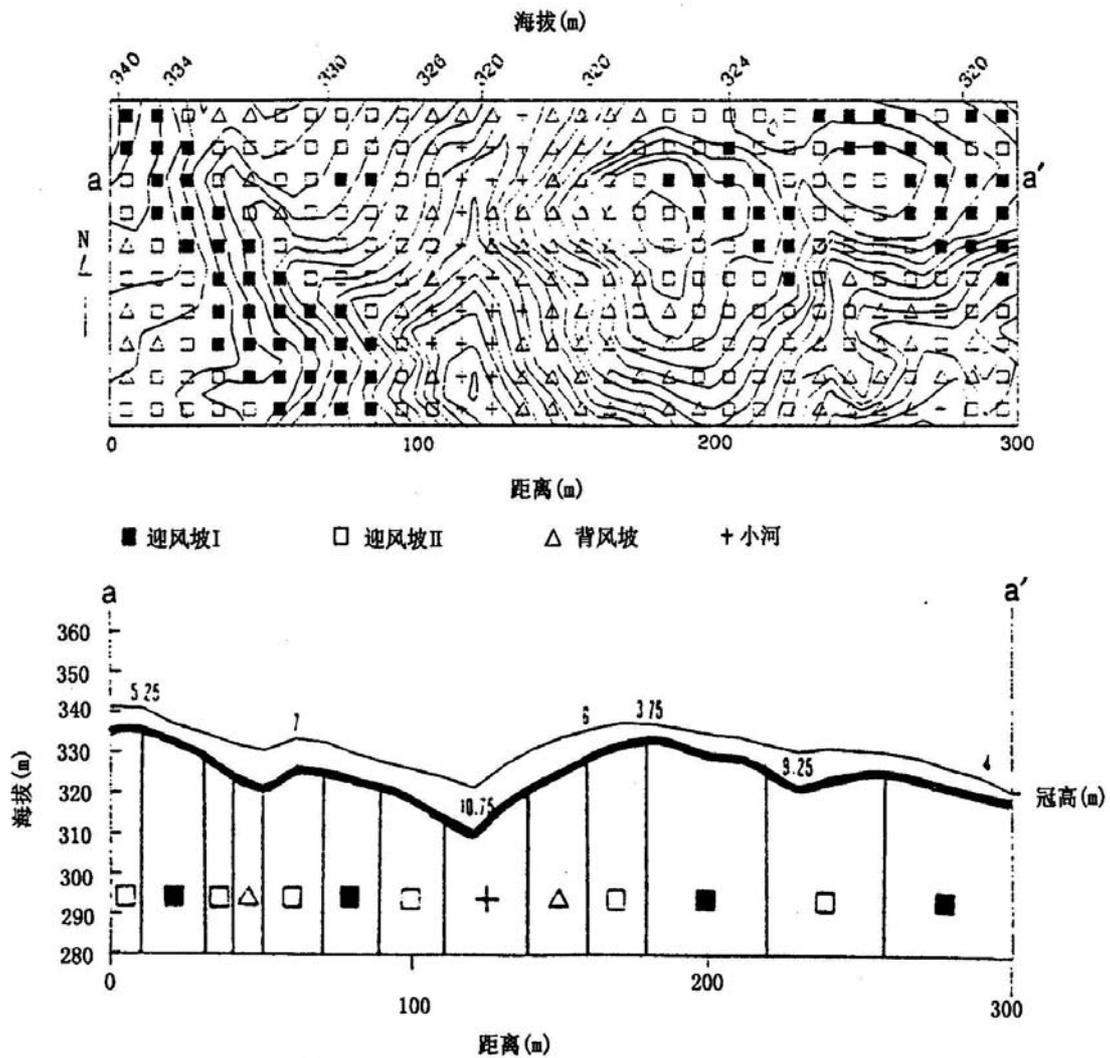


图5 样地边界设定与地形图绘制

和由图根点的格子点的测量一定要慎重。因为样方是以图根点为基准设置的，它们将决定以后的计算分析精度，所以进行了复测。建立网络时的误差，在每个网络用闭合测量法进行修正。在延长格子线的时候，如果没有经过闭合修正，则误差会不断增大。用网络法在基准点为复数时用闭合测量来修正误差也是方便的。

其他的测量方法：作为非网络设定方法，有人在马来西亚采用从基准的 1 个点不断延伸格子线的轴伸长方式 (Manoklaran *et al.*, 1990; Dallmeier *et al.*, 1992)。其优点是仅由坡度进行倾斜距离的换算即可决定格子点。缺点是有时会由于下层植被和岩石等障碍物而不能进行测量，另外就是随着格子的延伸网络误差有增大的趋势。因此，用这种方法测定所有的格子网络是不现实的。另外，有人每隔 20m 平行设置一条 500m 的直线，设置了这样 52 个  $1\text{hm}^2$  的长条，调查地总面积为  $52\text{hm}^2$ 。

区划分割除网络法外，还有任意多边形法。这种方法是任意地进行闭合测量，其优点是能把测点任意设在陡坡处或下层植被没有挡住视线的地方，能够缩短测量时间。不需要象网络法那样边计算边测量点的位置，即使不太熟练也能进行。因为能在每个任意多边形内计算修正。作大面积调查地时能在每个微地形或林分设置一个多边形，在这点上认为测量效率

是高的。依据测量人员对地形等立地条件和林相的判断来划分任意多边形时，在每种地形、林相间进行树种组成的比较要比网络法更明了。而且能像网络法一样在树木位置测定之前进行个体测定，还能换算成单位面积进行比较。

在未确定正确的格子点、网络位置的情况下进行面积比较的方法也是经常被考虑的。在网络的误差比较大时，可以取与网络近似的任意多边形，把面积修正以后再进行比较。在先测定树木位置时可以把树木位置图假想成网络来进行比较。

大家知道，测量和误差的修正都是用经纬仪或罗盘仪进行的，而误差的修正还可以考虑在大林窗内使用卫星测地系统（GPS）。但是，在林内 GPS 的误差为 6~93m，所以在现有精度下对调查地的设置和树木位置的测量还不适用。

### 3.4 定位和个体识别

阐明生活在同一空间的生物群体动态的必要条件，是要对正在分享同一空间的共同资源的全体成员（或一定生长阶段上）进行个体识别，而且还要进行跨时代的连续调查。个体识别可以使信息的质量得到飞跃性提高。因此，准确的个体识别对长期连续调查是非常必要的。国内外个体识别法（图 6）有：

- 每个个体挂上识别牌；
- 靠位置图识别。

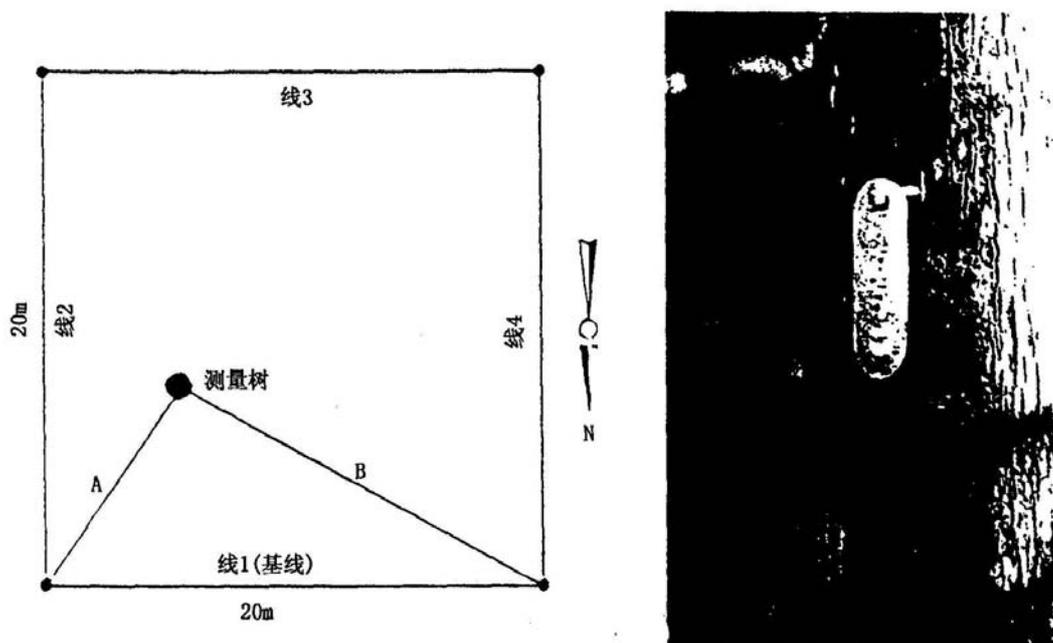


图6 个体定位与标记

位置图识别法虽不会给树体带来影响，但却必须谨慎确认。而且长期以后会有倒伏和表面移动现象发生。根据以往我们的经验，推荐采用个体号码牌加以识别。

这方面是定位研究最困难的部分，因此详细描述野外的作法。

#### 3.4.1 个体识别用牌

个体识别号码牌，用铜线拴在钉在树干上的钉子上。牌子是不锈钢的。在外面订好货 20mm

×50mm×0.3mm, 刻上号码, 在一侧的中央打孔, 用铜线将其固定在树干的钉子上。

在热带地区也有用铝制的牌子的。但其耐腐蚀性如何还不清楚。塑料标识牌会因低温而破损, 有时还会遭到啮齿类动物的破坏。为了使相邻样方的识别更容易, 可用 4 种油漆 (无色: A, 红色: B, 白色: C, 黄色: D) 颜色加以区分。不锈钢牌的着色既要能识别数字, 又得保持油漆识别色, 可将其浸泡在稀释为 60% 的油漆中着色。

使用的是包着乙烯树脂的铜线 (0.8mm)。铁线容易生锈, 耐久性差, 不锈钢线太硬难以操作。用 20cm 长的铜线, 把牌子和钉子分而拴之, 牌、钉之间留出的铜线长在 5cm 之内。之所以用铜线把牌子挂在钉子上, 是为了换钉子时容易拔出钉子, 还便于更换牌子, 也为了避免由于树木急剧生长而把牌子卷入树体。另外, 牌子如果直接触到树皮, 一些树种的树脂流出会给号码带来困难。牌、钉之间距离的确定, 既要避免因风吹而使洞孔破损, 又要在下次测定时容易确认号码。

在马来西亚和中南美地区的有些调查地使用了市场上购买的铝牌 (19cm×35cm×1.2cm, 67mm×25mm×1mm; 全是 National Band & Tag Co. 制, Kentucky, USA), 在一端开了直径为 5~6mm 的小孔, 直接将其钉在树干上 (Manokaran *et al.*, 1990; Dallmeier *et al.*, 1992)。

### 3.4.2 个体识别用钉

钉子也是不锈钢制的 (长 75mm)。不锈钢钉比铁钉对树体的影响小, 耐久性也强。在地锦槭、黄槿、紫杉等树种上用铁钉容易造成树体坏死。有人在 1958 年设置的固定样地上使用了铁钉, 20 年后换钉子时出现了因生锈拔不出来或者是在拔的过程中断在里面的现象。即使用不锈钢钉对树干也有影响, 有些树种会从伤口处流出树液 (白桦), 也有的会隆起结疤 (玉铃花), 钉子的部位与测胸径位置有一定的距离。树木的径向生长会把钉子包入树体中, 钉子钉入树体一半即可, 预定更换钉子时间为 20 年。钉钉子时, 把钉头稍向下倾斜, 这是考虑到既防止了雨水流入树体, 又可使铜线稳定在钉头一侧, 以免铜线被卷入树皮里。另外, 为了避免钉子被积雪压弯, 给采伐时拔钉子带来困难, 尝试了把号码牌钉在树干基部的办法, 但测量时号码确认工作的效率降低了。如果树木不进行采伐利用或树干解析, 就没有必要更换钉子, 包在树干里也无妨。

### 3.4.3 边界的绳索

为在直径测量时明确识别样方边界, 在边界上拉上尼龙绳。绳子易被动物 (狐、鼠类) 咬断。同时考虑随季节变化产生伸缩的问题。

### 3.4.4 胸径位置的标记

在面向山的一侧, 用红油漆标记上胸径的测量位置。根据经验, 由于径向生长和树皮的脱落, 混交林带的组成树种油漆保存年限为 15 年。至于油漆颜色, 桦木类等白色树皮用红色油漆。用雾状油漆只能保持 2 年。在积雪地区由于积雪的作用会使胸高位置的油漆剥落, 用丁钠橡胶等油性尼龙芯笔效果比较好。

## 4 监测样地调查项目的规范和方法

### 4.1 乔木层

#### 4.1.1 调查范围

固定监测样地的调查, 乔木层树种定位挂牌的范围有一定的变化, 有以 DBH>10cm 作

为标准的,也有用  $DBH > 1\text{cm}$  为标准的。建议用  $DBH \geq 4\text{cm}$  作为统一的标准。

对乔木树种的幼苗 ( $DBH < 2\text{cm}$ )、幼树 ( $2\text{cm} \leq DBH < 5\text{cm}$ ) 同时进行检尺,但不挂牌和定位,只标出所在小样方位置。

#### 4.1.2 调查项目

首先调查定位坐标和胸径及树木位置图的制作。

在经费和人力允许情况下,除位置图制作外需要追加的调查项目有:包括树冠投影图、林窗分布图、林层断面图的制作与树高的测量。

#### 4.1.3 异常胸径位置的确定

由于树木生长有时很不规则,因此在调查时一些特殊情况应按图所示进行测量(图7)。同时有一些树木由于种种原因发生了损伤或倒伏,因此对这些树木状态进行了分类(图8),同时表示在调查表中。

### 4.2 灌木层

在一些热带地区及一些温带地区,灌木层没有进行监测。考虑到我国大部分处于亚热带和温带,灌木层种类较丰富,因此灌木层监测只进行种类的编目和优势种的盖度估测。灌木层和草本层监测样方设在监测样地中,如图9。

### 4.3 草本层

草本层和灌木层一样,只在监测小样方中进行种类编目和盖度的估测。

### 4.4 层间植物

木质藤本按乔木层的监测方法进行。

### 4.5 费用

日本  $36.25\text{hm}^2$  永久样地全部作业用了 432 人日。测量作业用了 91 人日,每木调查用 121 人日,3 人一组一天可进行 3~5 个样方的每木调查。使用的物品费用,除去测量器具、木锤、笔、围尺等工具费,仅消耗品的费用为 1450 美元。其中主要是格子点的桩 ( $1700 \times 36$  根),不锈钢钉 ( $1700 \times 145$  箱),个体识别牌 ( $15 \times 25\ 000$  枚)。

在巴拿马设置  $50\text{hm}^2$  的调查地,包括树木定位图的完成,12 个人用了 2 年时间,花费了 \$150 000 (Condit, 1995)。马来西亚的  $50\text{hm}^2$  调查地,直径和位置的测定用了 6 000 人(日 (Manokaran *et al.*, 1990)。这是因为个体数量多,又制作了树木位置图,需要的劳动力就大。另外,影响天数的主要原因还有林内走路难易、地形和草木层的密度,还有调查人员的经验和能力。

### 4.6 作业过程

(1) 测量:测量有基准测量和小样方测量。

(2) 打桩:修正误差后的格子点上打上桩 ( $90\text{mm} \times 90\text{mm} \times 80\text{mm}$  高)。把样方号标在与各样方相对应的桩的 4 个面上。同时作上格子线的标记号。

(3) 拉绳:为了明确样方界线,用绳子划分相邻样方间的边界。用罗盘仪和测绳测定区划中点,中间桩可用塑料制中空的红色桩 ( $50\text{mm} \times 50\text{mm} \times 350\text{mm}$  高)。

(4) 钉钉子和胸高标记:2 人一组,1 人拿钉子和锤子,在对象木直径测定位置以上 10cm 处钉上用来拴个体号码牌的钉子。之所以把钉子的位置固定、统一,是为了操作方便、容易看到,以及直径测定位置的油漆脱落后也易于推算。另 1 个人手拿油漆、笔和 1 根 1.3m 长

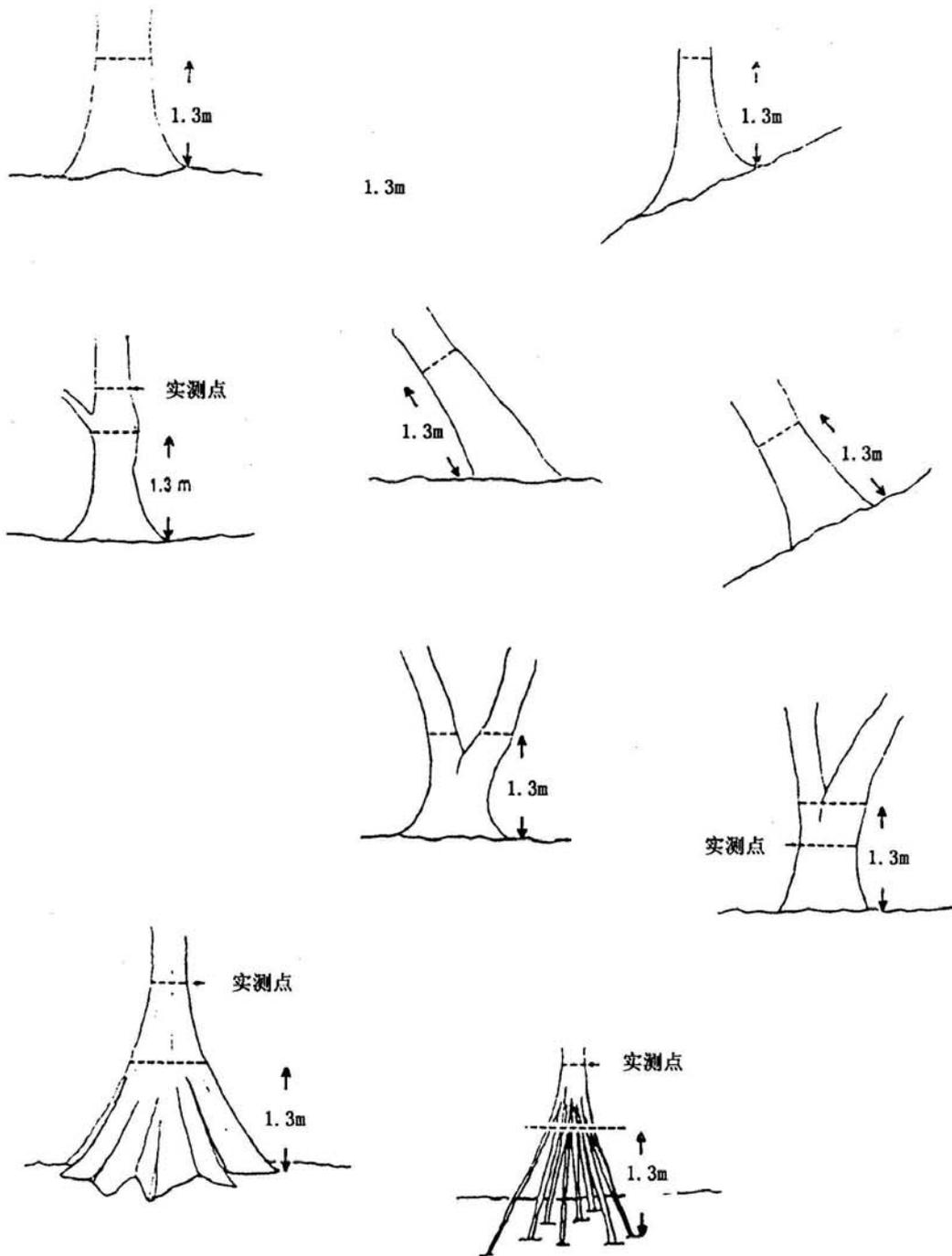


图7 异常胸径位置的确定

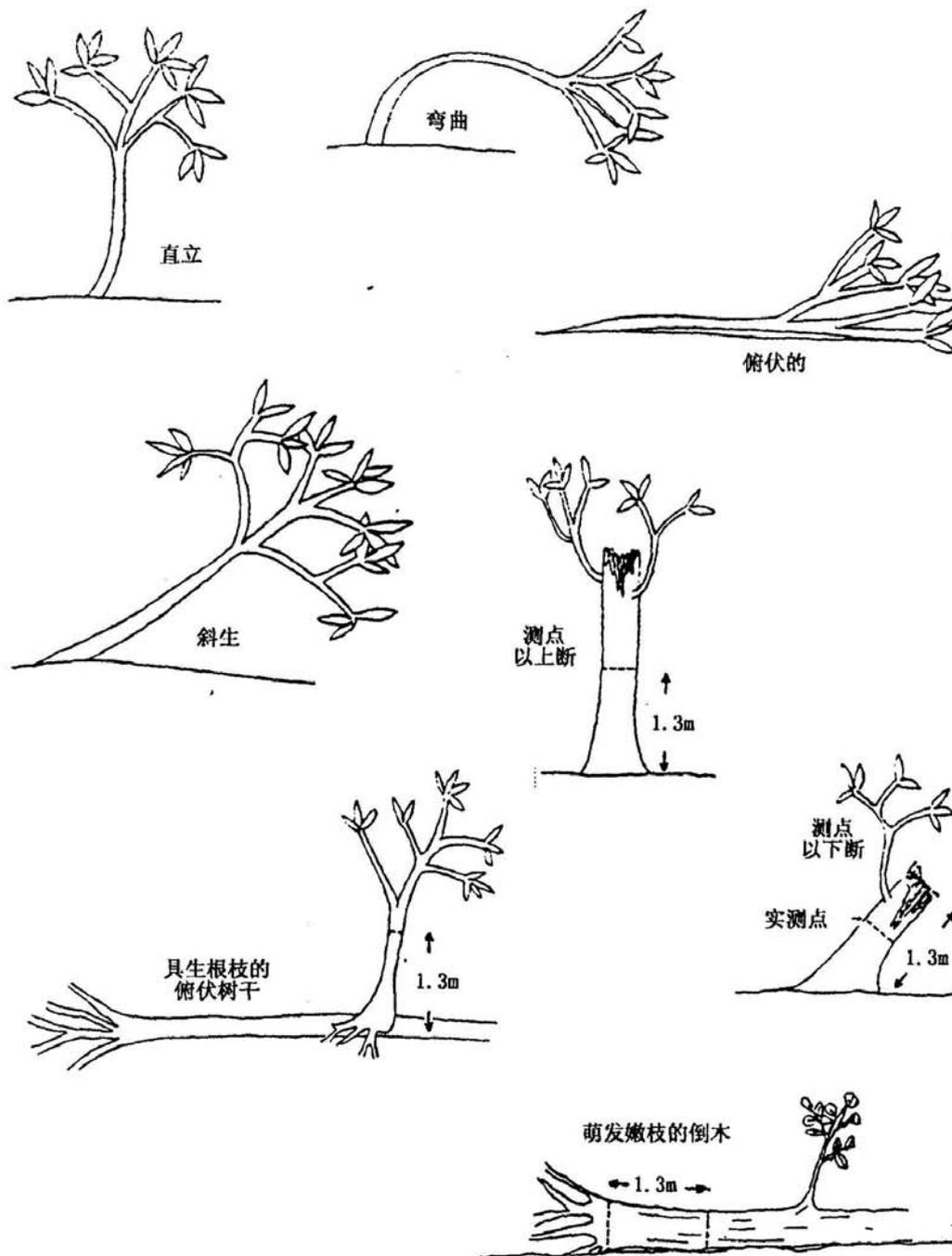


图8 树干的不同类型

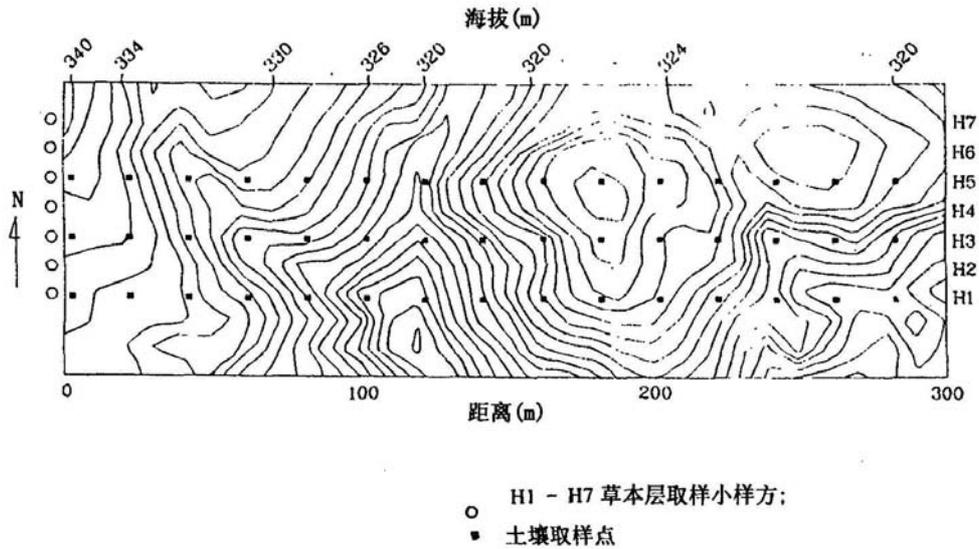


图9 灌木或草本样方及土壤取样点的设置

的棍子，在地上 1.3m 的直径测量位置刷上红油漆。直径测量位置根据被测树的干形要作移动，把测量位置的移动记在野外记录表上。倾斜木在 45°（以内都是沿着树干 1.3m 处，倒木则是树干直立时地上 1.3m 处，胸高位置若有树枝或结疤，则要定在影响小的 1.3m 以上处，根蘖繁殖和长在根上的树在根基向上 1.3m 处作标记。油漆标记刷在面向山的一侧，宽度 2cm，长度不超过 20cm。油漆不干不能测胸径，所以测定前留出了干燥时间。为了预先知道样方内的测定株数，把钉子 50 个一束，根据钉子的剩余数来确定牌子数量。

(5) 个体识别牌的制作：100 枚为一组冠以不同的字母并着以不同的颜色。钉完钉子后，每个样方准备出比钉子数多 20 枚左右的牌子。这多余出的牌子用于补充钉钉子的遗漏。

(6) 拴号码牌和胸径测定：每木调查 3 人一组进行，记录、胸径测量和挂牌子各 1 人。

a) 记录者：记载项目有测定年月日、个体号、树种、胸径、干形、长势等。在大径级木和倾斜木的胸径测定时，注意了围尺与树干垂直。

b) 胸径测定者：测定对象为胸径在 5cm 以上的树木。用围尺测对象木的胸围，换算成直径读数精确到 0.1cm。测定时把围尺紧紧围住树干 2、3 次，围尺不能太松。若有藤蔓缠绕树干不能砍断，撬开缝隙，把围尺穿过后进行测定。如果藤蔓缠绕的太紧，或者是在测量线上有苔藓，就照原样测量反映在野外记录表上。枯损同样进行测定，记录下是否有树皮以及枯死年份。这可以作为推算两次测定之间枯损率的参考。为便于操作，围尺用布制作，在一端系上细绳后使用。围尺的缺点是刻度浅、容易拉长，事先需要进行检查。直径 5cm 是用围尺能进行小误差测定的最小粗度。

c) 挂牌者：手拿用于个体识别的不锈钢牌，依号码顺序将其悬挂在树干的钉子上。

另外，调查路线的略图由记录者描绘。路线略图除能提高下次测定的效率外，也是为尽早发现调查木，减少对林地的破坏而制作的。当然线路由调查者自己决定。

第二次以后的胸径测量，可以由记录者、胸径测定者、刷胸高部位油漆和给进级木挂牌 3 人一组进行。第二次以后刷油漆是在胸径测量后马上进行，这样就会不发生只凭油漆而漏测的事情发生。对进级木的测定要记上调查线路中相邻的树木号，在随后测量的野外记录上，把进级木号码按线路顺序插入进去。

所有的作业均应注意在林内行走尽可能减少对林地的破坏。为了不影响更新，不应践踏倒木，尽可能利用动物的路线走路。毫无疑问，维持原始林的本来面目是最重要的。

#### 4.7 复查的方法

时间应选在生长季。树木位置图的制作可选在落叶树木落叶后林下光线好的情况下进行。

复查时间的选择首先决定于经费和人力。一般每5年进行一次。做大面积调查，要预料到可能会在种的确定与测定值的记录上出现错误。在下次调查时要加以核查。

#### 附：生物多样性监测的调查表格

样地基本信息表

样方号	海拔	坡度	坡向	土壤厚度	人为影响	附注

乔木层调查表

样方号	ID	树种中文名	拉丁名代码	A-X	A-Y	DBH	状态	高度	附注

样方号，整个样地统一编号；

ID，标识牌上号码；

拉丁文代码，7个字母，前3位为属名代码，后3位为种名，第7位，为亚种的第一位字母；

A-X，A-Y为坐标；

状态，为正常或异常的分类号；

高度，是否记录依调查者而定

幼树幼苗调查表

样方号	树种中文名	拉丁名代码	DBH	高度	长势	附注

灌木层和草本层调查表

样方号	中文名	拉丁名代码	高度	盖度	多度	附注

#### 参考文献

谢长富，陈尊贤，孙义方，谢宗欣等. 1992. 垦丁国家公园亚热带雨林永久样区之调查. 保育研究报告第85号. 台北，台湾大学植物系

Ashton, P. 1995. What can be learned from a 50hm<sup>2</sup> plot which cannot be learned any other way? In: Lee, H. S., P.

S. Ashton & K. Ogino(eds. ). Long Term Ecological Research of Tropical Rain Forest in Sarawak Etime

- University (special report). 207~220
- Condit, R. 1995. Research in large, long-term tropical forest plots. *Tree*, 10: 18~22
- Condit, R., S. P. Hubbell & R. B. Foster. 1992. Recruitment near nonspecific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a neotropical forest. *American Naturalist*, 140: 261~286
- Dallmeier, F., C. M. Taylor, J. C. Mayne, M. Kabel & R. Rice. 1992. Case study of SI/MAB biological diversity plot research methodology; effects of hurricane Hugo on the Bisley biodiversity plot, Luquillo Biosphere Preserve, Puerto Rico. In: Long-term Monitoring of Biological Diversity in Tropical Forest Areas: Methods for Establishment and Inventory of Permanent Plots. In: Dallmeier, F. (ed. ). MAB Digest 11. UNESCO, Paris. 47~72
- Dallmeier, F. 1992. Long-term monitoring of biological diversity in tropical forest areas. MAB Digest. 11
- Franklin, J. F., C. S. Bledsoe & J. T. Callahan. 1990. Contributions of the long-term ecological research program. *BioScience*, 40: 509~532
- Hubbell, S. P. & R. B. Foster. 1983. Diversity of canopy trees in a neotropical forest and implications for conservation. In: Sutton SL, T. C. Whitmore & A. C. Chadwick (eds. ). *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 25~41
- Hubbell, S. P. & R. B. Foster. 1986. Biology, chance, and history and the structure of tropical rain forest tree communities. In: Diamond, J. & T. J. Case (eds. ). *Community Ecology*. New York: Harper & Row Publishers, 314~329
- Kochummen, K. M., LaFrankie Jr JV & N. Manokaran. 1990. Floristic composition of Pasoh forest reserve, a lowland rain forest in peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 3: 1~3
- Lee, H. S., P. S. Ashton & K. Ogino. 1995. Long Term Ecological Research of Tropical Rain Forest in Sarawak. Report of a New Program for Promotion of Basic Sciences Studies of Global Environmental Change with Special Reference to Asia and Pacific Regions, 2. Ehime University
- Manokaran, N. & Jr. J. V. LaFrankie. 1990. Stand structure of Pasoh forest reserve, a lowland rain forest in peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 3: 14~24
- Manokaran, N. & Jr. LaFrankie, K. M. Kochummen, E. S. Quan, J. E. Klahn, P. S. Achton. 1990. Methodology for the fifty hectare research plot at Pasoh forest reserve. *Research Pamphlet Forest Research Institute Malaysia*, 104: 1~69
- Masaki, T., W. Suzuki, K. Niiyama, S. Iida, H. Tanaka & T. Nakashizuka. 1992. Community structure of a species-rich temperate forest, Pgawa Forest Reserve, central Japan. *Vegetatio*, 98: 97~111
- Nakashizuka, T., T. Katsuki & H. Tanaka. 1995. Forest canopy structure analyzed by using aerial photographs. *Ecological Research*, 10: 13~18
- Platt, W. J., G. W. Evans & S. L. Rathbun. 1998. The population dynamics of a long-lived conifer. *American Naturalist*, 131: 491~525
- Sakai, A. & M. Ohsawa. 1994. Topographical pattern of the forest vegetation on a river basin a warm-temperate hilly region, central Japan. *Ecological Research*, 9: 269~280
- Samways, M. J., N. E. Stork, J. Cracraft H A C, Eeley M Foster. 1995. Scales, planning and approaches to inventorying and monitoring. In: UNEP (ed. ). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, 475~508
- Sato K. & Y. Iwasa. 1993. Modeling of wave regeneration in subalpine *Abies* forests: population dynamics with spatial structure. *Ecology*, 74: 1538~1550
- Stork, N. E., M. J. Samways, D. A. Bryant. 1995. Why inventory and monitor biodiversity? In: UNEP (ed. ). *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, 461~473

- Tanouchi, H. & S. Yamamoto. 1995. Structure and regeneration of canopy species in an old-growth evergreen broad-leaved forest in Aya district, southwestern Japan. *Vegetatio*, 177: 51~60
- The World Bank. 1995. Monitoring environmental progress, a report on work in progress. Washington D C, 20~25
- UNEP. 1995. Global Biodiversity Assessment: Summary for Policy-makers. Cambridge University Press, 44~45
- World Resources Institute. 1994. World Resources 1994~1995. New York: Oxford University press, 153
- World Conservation Monitoring Center (WCMC). 1992. Global Diversity Status of the Earth's Living Resources. London: Chapman
- Yamakura, T., I. Yamada, T. Inoue & K. Ogino. 1995. A long-term and large-scale research of the Lambir Rain Forest in Sarawak: Progress and conceptual background of Japanese activities. *Tropics*, 4: 259~276

## STANDARDS AND METHODS FOR FOREST BIODIVERSITY MONITORING

*He Jinsheng, Liu Canran, Ma Keping*

(Institute of Botany, The Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093)

Biodiversity monitoring is one of the core elements of DIVERSITAS which is the largest international cooperative programme and organized by six leading NGOs such as IUBS, ICSU, UNESCO, IGBP/GCTE, IUMS and SCOPE. It is also the basis for biodiversity research and management. We are at the starting point, in terms of forest biodiversity monitoring. One of the main problems is the unified standardization which we do not have at the moment. In order to promote the establishment of national forest biodiversity network and the information sharing, it is necessary for us to work out a standard and unified method for forest biodiversity monitoring, which was formulated the present paper.

**Key words:** Biodiversity, Monitoring