

CIRAD-EMVT
Campus de Baillarguet
B.P. 5035
34032 MONTPELLIER Cedex 1

BA_TH371
DK 10901
Ecole Nationale Vétérinaire
d'Alfort
7, avenue du Général de Gaulle
94704 MAISONS-ALFORT Cedex

Institut National Agronomique
Paris-Grignon
16, rue Claude Bernard
75005 PARIS

Muséum National d'Histoire Naturelle
57, rue Cuvier
75005 PARIS

**DIPLOME D'ETUDES SUPERIEURES SPECIALISEES
PRODUCTIONS ANIMALES EN REGIONS CHAUDES**

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

METHODES DE RECENSEMENT DES POPULATIONS DE
PRIMATES EN FORET TROPICALE
APPLICATION A L'ETUDE DE L'ESTIMATION DE
L'ABONDANCE DES POPULATIONS DE L'ORANG-OUTAN

par

Caroline GILBERT

CIRAD-Dist
UNITÉ BIBLIOTHÈQUE
Baillarguet

année universitaire 1998-1999



* 0 0 0 0 0 1 5 8 5 *

Résumé

Les méthodes de recensement des primates en forêt tropicale doivent être choisies en fonction du milieu de l'étude, de l'espèce considérée, des moyens impartis et des objectifs du recensement. Ces données issues de l'estimation des effectifs et des densités des populations sont essentielles à la conservation et à la gestion de zones protégées.

Le recensement de l'orang-outan s'effectue par comptage des nids qu'ils construisent en utilisant la méthode du *line transect*.

C'est l'espèce de grand singe la plus menacée, par la déforestation, le braconnage, le commerce illégal et surtout la fragmentation des populations par la réduction de leur habitat. La détermination des effectifs actuels, des densités en fonction des types d'habitat et de l'évolution des populations s'avère nécessaire à la mise en place de plans de conservation à long terme.

Mots - clés : recensement, effectif, densité, abondance, population, primate, forêt tropicale, orang-outan

Sommaire

RÉSUMÉ.....	1
SOMMAIRE.....	2
INTRODUCTION.....	4
I. NOTIONS GÉNÉRALES À PROPOS DES MÉTHODES DE RECENSEMENT	5
<u>I.A. DÉFINITIONS.....</u>	5
I.A.1. La population	5
I.A.2. Le recensement.....	5
I.A.3. Abondance), densité et biomasse.....	5
<u>I.B. LES DIFFÉRENTES MÉTHODES D'ÉTUDE DE L'ESTIMATION DE L'ABONDANCE DES POPULATIONS</u>	6
I.B.1. Généralités	6
I.B.2. Le choix d'une méthode de comptage	6
I.B.2.a. Objectifs de l'étude	7
I.B.2.b. Considérations matérielles et financières	7
I.B.2.c. Précision, exactitude et efficacité.....	7
I.B.2.d. La distribution des animaux, les caractéristiques de l'espèce suivie et du terrain	7
I.B.3. Les différentes méthodes de dénombrement utilisables	8
I.B.3.a. Les dénombrements complets ou «total count».....	8
I.B.3.b. Les dénombrements par échantillonnage ou «sample count».....	8
I.B.3.b.1. Les méthodes d'échantillonnage.....	9
I.B.3.b.2. Les types d'échantillons	9
I.B.3.b.3. Analyse statistique : les méthodes.....	12
I.B.3.c. Autres méthodes	13
II. MÉTHODES DE RECENSEMENT DES POPULATIONS DE PRIMATES EN FORÊT TROPICALE ..	14
<u>II.A. CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES</u>	14
<u>II.B. ÉTUDE DE LA DISTRIBUTION DE L'ABONDANCE D'UNE POPULATION.....</u>	15
II.B.1. Principe.....	15
II.B.2. Les méthodes.....	15
II.B.2.1. Les indices kilométriques d'abondance (IKA)	15
II.B.2.2. Les types de contacts ou d'indices de présence utilisés	16
II.B.3. Les résultats	16
II.B.4. Monitoring des tendances d'évolution des populations.....	16
<u>II.C. ESTIMATION DE LA DENSITÉ DE LA POPULATION.....</u>	17
II.C.1. Principe.....	17
II.C.2. Les méthodes des strip transect et des quadrats	18
II.C.3. La méthode du line transect	18
II.C.3.1. Introduction	18
II.C.3.2. Le recueil des données.....	19
II.C.3.3. Estimation des densités d'une espèce	20
Calcul de la densité des troupes, Dt.....	20
La taille des troupes.....	21
Calcul de la densité d'individus solitaires	21
II.C.4. L'étude des domaines vitaux.....	21
II.C.5. Estimation de densité par les vocalisations, ou loud calls.....	21
II.C.6. La méthode capture-marquage-recapture	22
<u>II.D. ÉTUDE SUR UN SITE INTENSIF</u>	22
<u>II.E. DISCUSSION</u>	23

III. MÉTHODES D'ESTIMATION DE LA DENSITÉ DES POPULATIONS DE GRANDS SINGES – APPLICATION À L'ORANG-OUTAN.....	24
III.A. LE STATUT ACTUEL DE L'ORANG-OUTAN.....	25
<i>III.A.1. Distribution géographique générale et habitats forestiers occupés</i>	<i>25</i>
<i>III.A.2. Effectifs généraux estimés.....</i>	<i>26</i>
III.B. MÉTHODES DE RECENSEMENT DE L'ORANG-OUTAN ET DES GRANDS SINGES	26
<i>III.B.1. Choix de la méthode</i>	<i>26</i>
<i>III.B.2. Méthodologie appliquée</i>	<i>27</i>
<i>III.B.2.1. La formule utilisée</i>	<i>27</i>
<i>III.B.2.2. Estimation des paramètres w, t, p, et r</i>	<i>27</i>
<i>III.B.2.3. Hypothèses requises</i>	<i>28</i>
<i>III.B.3. Application de la méthode</i>	<i>29</i>
<i>III.B.4. Discussion.....</i>	<i>29</i>
<i>III.B.4.1. Efficacité de la méthode</i>	<i>29</i>
<i>III.B.4.2. Validité de la méthode</i>	<i>29</i>
<i>III.B.4.3. Facteurs correctifs.....</i>	<i>30</i>
<i>III.B.5. Autres méthodes d'estimation d'abondance des populations d'orangs-outans.....</i>	<i>30</i>
<i>III.B.5.1. Indices d'abondance relative : nombre de nids / km</i>	<i>30</i>
<i>III.B.5.2. Estimation de densité par marquage des nids et comptage des nids neufs.....</i>	<i>30</i>
<i>III.B.5.3. Cartographie des territoires</i>	<i>31</i>
<i>III.B.5.4. Méthode aérienne d'estimation d'abondance.....</i>	<i>31</i>
<i>III.B.6. Particularités du recensement des populations de gorilles et chimpanzés</i>	<i>32</i>
III.C. RÉSULTATS D'ESTIMATION D'EFFECTIFS ET DE DENSITÉ : DISTRIBUTION ET RÉPARTITION DE L'ORANG-OUTAN.....	33
<i>III.C.1. Les estimations des effectifs et leur distribution.....</i>	<i>33</i>
<i>III.C.1.1. Bornéo (Pongo pygmaeus pygmaeus)</i>	<i>33</i>
<i>III.C.1.2. Sumatra (Pongo pygmaeus abelii).....</i>	<i>33</i>
<i>III.C.2. Les densités estimées en fonction des types d'habitats.....</i>	<i>34</i>
<i>III.C.2.1. Sumatra</i>	<i>35</i>
<i>III.C.2.2. Bornéo.....</i>	<i>35</i>
<i>III.C.3. Facteurs influençant la répartition des populations.....</i>	<i>35</i>
III.D. UTILISATION DES DONNÉES SUR L'ABONDANCE ET LA DISTRIBUTION DE L'ORANG-OUTAN POUR SA CONSERVATION	36
<i>III.D.1. La viabilité des populations</i>	<i>36</i>
<i>III.D.2. Les facteurs menaçant les populations.....</i>	<i>36</i>
<i>III.D.2.1. La fragmentation et la destruction des habitats.....</i>	<i>36</i>
<i>III.D.2.2. Les conflits avec les hommes.....</i>	<i>37</i>
<i>III.D.2.3. Le commerce international.....</i>	<i>37</i>
<i>III.D.3. Recommandations</i>	<i>37</i>
CONCLUSION.....	39
BIBLIOGRAPHIE	40

Introduction

La connaissance de l'effectif d'une population animale est une donnée essentielle pour la gestion, pour le calcul de biomasse, de productivité et d'autres paramètres écologiques de cette population.

Deux caractéristiques d'un effectif d'animaux sauvages sont intéressantes à déterminer : l'état actuel, c'est-à-dire le nombre d'individus actuellement présents dans la zone et la tendance évolutive de l'effectif, indiquant s'il s'accroît, diminue, ou se maintient en équilibre. Les causes de ces variations doivent être également prises en compte. Ces données indispensables seront exploitées pour la gestion d'une population dans une zone sélectionnée.

L'ordre des primates regroupe les prosimiens (lémuridés, loridés, indriidés...), les tarsiers, les singes du nouveau monde ou platyrrhiniens (tamarins, capucins, atèles, singes hurleurs...), les singes de l'ancien monde ou catarrhiniens avec les cercopithécoïdes (cercopithèques, macaques, babouins, colobes, langurs...) et les hominoïdes ou anthropomorphes. Ces derniers sont représentés par les familles des hylobatidés (gibbons), des pongidés (orangs-outans) et enfin des hominidés (gorilles, chimpanzés et bonobos, homme) (Smuts et al., 1987).

Nous nous intéresserons dans cette étude aux méthodes d'estimation de l'abondance des populations de primates inféodés aux forêts tropicales, notamment platyrrhiniens, catarrhiniens et gibbons. Nous détaillerons les méthodes de recensement des populations des orangs-outans (*Pongo pygmaeus*) ainsi que sa distribution, ses effectifs actuels et les facteurs de menace des populations.

I. Notions générales à propos des méthodes de recensement

I.A. Définitions

I.A.1. La population

Elle se définit comme un groupe d'individus appartenant à la même espèce et occupant le même biotope (Ramade, 1994). Elle se différencie du peuplement, qui désigne un ensemble d'individus appartenant à des espèces différentes d'un même groupe systématique que l'on rencontre dans un biotope déterminé.

I.A.2. Le recensement

C'est l'étude du comptage ou de l'estimation de l'abondance d'une population animale.

I.A.3. Abondance (Caughley, 1977), densité et biomasse

L'**abondance** peut-être mesurée de trois façons : en déterminant le nombre d'animaux dans une population, c'est-à-dire l'effectif, en déterminant la densité absolue ou la densité relative, densité d'une population par rapport à un état de référence (autres populations, autre période...). Son évaluation constitue une démarche indispensable à toute recherche écologique.

La **densité** s'exprime en nombre d'individus rapporté à l'unité de surface (Ramade, 1994). La densité D et la taille ou effectif N de la population sont liées par la formule :

$$N = D \times S, \text{ où } S \text{ est la surface.}$$

La densité brute, calculée pour estimer l'abondance d'une population est le rapport entre l'effectif total de la population et la surface du biotope considéré alors que la densité écologique est le rapport entre l'effectif et la surface d'habitat réellement disponible pour l'espèce considérée (Ramade, 1994).

Les estimations de densité peuvent être converties en **biomasse**, en multipliant la densité moyenne par le poids moyen d'un individu, une donnée issue de la distribution générale des classes d'âges pour une population au cours d'un cycle annuel. La valeur de la biomasse offre une mesure brute de la dominance écologique d'une espèce (Eisenberg, 1980).

I.B. Les différentes méthodes d'étude de l'estimation de l'abondance des populations

I.B.1. Généralités

Une classification distingue les méthodes qui permettent de calculer l'**effectif** ou la **densité** d'une population dans une zone donnée de celles qui fournissent des indicateurs de **tendance** ou d'évolution d'une population (augmentation, diminution, ou équilibre).

Trois catégories d'objectifs méthodologiques (Brockelman et Ali, 1988) sont décrites :

- l'étude de la **distribution générale** de l'espèce, nécessaire à la planification d'un projet de conservation ou de gestion. Elle peut apporter des données qualitatives et semi-quantitatives sur l'abondance de l'espèce, en termes de «absente, rare, occasionnelle, commune ou abondante».
- **l'estimation de la population totale** d'une zone protégée par exemple, en terme de densité ou d'effectif. Après avoir défini la zone d'étude, une méthode de dénombrement complet ou de dénombrement par échantillonnage, préalablement choisi, est appliquée.
- **l'étude intensive d'un site** : le recensement est souvent une partie d'une étude détaillée de la biologie d'une espèce, dans une zone limitée ou pour un groupe restreint d'individus.

Les résultats peuvent être de deux types : la taille, soit l'**effectif** de la population pour une surface considérée, un parc national, une réserve, ou la **densité** de la population. Les mesures de densité permettent plus facilement des comparaisons que les valeurs absolues d'effectifs. De plus, elles peuvent être reliées à différents types d'habitats, notion importante pour l'étude de la distribution d'une espèce.

On distingue aussi les **méthodes directes**, basées sur l'identification des animaux, et les **méthodes indirectes**, où l'on dénombre les indices de présence (traces, fèces...) que l'on relie à l'effectif d'animaux par des ratios (nombre d'indices laissés par un animal).

I.B.2. Le choix d'une méthode de comptage (Van Lavieren, 1976 ; Norton-Griffiths, 1978)

Le choix de toute méthode doit prendre en compte plusieurs points et est influencé par de nombreux facteurs : les objectifs de l'étude, les caractéristiques de la population à estimer et de son biotope, le nombre et le type de données à recueillir, les informations complémentaires disponibles et les limites des moyens financiers, humains et matériels (Smith, 1981).

I.B.2.a. Objectifs de l'étude

La définition claire de l'objectif est indispensable : l'étude va-t-elle servir de base à un plan de conservation de la population, ou à la détection des tendances évolutives d'un effectif ?

I.B.2.b. Considérations matérielles et financières

Entrent en jeu le budget nécessaire à l'étude et les fonds disponibles, le temps alloué, le personnel et les moyens mis à disposition.

I.B.2.c. Précision, exactitude et efficacité

Il faut déterminer :

- Le **degré de précision** recherché : c'est le taux d'échantillonnage, ainsi que la méthode d'échantillonnage qui vont influencer sur le degré de précision. Plus la précision sera bonne, plus l'intervalle de confiance sera réduit, mais le chiffre trouvé ne sera pas forcément le reflet exact de la réalité. On peut augmenter la précision en augmentant le taux d'échantillonnage (la taille de l'échantillon est déterminante pour la précision obtenue), ou en stratifiant l'échantillonnage en fonction des densités d'animaux. Si l'objectif du recensement est de déterminer la tendance évolutive d'un effectif, une précision élevée est requise car celle-ci est garante de la répétabilité de la méthode.
- Le **degré d'exactitude** recherché : c'est le choix de la méthode qui est alors important. Plus l'exactitude est bonne, plus le chiffre calculé est proche de l'effectif réellement présent. L'exactitude, ou l'absence de biais, sera à privilégier pour la mise en place d'un plan de conservation ou de gestion fondé sur l'estimation d'un effectif. Les biais peuvent résulter d'un mauvais échantillonnage, mais dépendent aussi beaucoup de l'expérience de l'observateur, des conditions de réalisation de l'inventaire, des variations de la visibilité en fonction du milieu, des conditions météorologiques...
- L'**efficacité** est le rapport entre précision et coût de la méthode. On recherchera une efficacité maximale pour l'objectif fixé.

I.B.2.d. La distribution des animaux, les caractéristiques de l'espèce suivie et du terrain

Il faudra prendre en compte :

- La **répartition spatiale** des animaux, qui selon la classification de Bourlière (1969), peut être de 3 types : régulière (uniforme), aléatoire (au hasard) ou groupée. La distribution dépend des mœurs sociales de l'espèce, mais aussi des caractéristiques du milieu et de la disponibilité en ressource alimentaire. Les méthodes d'échantillonnage

aléatoires supposent une répartition au hasard des animaux, ce qui est rarement totalement vérifié.

- Le **rythme d'activité** de l'espèce : rythme circadien, rythme saisonnier ou annuel.
- Les **caractéristiques du milieu** : la forêt tropicale est un milieu très fermé, et les limites de détection des animaux sont en général faibles. Cependant, en zones dégradées, où l'exploitation forestière a fortement modifié la structure de la canopée, la visibilité peut augmenter de façon considérable. La méthode à employer devra tenir compte de ces variations. Les variations d'habitats influant sur la distribution des animaux, la plupart des méthodes de dénombrement supposent que le milieu soit homogène. Cependant, ceci étant rarement le cas, on pourra diviser la zone en blocs avec des couverts végétaux homogènes ou en strates de densités d'animaux.
- La **topographie** du terrain : elle limitera les méthodes pouvant être utilisées. Des zones de forêt tropicale, inondables par exemple, ou un terrain accidenté, seront bien souvent impraticables.

I.B.3. Les différentes méthodes de dénombrement utilisables (Bourlière, 1969 ; Van Lavieren, 1976 ; Caughley, 1977 ; Norton-Griffiths, 1978 ; Seber, 1982, 1986)

I.B.3.a. Les dénombrements complets ou «total count»

Tous les animaux sont comptés une seule fois dans la surface considérée (Norton-Griffiths, 1978). Ils sont souvent difficilement applicables en raison de leur coût prohibitif et les résultats peuvent être difficilement interprétables (en termes de précision et exactitude). De plus, un *total count* est possible seulement lorsque les animaux sont relativement sédentaires ou que l'étude est effectuée sur une courte période (Caughley, 1977).

I.B.3.b. Les dénombrements par échantillonnage ou «sample count»

Ils reposent sur l'estimation de l'effectif total des animaux d'une zone à partir de l'extrapolation des effectifs dénombrés sur des échantillons de cette zone.

Par rapport à un dénombrement complet, ils nécessitent moins de travail, réduisent les chances de ne pas compter ou de compter deux fois les animaux, ne demandent pas une courte période d'étude et dérangent moins la population (Caughley, 1977). Selon Norton-Griffiths (1978), l'échantillonnage est en général à préférer aux comptages complets. Deux facteurs principaux affectent la précision des résultats : la taille de l'échantillon et le degré d'agrégation de l'espèce (Grimsdell *et al.*, 1981).

On suppose une population finie d'individus, définie au préalable. La zone est divisée en échantillons et les animaux sont comptés dans les échantillons sélectionnés. L'intensité d'échantillonnage, rapport entre la surface de l'échantillon et la surface de la zone totale est déterminée en fonction des objectifs et des moyens mis en œuvre (précision, efficacité).

Le sondage doit être représentatif d'une population donnée d'un point de vue statistique pour ne pas induire de biais et les résultats de l'échantillonnage doivent être fiables pour obtenir une bonne précision, mesurée par l'intervalle de confiance.

De plus, les hypothèses suivantes sont requises :

- les objets à échantillonner sont distribués au hasard,
- la détection d'un objet n'influence pas la détection du suivant,
- les conditions de détection de l'objet sont constantes.

I.B.3.b.1. Les méthodes d'échantillonnage (Jolly et Watson, 1969; Caughley, 1977; Norton-Griffiths, 1978)

Lors d'un échantillonnage **systématique**, les unités choisies sont réparties de façon régulière. Le choix d'une unité est dépendant du choix de la première unité, qui est tirée au hasard. Elle est très utilisée pour les comptages en bandes.

Pour un échantillonnage **aléatoire**, chaque unité a la même probabilité d'être sélectionnée, grâce à un tableau randomisé. L'inconvénient de cette méthode, qui est reconnue pour donner des résultats non biaisés en toutes circonstances, est de ne pas forcément assurer une bonne couverture du milieu et est très sensible à l'agrégation des animaux.

L'échantillonnage **stratifié** consiste en la division de la zone d'étude en strates de densités différentes et les plus homogènes possibles. Les strates à densités plus élevées seront échantillonnées plus intensivement et les échantillons au sein des strates seront choisis de manière aléatoire. Cet échantillonnage possède l'avantage de réduire l'intervalle de confiance de l'estimation. La stratification a priori, fondée sur des caractères spatiaux liés à la densité des animaux (les densités respectives de chaque zone doivent donc être connues au préalable) est préférée à une stratification a posteriori (Jolly, 1981).

I.B.3.b.2. Les types d'échantillons

I.B.3.b.2.1. Les quadrats, les blocs et les bandes

Ces méthodes impliquent le comptage total des animaux dans les échantillons sélectionnés, quelque soit leur type. Les résultats sont traités statistiquement pour obtenir une densité de la population sur la surface totale de la zone (Jolly et Watson, 1969).

Un **quadrat** est défini comme un carré ou un rectangle de surface fixée, et un **bloc** un polygone variable délimité par des barrières naturelles (Norton-Griffiths, 1978). Cependant les temps morts pour atteindre les quadrats, qui de plus peuvent être difficilement repérables, en limitent leur utilisation.

Les **strip transects** sont des transects à largeur de bande définie qui sont parcourus et dans lesquels les animaux sont comptés. Ses avantages principaux résident dans le fait qu'ils peuvent couvrir de grandes surfaces et réduire ainsi les biais dus à l'hétérogénéité des

habitats. De plus, le recensement d'un *strip transect* est plus simple et plus efficace que celui d'un quadrat, la perte de temps entre les bandes choisies étant moins importante.

L'orientation des transects doit être choisie perpendiculairement aux facteurs du milieu pouvant influencer le comportement et la distribution des animaux (type d'habitat, rivière, route...), afin d'obtenir un échantillonnage le plus représentatif possible.

Ces transects sont notamment utilisés pour les comptages aériens.

I.B.3.b.2.2. Les line transects (Burnham et al., 1980; Buckland et al., 1993)

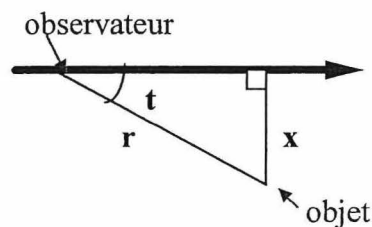
L'échantillonnage des populations animales à partir de transects recouvre un ensemble de méthodes (Eberhardt, 1978). La théorie complète du *line transect* n'a été établie que récemment (Burnham et al., 1980, Buckland et al., 1993). Plusieurs avantages importants de cette méthode sont à noter : aucune limite de largeur de bande d'observation n'est imposée à l'observateur, aucune condition sur la répartition spatiale des animaux n'est nécessaire et un animal non compté n'introduit pas de sous-estimation systématique de la densité. De plus, peu de conditions sont nécessaires au choix des transects, qui seront de préférence linéaires et non parallèles aux rivières, routes... pouvant influencer sur la distribution des animaux. Ceci confère au *line transect* une meilleure efficacité et une réduction des biais négatifs de sous-estimation par rapport au *strip transect*.

Principe du line transect (Gaillard et al., 1993)

L'observateur parcourt une ligne de longueur L définie, et les mesures suivantes sont relevées lorsqu'un animal est aperçu : (*cf figure 1*)

- la distance radiale de l'observateur à l'animal, r
- la distance perpendiculaire de l'animal à la ligne de marche, x
- l'angle entre la ligne de marche et la ligne imaginaire, t

Figure 1 : Principe du line-transect



— axe de marche de l'observateur

Les distances perpendiculaires mesurées servent à établir la largeur effective du transect, w , et la densité D est donnée par la formule :

$$D = n / (2Lw)$$

n = nombre de contacts

w = moitié de la largeur de la bande effective d'observation (ESW : Effective Strip Width)

Les 5 conditions d'applications du *line transect* (Gaillard *et al.*, 1993)

- Tout individu se trouvant sur l'axe de marche est détecté.
- L'observateur n'influe pas sur la position des animaux et ils sont détectés avant qu'ils ne fuient.
- Les détections sont des événements indépendants.
- Les mesures sont précises.
- Aucun individu n'est échantillonné plus d'une fois.

La fonction de détection $g(x)$

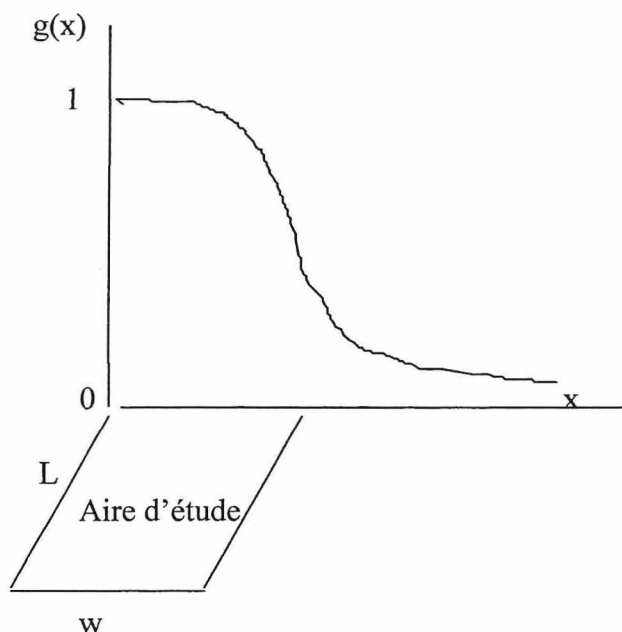
C'est la probabilité de détecter un objet qui se trouve à une distance x de la ligne centrale. $g(x)$ est égale à la probabilité (détection / distance x) avec $g(0) = 1$. Elle est fonction de plusieurs facteurs, incluant les caractéristiques de l'objet, du milieu et l'expérience de l'observateur.

Les hypothèses pour décrire cette courbe sont que tous les animaux se trouvant sur le transect seront toujours détectés, d'où $g(0) = 1$ et que leur probabilité de détection décroît avec la distance depuis la ligne de marche (Jolly, 1981).

$$w = \int g(x) dx \quad \text{de 0 à la limite de visibilité} \quad (\text{cf figure 2})$$

dx = dérivée de la distance x

Figure 2 : La courbe de probabilité de détection, $g(x)$



Nous détaillerons l'application de cette méthode très utilisée actuellement pour le recensement des groupes de primates diurnes et des grands singes (comptages des nids) en forêt tropicale (Tutin et Fernandez, 1984 ; Fay, 1991 ; Brockelman et Ali, 1987 ; Whitesides *et al.*, 1988 ; Payne, 1992).

Les *point transects* consistent à compter les animaux depuis un point choisi et d'estimer la population totale selon le principe du *line transect*.

I.B.3.b.3. Analyse statistique : les méthodes

Pour des échantillons de *strip transects* de taille égale, la méthode de calcul de Jolly 1 (1969) est employée, pour ceux de taille inégale ce qui est généralement le cas, la méthode de Jolly 2 (1969) est à appliquer, avec des variantes pour les calculs adaptés au regroupement en strates.

Pour le *line transect*, les modèles d'estimation de la largeur de bande effective (Gaillard *et al.*, 1993 ; Burnham *et al.*, 1980 ; Buckland *et al.*, 1993) regroupent ceux utilisant la distance radiale et l'angle de fuite, considérés comme moins robustes, et les distances perpendiculaires. On distingue pour les mesures perpendiculaires les méthodes paramétriques (prendre la moyenne arithmétique des distances perpendiculaires), ad-hoc (rechercher sur l'histogramme la distance à partir de laquelle le nombre d'observations chute brusquement) et

non-paramétriques, qui semblent les plus robustes : séries de Fourier, modèle polynomial. Le logiciel Distance (Buckland *et al.*, 1993) peut-être utilisé pour le calcul de la densité, selon le modèle le plus approprié.

I.B.3.c. Autres méthodes

Les **méthodes indirectes** consistent au comptage des signes de présence des animaux. Si l'on connaît le nombre de signes laissés par un animal, par unité de surface et de temps, on peut estimer le nombre d'animaux qui se trouvent dans la zone.

Dans la **méthode de capture-marquage-recapture** (méthode de Lincoln-Petersen ou Lincoln-Index), M individus d'une population sont capturés, marqués puis relâchés. Dans un second temps, un échantillon de n individus est capturé. Si m est le nombre d'individus marqués dans l'échantillon, une estimation Ne de la population est :

$$Ne = (n / m) \times M$$

Plusieurs hypothèses sont à considérer (Sen, 1983) :

- la population, N, est fermée : le nombre N est constant,
- tous les animaux ont la même probabilité d'être capturés dans le premier échantillon ; la capture et le marquage n'influent pas sur la survie des animaux,
- les animaux marqués ont la même probabilité d'être capturés dans le deuxième échantillon que les animaux non marqués,
- les marques ne disparaissent pas entre les deux prises d'échantillons,
- tous les animaux marqués sont identifiés dans le deuxième échantillon.

A partir de ces notions générales, détaillons l'éventail de choix des méthodes d'estimation d'abondance disponibles et appropriées dans le cas des populations de primates en milieu forestier tropical.

II. Méthodes de recensement des populations de primates en forêt tropicale

II.A. Considérations générales

La forêt tropicale, par sa structure, complique les recensements : les densités peuvent être faibles, la visibilité réduite, surtout en forêt secondaire dégradée et les conditions de travail difficiles : moustiques, sangsues, chaleur et humidité...

Des données générales sur l'éco-éthologie de l'espèce, sa répartition, son comportement social sont nécessaires à la mise en place de son étude approfondie. De même, une étude pilote et des premiers résultats concernant la distribution et l'abondance aideront beaucoup à la réalisation de l'étude envisagée.

Brockelman et Ali (1988), insistent sur la nécessité de déterminer l'objectif de l'étude d'abondance afin de choisir la méthode appropriée. Ils recommandent :

- dans le cas d'un plan de conservation, d'établir une grille de distribution de l'espèce dans la zone considérée ;
- dans le cas de la gestion d'une aire protégée, d'utiliser des comptages sur transects, de compter le nombre de groupes pour la zone et de corriger ces résultats par la taille moyenne du groupe ;
- dans le cas d'une étude écologique de la population, de parcourir des transects de manière intensive et d'identifier les groupes rencontrés.

Trois groupes de méthodes sont utilisées (Wilson et Wilson, 1975 ; Struhsaker, 1981 ; Brockelman et Ali, 1987 ; Whitesides *et al.*, 1988) :

- les méthodes étudiant la localisation et la fréquence des vocalisations de l'espèce étudiée,
- les méthodes d'estimation par transects,
- les méthodes résultant de l'étude des domaines vitaux.

Toutes ces méthodes ne s'appliquent pas à tous les primates et les caractéristiques socio-écologiques des espèces étudiées déterminent en grande partie le choix le plus approprié.

Dans le cas des méthodes indirectes, l'animal n'est pas observé directement, mais c'est le comptage de ses indices de présence qui est effectué. Les signes peuvent être des traces, des déjections, des signes de passage ou des vocalisations.

En forêt tropicale, l'observation directe est parfois très difficile en raison de la faible visibilité causée par la densité de végétation et de la faible densité d'animaux de certaines espèces. Ces méthodes sont donc souvent utilisées pour le recensement des primates.

Les primates dont le comportement social se caractérise par des vocalisations spécifiques et fréquentes peuvent être recensés par l'écoute.

Les populations de grands singes sont estimées par le dénombrement des nids qu'ils construisent pour passer la nuit. Nous détaillerons cette méthode dans le cas de l'orang-outan.

II.B. Etude de la distribution de l'abondance d'une population

II.B.1. Principe

Elle permet d'établir une grille de distribution de l'espèce dans la zone considérée. Ses conclusions seront essentielles dans le cas d'un plan de conservation, par identification des aires importantes à la survie de l'espèce. Elle consiste à cartographier la distribution géographique régionale d'une espèce en fonction de différents types d'habitats et à déterminer une abondance semi-quantitative ou relative. Elle se révèle importante pour la conservation, les études de l'évolution, de la taxonomie et de l'écologie d'une espèce (Brockelman et Ali, 1987).

Une sélection des routes et des zones à échantillonner est effectuée après l'étude des cartes et des enquêtes précédentes. Elles sont parcourues et les informations suivantes sont notées : la localisation, la taille du groupe et sa composition (âge, sexe), le type d'habitat forestier.

II.B.2. Les méthodes

II.B.2.1. Les indices kilométriques d'abondance (IKA)

La méthode des **indices kilométriques d'abondance**, ou IKA, est un moyen rapide et pratique pour estimer l'abondance relative d'une population (Bousquet, 1984). Il est défini en rapportant la totalité des contacts obtenus au nombre de kilomètres parcourus.

IKA = nombre de contacts avec l'espèce / distance totale parcourue en km

contact = traces, vision, vocalisations...

Après délimitation de la zone à recenser, un réseau de circuits balisés est établi, le long desquels se déplace un observateur pendant un temps déterminé à allure constante. Ces circuits doivent être répartis régulièrement de façon à assurer une couverture homogène et complète de la zone.

Les indices kilométriques d'abondance peuvent être utilisés dans le cas d'un taux d'échantillonnage insuffisant pour permettre l'estimation d'une densité relative, en utilisant des observations directes, ou des indices de présence pouvant être identifiés et attribués avec certitude à une espèce : nids, cris et fèces des pongidés, cris des primates arboricoles... (Nguandjui, 1997).

II.B.2.2. Les types de contacts ou d'indices de présence utilisés (Brockelman et Ali, 1988)

Par localisation visuelle :

On note le nombre de rencontre des groupes ou des individus lors du parcours des transects et la distance de l'observateur par rapport au centre du groupe lors de la détection. On pourra convertir ces données en les corrélant avec des résultats de densité par *line transect* effectués dans des zones semblables.

Pour les grands singes, on répertorie les nids qu'ils construisent chaque jour pour se reposer ou passer la nuit. (*cf paragraphe III*)

Par les vocalisations :

Elles indiquent la présence d'une espèce dans une zone, mais leur absence ne signifie pas que les animaux sont absents!

Pour les primates comme les gibbons dont les vocalisations sont importantes, fréquentes et fortes, une matinée d'écoute en un point en hauteur de chaque surface sélectionnée pourra apporter une indication de l'abondance. En terrain favorable, il est possible de se poster sur une colline, une crête ou un point d'écoute défini en fonction des caractéristiques du terrain. Les données sur le nombre de vocalisations peuvent être directement utilisées comme indices de l'abondance d'une population et si l'on détermine la surface de la zone couverte par les appels, une estimation de la densité peut être effectuée (*cf paragraphe II.C.5.*).

Une autre méthode consiste à parcourir des transects lentement et silencieusement, à une heure appropriée en fonction du comportement de l'espèce. La position sur le transect lors de la détection et la localisation du cri sont enregistrées pour obtenir un nombre d'appels par kilomètre, afin de calculer un IKA.

Des enregistrements de vocalisations, comme les *long calls* et les chants peuvent être très importants pour les études de taxonomie, de variations raciales et de spéciation.

II.B.3. Les résultats

L'abondance relative en chaque site échantillon peut-être retranscrite sous les termes de : population dense, commune, rare ou absente, après définition claire de chaque catégorie en fonction de l'espèce étudiée. Il est possible d'exprimer les résultats sous forme d'une grille de répartition, la zone étant divisée en carrés d'égales surfaces ou en parcelles selon les caractéristiques du milieu (Rodgers, 1991).

II.B.4. Monitoring des tendances d'évolution des populations (Rodgers, 1991)

Il est reconnu que pour tout plan de gestion d'une espèce dans une zone protégée par exemple, les informations sur l'évolution de sa population seront plus intéressantes que les effectifs absolus ou réels. De plus, ces tendances sont plus aisées à analyser statistiquement que des nombres absolus de densité.

On peut utiliser les indices d'abondances, sur des transects répétables qui seront parcourus à intervalles réguliers déterminés en fonction des objectifs de l'étude, des moyens mis à disposition et des variations dans la distribution des animaux au sein du site.

Le nombre de trajets à intervalles réguliers analysés sur une certaine période de temps déterminera la précision de l'étude. Plus le nombre de trajets sera important, meilleure sera la précision, et plus il sera possible de détecter de faibles variations de la population.

II.C. Estimation de la densité de la population

Nota : Bien souvent le primatologue connaît la densité d'une population dans un site d'étude intensif et cette donnée pourra être utilisée pour calibrer une méthode plus rapide et moins précise effectuée dans les autres aires échantillonnées.

II.C.1. Principe

Elle vise à déterminer la densité absolue d'une espèce depuis des échantillons sélectionnés au hasard et représentatifs de la zone d'intérêt. Les méthodes les plus employées sont les recensements par quadrats, *strip transects*, *line transects* et celles utilisant les vocalisations.

Quelle que soit la méthode utilisée, certaines espèces sont plus facilement recensées que d'autres. Les primates vivant en larges groupes se déplaçant bruyamment dans la canopée et dispersés seront bien plus facilement détectés que ceux vivant en groupes restreints ou aggrégés et plus silencieux. D'autres caractéristiques comportementales, comme la réaction de fuite face à l'observateur, facilitera l'étude par rapport à une espèce qui sera encline à rester silencieuse et à se dissimuler (Whitesides *et al.*, 1988). De surcroît, en fonction des pressions de déboisement ou de chasse exercées sélectivement sur certaines espèces, le comportement des primates vis-à-vis de l'observateur sera modifié. Les espèces en milieu dégradé peuvent en effet développer un comportement de dissimulation face aux hommes ou une propension inférieure à vocaliser, de plus longues périodes de repos et seront de fait bien moins facilement détectables (Johns, 1985a, 1985b ; Skorupa, 1987 ; NRC, 1981).

Pour les primates, les densités sont généralement exprimées en individus par kilomètre carré.

II.C.2. Les méthodes des *strip transect* et des quadrats

Un large **quadrat** peut être recensé en une fois par la méthode du «*sweep survey*» (Marsh and Wilson, 1981 ; Whitesides *et al.*, 1988), où plusieurs personnes, placées à intervalles réguliers marchent à travers le quadrat de façon coordonnée. Une taille importante choisie pour le quadrat permettra de réduire les erreurs dues à l'«effet bordure», illustré par le problème des individus ou groupes occupant un territoire en partie à l'intérieur du quadrat et en partie à l'extérieur. Une bonne coordination est nécessaire, pour compter tous les animaux et éviter les doubles comptages. De plus, la surface parcourue doit être relativement praticable, ce qui est rarement le cas en forêt tropicale. Cette méthode est plus applicable dans le cas d'habitats ouverts et de zones dont les frontières naturelles, comme des poches de forêt ou des îles, délimitent la population de primates à dénombrer (NRC, 1981). Elle est de plus d'usage limité dans le cas d'espèces cryptiques.

Les observateurs doivent marcher le long de transects de préférence parallèles, dont l'espacement assure la meilleure couverture possible de la zone : de 100 à 150 mètres ou moins (NRC, 1981). Après avoir cartographié les positions des animaux visualisés, la direction et la distance de leurs vocalisations, la direction et la vitesse de leurs mouvements et connaissant le modèle de regroupement des troupes, le nombre de groupes et d'individus solitaires de chaque espèce peut être calculé pour le quadrat échantillonné. En repérant les positions des groupes détectés sur une carte après chaque recensement, les doubles comptages sont éliminés (Whitesides *et al.*, 1988).

Lors d'un recensement par *strip transect*, les animaux sont comptés dans la bande parcourue, en général en prenant une largeur de 40 à 50 mètres (limites de détection admises) de part et d'autre de la ligne centrale. Mais cette méthode peut être difficile à suivre en raison de la progression et de la visibilité souvent limitées en milieu forestier tropical. Si l'on possède des données sur la distribution des habitats forestiers dans la surface du recensement, on pourra sélectionner les transects selon le mode d'échantillonnage par stratification.

Des animaux auront de grandes chances de ne pas être comptés en raison de la faible visibilité, ce qui induira un biais négatif et une sous-estimation importante des densités (une des hypothèses essentielles du *strip transect* est que tous les animaux compris à l'intérieur de la bande soient recensés!). Pour cette raison, la méthode du *line transect* est généralement préférée.

II.C.3. La méthode du *line transect*

II.C.3.1. Introduction

Cette méthode est fondée sur des observations visuelles, des animaux ou de leurs indices de présence (nids). Elle peut-être employée pour des études où de rapides estimations des populations animales en des zones géographiques différentes sont requises, mais aussi lors d'études plus détaillées (détermination des variations temporelles ou spatiales des populations) au sein d'une zone limitée. Elle permet d'estimer les densités de populations lorsque les autres méthodes, comme les dénombrements complets, la méthode de capture-marquage-recapture, la cartographie des territoires ne sont pas choisies.

Elle est classiquement adoptée pour l'étude des densités de Cercopithecidae, car ces espèces, majoritairement arboricoles et formant des troupes relativement importantes sont assez aisément reconnaissables (Brugière, 1998). Elle est aussi utilisée dans le cas du recensement des anthropoïdes (Fay, 1992 ; Tutin et Fernandez, 1984 ; Rijksen *et al.*, 1995 ; Van Schaik *et al.*, 1991, 1995...).

L'avantage majeur de cette méthode repose sur le fait que la limite de détection n'est pas imposée, avantage important étant donné la variation de la visibilité en fonction des types d'habitats en forêt dense. De plus, un animal non compté n'induit pas une sous-estimation systématique de la densité et aucune condition n'est nécessaire quant à la répartition spatiale des primates.

Les conditions d'application de la méthode peuvent parfois cependant ne pas être respectées : il faut porter une grande attention à détecter tous les animaux sur le transect parcouru (ce qui peut ne pas être le cas en milieu forestier dense), et les individus peuvent fuir à l'approche de l'observateur, ce qui induira une sous-estimation des effectifs par augmentation de la distance de détection. D'autre part, il faut veiller à ce que les mesures soient précises.

Pour les primates vivant en groupe, l'«objet» détecté est généralement une troupe, définie comme une unité sociale composée d'individus de la même espèce. On rencontre également, chez certaines espèces, des individus solitaires qui seront considérés comme autant d'objets.

II.C.3.2. Le recueil des données

Pour des espèces relativement petites et en milieu forestier de visibilité réduite, ce qui est souvent le cas, les transects sont parcourus à pied. Ils doivent s'effectuer aux mêmes heures lors de journées consécutives. Elles sont choisies en fonction du pic d'activité de l'espèce. Il est cependant possible de profiter des facilités d'accès par le cours de rivières empruntés en bateau, mais les transects ne seront pas localisés au hasard des types d'habitats, et peuvent passer par des zones de densités atypiques.

Les transects sont choisis de préférence rectilignes ou le long de layons en fonction des conditions pratiques. Ils doivent être répliquables et répartis de façon à ne pas être parallèles aux facteurs du milieu pouvant influencer sur la répartition des animaux, afin de minimiser les biais d'échantillonnage. Leur nombre et leur espacement est fonction de la surface de la zone, de l'hétérogénéité de l'habitat et de la distribution de l'espèce dans la zone. Ils sont parcourus aux heures les plus favorables au recensement. La vitesse de progression doit rester constante (1 km/h est la vitesse conseillée), avec des arrêts réguliers qui peuvent permettre d'anticiper des rencontres.

Chaque fois qu'un groupe de primates est vu, un temps d'observation de 10 minutes par exemple est employé pour noter : l'espèce observée, l'heure de contact, la localisation de l'observateur sur le transect, le mode de détection, l'angle entre l'observateur et le centre du groupe, la taille et l'étalement de la troupe, l'activité au moment de la rencontre, l'âge des

individus (NRC, 1981)... Si plusieurs espèces évoluent ensemble, ces paramètres sont notés pour chacune des troupes ; lorsqu'un individu solitaire est observé, les mêmes données sont notées (Brugière, 1998; Brockelman et Ali, 1987). La plupart des études employaient pour des raisons pratiques la mesure des distances au premier individu d'un groupe détecté (Whitesides *et al.*, 1988).

Il faut veiller à mesurer précisément la distance entre l'observateur et le centre du groupe pour ne pas induire de biais dans le calcul des densités (Burnham *et al.*, 1980, Brockelman et Ali, 1987).

II.C.3.3. Estimation des densités d'une espèce

La densité totale est constituée par la somme des densités des individus vivant en troupe et des individus solitaires (Brugière, 1998).

$$D = D_{it} + D_{is} = (D_t \times T) + D_{is}$$

D = densité (individus/km²)

D_{it} = densité des individus vivant en troupes (individus/km²)

D_{is} = densité des individus solitaires (individus/km²)

D_t = densité des troupes (troupes/km²)

T = taille moyenne d'une troupe (individus)

Calcul de la densité des troupes, D_t

$$D_t = N / 2 Lw$$

N = nombre total de troupes vues

L = longueur totale des transects parcourus (km)

w = largeur effective de bande

Pour la mesure de la largeur effective de la bande (**w**), Whitesides *et al.* (1988), décrivent une méthode pour laquelle la largeur échantillonnée prend en considération la limite de visibilité, appelée **distance effective de détection** de l'espèce (**D_{ed}**) et l'**étalement des troupes** (**E_t**), qui est une mesure de la surface occupée par l'ensemble des individus d'une même troupe. Cette distance varie selon l'espèce, la taille de la troupe et la nature de l'activité. L'observateur note la distance le séparant du premier individu vu qui est considéré comme le plus proche et le plus périphérique de la troupe. C'est un paramètre difficile à estimer sur le terrain, généralement les individus les plus proches de l'observateur sont visibles et il est rare de pouvoir déterminer l'ensemble d'une troupe si les individus sont dispersés sur une superficie importante.

$$w = (D_{ed} + \frac{1}{2} E_t)$$

D'autres estimateurs ont pu être utilisés, selon la méthode de Haynes, de King, des modèles exponentiels ou de l'estimateur des séries de Fourier (Brockelman et Ali, 1987).

Pour estimer w on peut utiliser le logiciel Distance, dans le cas d'objets regroupés (*clustered objects*). Mis au point par Buckland *et al.* (1993), il se réfère aux modèles d'estimation non-paramétriques. Un nombre minimum de 40, ou mieux de 60 à 80 observations est recommandé pour obtenir des résultats fiables (Buckland *et al.*, 1993).

La taille des troupes

Elle peut être déterminée par le suivi de l'espèce sur un site d'étude intensif. On peut éventuellement utiliser des données déjà existantes sur la socio-écologie de l'espèce.

Calcul de la densité d'individus solitaires

$$Dis = N / 2Lw$$

Où $w = Ded$ (Whitesides *et al.*, 1988)

w calculé pour des objets non regroupés (Buckland *et al.*, 1993)

Brockelman et Ali (1987) décrivent quelques problèmes spéciaux et leurs suggestions. Il est conseillé de toujours se référer aux études et problèmes rencontrés lors de recensement précédents pour l'espèce choisie.

II.C.4. L'étude des domaines vitaux

La densité des primates répartis en groupes sociaux peut être estimée en «deux temps» (Bourlière, 1969) : on identifie le nombre de troupes et le domaine vital de chacun des groupes de la zone considérée, par cartographie, puis on évalue le nombre d'individus qui constituent chaque groupe (Ngandjui, 1997).

Cette méthode, précise mais nécessitant beaucoup de temps peut être réalisée par approche des groupes vus ou entendus et en les observant suffisamment pour identifier les individus, leur âge, leur pelage, la structure de leurs vocalisations... Cette méthode est efficace pour les primates occupant des territoires restreints, mais perd de son intérêt pour des primates à territoires larges ou confondus.

II.C.5. Estimation de densité par les vocalisations, ou *loud calls*

Les *loud calls* se révèlent être une information très utile dans la localisation des groupes pour un grand nombre de primates. Pour les espèces qui vocalisent régulièrement et qui peuvent être entendues de loin, les *loud calls* peuvent fournir une indication très utile de la densité relative pendant l'étude de la distribution de la densité, mais peuvent aussi servir à l'estimation de la densité absolue (Marsh et Wilson, 1981; WWF, 1982).

Cette méthode, utilisée dans le cas des gibbons, semble bien s'appliquer aux primates qui ont des territoires restreints. Les vocalisations les plus importantes sont les duos matinaux des animaux et notamment les cris de la femelle, qui peuvent être entendus à plus de 2 km. L'auditeur se positionne en un point situé en hauteur et note la direction, la distance estimée et le début des séquences de vocalisation de chaque groupe entendu. Les duos qui sont séparés de 500 mètres peuvent être considérés comme provenant de 2 groupes distincts.

La formule générale de l'estimation de la densité D des groupes est :

$$D = n / p(m)A$$

n = nombre de groupes entendus pendant la période d'écoute (une matinée entière ou plusieurs matinées)

A = la surface d'écoute

p(m) = la proportion estimée de groupes qui vocalisent pendant une période d'écoute de m jours

Les variables p(m) et A sont généralement les plus difficiles à estimer.

La proportion estimée de jours au cours desquels chaque groupe vocalise peut varier en fonction de la densité, des conditions météorologiques, de la saison, et doit être estimée pour un grand nombre de groupes (Brockelman et Ali, 1987).

L'estimation de la surface d'écoute est facilitée pour un terrain montagneux où les collines et vallées font office de barrières naturelles. Une carte topographique est un outil indispensable.

II.C.6. La méthode capture-marquage-recapture

Elle est utilisée pour étudier les densités des populations de petits mammifères, mais semble inadaptée pour le recensement des primates, notamment des espèces arboricoles en terme de sécurité pour les animaux, de temps et de moyens.

Cependant, pour les espèces nocturnes dont l'observation directe est extrêmement difficile, le marquage d'individus, combiné au suivi par radiotracking est le seul moyen d'estimer les densités et les territoires de ces populations. Les primates tels les marmousets ou les singes hurleurs et les prosimiens nocturnes, galagos ou microcèbes, ont pu être étudiés grâce à cette méthode (NRC, 1981).

II.D. Etude sur un site intensif

Un site d'étude intensif est une zone relativement restreinte, parfois inférieure à 1 km², dans laquelle est entrepris le recueil de données concernant l'écologie et le comportement d'une espèce ou d'une communauté de primates. Une grille de layons est ouverte pour permettre de faciliter le

suivi et la cartographie des groupes, un ou plusieurs groupes peuvent être habitués pour permettre des observations rapprochées.

La densité des groupes dans une zone d'étude peut certes fournir une limite supérieure pour l'estimation de la densité, mais ne peut raisonnablement être extrapolée à toute une région. Les sites d'études sont généralement sélectionnés en raison de leur type forestier favorable et de leur relative sécurité.

Le travail dans un site d'étude est un atout essentiel pour l'étude de l'estimation de l'abondance des populations de primates. Il permet ainsi d'entraîner les observateurs, de développer leur expérience et leurs connaissances des caractéristiques de l'espèce. D'autre part, l'étude de la dispersion entre les groupes, de la taille des groupes et du comportement territorial permet de sélectionner la méthode de recensement la plus appropriée. Elle peut de plus servir à tester ou calibrer la méthode des *line transects* et estimer la fréquence des vocalisations utilisées lors des recensements.

II.E. Discussion

Whitesides *et al.* (1988) recommandent pour l'estimation des densités de population de sept espèces de primates diurnes en forêt tropicale africaine, l'association d'un recensement par *line transects* relativement longs et par quadrats localisés recensés par «*sweep survey*». Comparant cinq méthodes analytiques et deux études par *line transects*, ils n'ont pas mis en évidence de différences significatives entre les résultats d'estimation de densités trouvés par les différentes méthodes analytiques.

Plusieurs exemples de recensements de primates montrent qu'il peut y avoir une variabilité considérable des résultats, mais les estimations les plus précises et exactes sont celles qui sont répliquées. Les méthodes n'ont pas toutes la précision ou l'exactitude souhaitée mais représentent un compromis entre la surface de la zone d'étude, les coûts, le temps et les moyens disponibles (NRC, 1981).

La standardisation des méthodes est essentielle pour minimiser la variabilité et pour permettre des comparaisons entre les observateurs et les sites d'études (NRC, 1981).

Les trois groupes de méthodes décrits d'estimation d'abondance et de densité, étude de distribution, estimation de la densité par échantillonnage et étude d'un site intensif ont des objectifs distincts, mais se complètent. On ne pourra pas envisager une étude de la distribution sans connaître les types d'habitat favorables, la structure habituelle des troupes, les densités classiquement rencontrées et les vocalisations de l'espèce. Il sera de même déconseillé d'estimer une densité sans avoir étudié ces aspects ainsi que les modèles de dispersion des groupes et des individus, de la répartition des activités dans le temps, des réactions aux observateurs et de la fréquence moyenne des vocalisations. De surcroît, il paraît logique d'entreprendre une étude intensive sur un site restreint durant plusieurs mois pour se familiariser avec l'espèce.

Toute méthode sera choisie en fonction des objectifs fixés, des moyens et du temps disponibles et des caractéristiques de l'espèce de primates étudiée.

L'étude et la cartographie des domaines vitaux est généralement considérée comme fournissant une approximation la plus exacte de la densité réelle des primates de forêt tropicale (NRC, 1981). En effet, l'évaluation des variations de densités de primates en fonction des types

d'habitats est établie de façon précise par des études intensives et à long terme. Cependant, dans le cas d'étude à court terme, l'estimation de densités obtenues par la méthode du *line transect* fournit généralement des résultats comparables avec une précision moindre (Skorupa, 1987).

La méthode d'étude de l'abondance d'une population de primates dépend ainsi grandement des objectifs fixés et de l'espèce choisie. Nous allons maintenant envisager le cas des méthodes de recensement des grands singes appliquées à l'orang-outan, espèce menacée.

III. Méthodes d'estimation de la densité des populations de grands singes – application à l'orang-outan

Les primates appartenant à la famille des Pongidés sont dénommés dans le langage courant anthropoïdes, ou grands singes.

Cette famille regroupe trois genres :

- genre *Gorilla* : trois sous-espèces
 - Gorilla gorilla beringei* (gorille de montagne)
 - Gorilla gorilla gorilla* (gorille des plaines de l'Ouest)
 - Gorilla gorilla graueri* (gorille des plaines de l'Est)

- genre *Pan* : deux espèces
 - Pan troglodytes* (chimpanzé)
 - Pan paniscus* (bonobo)

- genre *Pongo* : deux sous-espèces (Napier et Napier, 1967)
 - Pongo pygmaeus pygmaeus* (orang-outan de Bornéo)
 - Pongo pygmaeus abelii* (orang-outan de Sumatra)

Le besoin de recenser et d'étudier l'abondance des populations de primates se fait de plus en plus sentir actuellement, suite au déclin de leurs effectifs dû à la destruction de leur habitat, la capture d'animaux pour le commerce international.

Nous nous attacherons à décrire les méthodes de recensement de l'orang-outan, avec références aux autres grands singes, dans l'optique majeure de la conservation de cette espèce menacée.

III.A. Le statut actuel de l'orang-outan

III.A.1. Distribution géographique générale et habitats forestiers occupés

Cf ANNEXE 1

La sous-espèce *Pongo pygmaeus abelii* est actuellement rencontrée au nord de l'île de Sumatra, Indonésie, notamment dans le Parc National de Gunung Leuser dont la plupart des forêts sont restées inexploitées (Rijksen, 1978). L'île de Bornéo accueille la deuxième sous-espèce, *Pongo pygmaeus pygmaeus*, qui est rencontrée au Kalimantan centre, centre-ouest, nord-est, partie indonésienne de l'île, ainsi que dans les états de Malaisie, centre et est de Sabah et sud du Sarawak (Mac Kinnon, 1974, Rijksen, 1978). Sa distribution géographique au cours du pléistocène s'étendait beaucoup plus largement, de Java jusqu'au sud-est de la Chine (Von Koenigswald, 1982).

L'orang-outan est inféodé aux forêts tropicales et reconnu pour être parfaitement adapté aux forêts primaires. A Sumatra, il occupe plusieurs types d'habitats, comme les forêts marécageuses (*swamp forest*), les forêts à diptérocarpes de plaine (*lowland dipterocarp forest*) ou de montagne jusqu'à 1000 à 2000 mètres d'altitude (*hill dipterocarp forest*) (Rijksen, 1978). Leur répartition est cependant plus importante à basse altitude. Au Kalimantan, il est rencontré dans les forêts marécageuses (de type *freshwater swamp forest*), la mangrove (*nipah-mangrove swamp*) et les forêts à diptérocarpes de plaine (*lowland dipterocarp forest*). A Sabah, il exploite les forêts à diptérocarpes, inondables et non inondables (*inundated, semi-inundated, dry lowland dipterocarp forest*), les forêts marécageuses (de type *swamp* et *peat swamp forest*), les forêts en bordure de rivière (*riverine forest*), et celle des collines (*hill dipterocarp forest*) (Mac Kinnon, 1974). La réduction de son habitat et la disparition des forêts primaires qui sont restreintes aujourd'hui aux zones strictement protégées de parcs nationaux et de réserves le conduit de plus en plus à s'adapter aux forêts secondaires dégradées à divers stades de régénération. Seulement 2 % de l'habitat originel de l'orang-outan est protégé et certaines de ces zones sont actuellement sur le point d'être soumises à l'exploitation humaine (Nadler *et al.*, 1995).

Cette espèce est classée en danger par l'IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) depuis 1970, signifiant son risque imminent d'extinction. Ses populations se retrouvent aujourd'hui isolées et en déclin. Elle est inscrite à l'appendice I de la CITES (Convention International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) : tout échange international à but commercial est prohibé et les échanges à but conservatif entre les parcs zoologiques doivent être strictement contrôlés.

III.A.2. Effectifs généraux estimés

Les estimations des orangs-outans varient beaucoup en fonction des auteurs, des types d'étude et il est actuellement difficile de dresser un bilan général précis de leur répartition. Plusieurs chiffres sont donnés et sont parfois contradictoires.

Les anciennes estimations des populations de Sumatra varient de 3 000 à 15 000 individus, et les primatologues se sont accordés sur le fait que cet effectif était nettement insuffisant pour la survie de l'espèce à long terme (Rijksen, 1978). Le Kalimantan devait accueillir de 1 000 à 4 000 individus, l'état de Sabah de 2 000 à 3 000, l'état de Sarawak ne contenant plus que deux populations totalisant environ 1 000 individus. Les estimations du nombre d'orang-outans s'échelonnent de 3 000 à 10 000 ou 30 000 individus au total (IUCN, 1976), ou de 19 000 à 30 000 individus pour Bornéo et de 7 000 à 11 000 pour Sumatra (Van Schaik *et al.*, 1995).

Les dernières estimations en date des habitats et des effectifs ont été publiées lors du premier *Population Habitat Viability Analysis (PHVA) Workshop* en 1993 concernant les orang-outans, appelé par les scientifiques «le grand singe oublié». Les estimations des populations pour Bornéo montrent un sérieux déclin. Les effectifs totaux des orang-outans de Bornéo et Sumatra sont estimés se situer entre 12 300 et 20 571 individus (Nadler *et al.*, 1995). Seize zones protégées de Bornéo et Sumatra sont habitées par cette espèce, couvrant environ 32 000 km². Le nombre des orang-outans est estimé avoir diminué de plus 50 % au cours des 10 dernières années.

III.B. Méthodes de recensement de l'orang-outan et des grands singes

Toute mesure efficace de conservation d'une espèce nécessite des informations précises et exactes sur sa distribution géographique et ses densités pour les types d'habitats qu'elle occupe. Une estimation des effectifs totaux et une compréhension des facteurs éco-éthologiques déterminant cette répartition ainsi que des causes de déclin sont même essentielles.

III.B.1. Choix de la méthode

Des estimations de densités de primates peuvent être obtenues en utilisant la méthode du *line transect* (Brockelman et Ali, 1987). Il n'est pas possible de recenser une espèce aussi discrète que l'orang-outan par détection visuelle, à moins d'augmenter de manière irréaliste la taille des échantillons. Par exemple, pour une densité d'1 individu/km² et une distance de visibilité de 20 mètres de part et d'autre du transect, un observateur obtiendrait seulement un contact visuel pour 25 km parcourus (Van Schaik *et al.*, 1995).

Les anthropoïdes construisent des nids pour se reposer la journée et presque systématiquement pour passer la nuit. Les nids sont bien plus aisément détectables que les animaux et restent visibles longtemps. Ces indices de présence sont donc actuellement utilisés pour le recensement des anthropoïdes, les techniques de *line transect* étant maintenant suffisamment documentées (notamment pour la détermination des paramètres liés aux nids) et

capables de fournir des estimations correctes. Cette technique s'appuie toutefois sur de nombreux indicateurs dont l'estimations s'inscrit dans de larges limites de confiance. En conséquence la précision et l'exactitude des résultats peuvent être critiquables. Mais ils sont nécessaires pour engager des plans de conservation ; même une image ne reflétant pas la stricte réalité est préférable à une absence d'information (Krebs, 1989).

III.B.2. Méthodologie appliquée

III.B.2.1. La formule utilisée

Rappelons la formule générale, développée par Burnham *et al.*(1980) puis Buckland *et al.* (1993). (Cf *paragraphe I.B.3.2.2.*)

$$D = N / (L \times 2 w)$$

D = densité (individus/km²)

N = nombre d'animaux observés

L = longueur du transect (km)

w = largeur effective de bande en notant les distances perpendiculaires des animaux par rapport au transect.

Dans le cas des grands singes, dont les nids sont recensés, il faut tenir compte de ces nouveaux paramètres :

$$D = N / (L \times 2 w \times p \times r \times t)$$

p = proportion d'animaux construisant des nids dans la population

r = nombre de nids construits par jour par animal

t = durée de visibilité du nid (jours)

III.B.2.2. Estimation des paramètres w, t, p, et r

Les paramètres **w** et **t** peuvent varier en fonction des différents types d'habitats, **w** en fonction de la structure de la forêt, de la visibilité et **t** en fonction des essences forestières, de la température, de l'humidité et de l'ouverture de la canopée. La méthode du *line transect* fournit de fait une estimation de **w**. Un calcul de la largeur de bande par approximation avec l'estimateur des séries de Fourier d'un recensement effectué à Sumatra a fourni une valeur de 16,7 m, alors que dans le cas d'un recensement en zone marécageuse, **w** était estimée à 22,6 m (Van Schaik *et al.*, 1995 ; Brockelman et Ali, 1987). Le logiciel Distance (Buckland *et al.*, 1993) est aussi un outil de calcul de cette largeur, plusieurs modèles d'estimation étant proposés pour estimer **w**.

L'estimation du paramètre t , durée de vie du nid, est déterminée par le suivi d'un échantillon de nids repérés sur des transects. Le vieillissement est exprimé par quatre stades consécutifs (Tutin et Fernandez, 1984) :

- **Stade 1** (frais) : nid neuf, les feuilles sont encore vertes,
- **Stade 2** (récent) : les feuilles sont encore présentes et la structure du nid est respectée, les feuilles apparaissent marron,
- **Stade 3** (vieux) : vieux nid, une partie des feuilles se sont détachées et l'observateur peut apercevoir le ciel à travers les branches support,
- **Stade 4** (pourri) : très vieux nid, des branches sont encore présentes mais la structure du nid a disparu, il ne reste plus de feuilles,
- Disparition du nid

Les transects sont parcourus à intervalles réguliers d'environ 20 à 30 jours et les stades des nids sélectionnés sont notés. Les estimations de la durée de vie des nids d'orangs-outans ont varié de 81 jours (Rijksen, 1978), 118 jours (Van Schaik *et al.*, 1995) à 145 jours (Russon, 1997).

Il semble que la composition de la végétation ne soit pas une cause majeure influant sur la durée de vie des nids, contrairement à l'altitude et aux conditions météorologiques (humidité, température) (Van Schaik *et al.*, 1995). Les nids de jour et de nuit n'ont pas non plus la même durée de visibilité. Le type de construction et l'arbre utilisé influent aussi sur la variabilité de leur décomposition.

Les paramètres p et r ne varient pas beaucoup et peuvent être tirés d'études précédentes.

Les jeunes encore dépendants de leur mère ne construisent pas de nids. Des sites d'étude intensifs sur la population d'orangs-outans du Parc National de Gunung Leuser à Sumatra ont estimé à environ 10 % la proportion de jeunes, soit une valeur de 0,9 pour p (Van Schaik, 1995).

De même, des valeurs de 1,8 (Rijksen, 1978), 1,6 et 1,7 (Van Schaik, 1995) pour r ont été estimées.

III.B.2.3. Hypothèses requises

Les conditions d'applications générales de la méthode du *line transect* (*cf* paragraphe I.B.3.2.2.) sont à respecter. Dans le cas de recensement des nids, les plus importantes conditions à prendre en compte sont les suivantes :

- tous les nids se trouvant sur la ligne de marche sont repérés. Ceci est souvent difficile à respecter en raison de la structure de la canopée. Lors du recensement, une attention particulière doit être soutenue pour repérer les nids se trouvant sur le transect ;
- le transect est sélectionné au hasard dans la zone considérée, ce choix ne dépendant pas des frontières naturelles, des rivières ou de la topographie ;
- les distances perpendiculaires sont déterminées avec précision.

III.B.3. Application de la méthode

Les observateurs se déplacent lentement le long des transects sélectionnés, s'arrêtant pour repérer les nids. Pour chaque nid détecté, sont notés :

- la distance perpendiculaire au transect,
- le stade de vieillissement du nid,
- d'autres informations comme la hauteur du nid, la description de l'arbre, la structure et le type de forêt, d'autres indices de présence ou traces d'animaux...

La description des types d'habitats le long du transect, l'abondance d'arbres fruitiers peuvent aussi être des éléments utilisables pour la comparaison des densités en fonction du type d'habitat et des facteurs de variation de la distribution de l'espèce.

Les distances perpendiculaires maximales de détection varient en fonction du type forestier, de l'ouverture de la canopée et de l'observateur. Il est recommandé de ne pas tenir compte de nids isolés situés loin du transect (Burnham *et al.*, 1993).

III.B.4. Discussion

III.B.4.1. Efficacité de la méthode

Plusieurs facteurs peuvent influencer sur l'exactitude et la précision des résultats, respectivement l'expérience des observateurs et la longueur des transects échantillonnés. Une longueur minimale de 3 km pour chaque transect a été déterminée par Van Schaik *et al.* (1995) comme étant une longueur acceptable pour une efficacité et une précision correctes afin d'estimer une densité pour un type d'habitat donné.

A l'aide de cartes récentes, ou mieux de système d'information géographique, les densités calculées pour chaque site d'étude, caractéristiques d'un type d'habitat, sont extrapolées à la surface totale de la zone protégée dont on veut déterminer les effectifs des populations.

III.B.4.2. Validité de la méthode

L'exactitude d'une méthode indirecte peut-être vérifiée en comparant les résultats obtenus pour des zones de densité connue. Il a été démontré que cette méthode peut sous-estimer de 10 à 15 % la densité des orangs-outans et bien que de nombreux paramètres à forte variabilité soient nécessaires aux calculs, cette méthode a valeur de référence. La plus grande source d'erreur provient de la détermination de la durée de visibilité des nids.

Afin d'obtenir de bonnes estimations de l'effectif d'une population il est nécessaire d'établir des estimations correctes de densités pour chaque type d'habitat et de leur surfaces couvertes (Sugardjito, 1993).

III.B.4.3. Facteurs correctifs

Les estimations des effectifs présentés ci-dessous (*cf* paragraphe III.C.) ont été effectuées en déterminant approximativement la surface totale de l'habitat disponible et en multipliant ce nombre par les densités estimées en fonction des différents types de forêt. Cependant cette méthode après extrapolation surestime inévitablement les effectifs car les animaux n'atteignent presque jamais la saturation de l'habitat sur toute la superficie de la zone considérée. En effet, les biologistes tendent à ne pas sélectionner des zones qui ont souffert d'une dégradation récente ou qui ont de faibles capacités d'accueil, ce qui entraîne une surestimation des résultats. De plus, la proportion des superficies en fonction des types forestiers est toujours issue de cartes qui ne reflètent pas les changements récents. Pour ces raisons, un facteur correctif de 0,75 a été utilisé pour calculer les effectifs des populations de Sumatra (Van Schaik *et al.*, 1995). Un facteur correctif de 0,6 a été appliqué dans le cas des effectifs des populations de Bornéo (Van Schaik *et al.*, 1995) afin de compenser la surestimation des densités supérieures des sites d'études et l'extrapolation de ces données à partir de cartes erronées.

III.B.5. Autres méthodes d'estimation d'abondance des populations d'orangs-outans

Des interviews auprès des populations locales fournissent toujours de bons indices avant d'effectuer une étude sur un site intensif ou une estimation des densités. Les mouvements des animaux, la pression de chasse, les conflits divers peuvent être appréhendés.

III.B.5.1. Indices d'abondance relative : nombre de nids / km

Des transects marqués peuvent être parcourus à intervalles réguliers, tous les mois par exemple et les indices d'abondance, nombre de nids par kilomètre, sont comparés d'une enquête à l'autre. Ceci permet d'appréhender pour un site d'étude restreint les mouvements des animaux et les variations de population.

III.B.5.2. Estimation de densité par marquage des nids et comptage des nids neufs

Il est aussi possible, afin d'évaluer les mouvements des animaux dans la zone d'étude, de repérer le long des transects les nids neufs, indices de présence récente des grands singes. Tous les nids sont auparavant repérés sur chaque transect et l'on compte les nids apparus. Ceci permet d'éviter de prendre en compte la variation des valeurs de durée de visibilité des nids, souvent difficiles à évaluer et dépendant de nombreux facteurs. On suppose cependant que tous les nids ont été détectés lors du premier recensement. Les distances perpendiculaires des nouveaux nids apparus sont enregistrées et en combinant les comptages des différents transects sélectionnés, il est possible d'estimer la densité de nids nouveaux (après calculs classiques par la méthode du *line*

transect). En divisant ce résultat par le nombre de jours entre le premier passage et le dernier, on obtient la densité de nids dans la surface considérée (Plumtre et Reynolds, 1995).

La formule suivante a été employée par Hashimoto (1995), lors d'un recensement de chimpanzés en Ouganda. Cependant l'auteur précise que le nombre de nids nouveaux construits pour une période de temps réduite peut être insuffisant, cette méthode nécessite donc une zone échantillonnée plus large ainsi qu'une plus longue étude.

Nombre de nids / km² =

Nombre de nouveaux nids construits sur la période de recensement (nids.jr)

Longueur totale des transects (km) x 2w x Intervalle entre comptages (jr) x efficacité de l'observateur

w = largeur effective de bande, km

efficacité de l'observateur : cf *paragraphe III.B.6.* pour détails

III.B.5.3. Cartographie des territoires

Cette méthode, testée par Plumtre et Reynolds (1995) sur des populations de chimpanzés est peu recommandée si l'objectif du recensement est d'évaluer à court terme les densités. Ceci est dû à son manque d'efficacité et au fait que les territoires peuvent être mesurés de plusieurs façons, ce qui peut faire beaucoup varier les résultats. De plus, elle nécessite un site d'étude intensif et de nombreuses heures d'observations. Elle est entreprise lors de suivis réguliers et à long terme d'une population et fournit alors une valeur comparative supplémentaire précise et exacte de choix.

III.B.5.4. Méthode aérienne d'estimation d'abondance (Payne, 1988 ; Payne et Andau, 1994)

Une technique de comptage de nids d'orangs-outans par hélicoptère, expérimentée au Sarawak a été reprise et étudiée par Payne (1988, 1994). Elle apparaît comme une méthode clé pour une évaluation rapide des distributions des populations d'orangs-outans dans des zones de forêt étendues ou difficilement accessibles. Lors de plusieurs vols, des observateurs entraînés ont repéré les nids sur des transects survolés à 50 mètres d'altitude environ à une vitesse de 80 km/h. Une première méthode a été décrite pour convertir les données enregistrées, nids comptés par minute, en premières estimations de densités. Les résultats indiquent que des comptages de 3 à 6 nids par minute correspondent à une densité d' 1 orang-outan/km².

La détection des nids dépend beaucoup de l'expérience de l'observateur, de la couverture de la canopée, des types d'habitat survolés et des conditions météorologiques. De nombreux nids comptés au sol ne sont pas repérés et cette méthode ne peut fournir actuellement des densités ou des résultats précis.

III.B.6. Particularités du recensement des populations de gorilles et chimpanzés

La méthode du comptage des nids par *line transect* est elle aussi reconnue comme méthode de référence (Tutin et Fernandez, 1984). Les méthodes de recensement par détection visuelle des animaux ne sont pas employées en raison d'une fréquence de contact trop faible des grands singes. Une formule proposée par Ghiglieri (1984) tient compte de l'efficacité de l'observateur qui est estimée comme étant de 80 %.

Densité d'animaux sevrés =

$$\frac{\text{Nombre de nids comptés}}{L \times 2w \times \text{efficacité de l'observateur} \times \text{durée de vie des nids} \times \text{nbre de nids/animal/j}}$$

animal sevré = animal construisant un nid

L = longueur totale des transects

w = largeur de bande

Une différence entre les recensements d'orangs-outans et des gorilles et chimpanzés réside dans le fait que ces derniers vivent en groupe. La formule doit donc tenir compte du nombre de nids par groupe. Tutin et Fernandez (1984) recommandent donc une formule modifiée, prenant en compte la distribution groupée des nids qui ne sont pas répartis au hasard. Ils supposent en revanche l'efficacité de l'observateur maximale.

Nombre d'individus construisant un nid/km² =

$$\frac{\text{Nombre de groupes de nids observés} \times \text{nombre de nids par groupe}}{\text{nb de nids construits/animal/j} \times \text{surface échantillonnée (km}^2\text{)} \times \text{durée de vie des nids (j)}}$$

La formule proposée par Tutin et Fernandez (1984) apparaît comme donnant des résultats de densités inférieurs à la précédente, probablement parce que les autres méthodes reposent sur l'hypothèse d'une distribution aléatoire des nids, ce qui n'est pas le reflet de la réalité (Hashimoto, 1995).

Les moyennes estimées ont été de 1,8 individus/km² (de 1 à 10) pour les chimpanzés et de 4,0 individus/km² (de 1 à 19) pour les gorilles de la réserve de la Lopé au Gabon (Tutin et Fernandez, 1984). Les valeurs obtenues lors d'un recensement des gorilles et chimpanzés du Parc National d'Odzala, au Congo, étaient respectivement de 7,1 individus/km² (de 1 à 26) et 2,1 individus/km² (de 1 à 14) (Bermejo, 1995). Les densités de chimpanzés dans la réserve de Kalinzu, Ouganda, se sont échelonnées de 2,8 à 4,7 individus/km² (Hashimoto, 1995).

La durée moyenne de visibilité du nid varie elle aussi en fonction des zones, de la taille du groupe de nids et des types de construction du nid. L'altitude des nids des chimpanzés a été estimée comme étant en moyenne 12 mètres, celle des gorilles 5,5 mètres, qui bien souvent construisent des nids au sol (Bermejo, 1995). Les nids constitués de plantes herbacées et situés au

sol représentaient 40 % d'un échantillon de nids sélectionnés, contre 35 % de nids construits dans les arbres pour une étude dans la réserve de la Lopé (Tutin et Fernandez, 1993). Pour les nids de chimpanzés, la durée de vie selon les études au Gabon de Tutin et Fernandez (1995) est de 113,6 jours (35-151 jours). Selon Ghiglieri (1979), cette durée moyenne a été évaluée à 110,8 jours et selon Skorupa (1998) à 144 jours. Pour les nids de gorilles, plus exposés, cette durée est de 53,6 jours. Les différents matériaux utilisés pour construire les nids, herbes ou branches, leur position (au sol ou dans les arbres) ainsi que la différence de construction entre les nids de jour, moins fournis, et de nuit, influent directement sur la durée de visibilité des nids. La classification des nids de gorilles peut se faire en 7 classes: nids de structure zéro, minimale, herbacée, mixte, nid placé dans un arbre, nid constitué de branches pliées ou cassées et déplacées (Tutin et Fernandez, 1993).

Ces deux grands singes construisent leur nids dans des zones forestières à canopée fermée et une grande prudence est de rigueur pour l'extrapolation des effectifs d'un site d'étude donné caractérisé par un ou plusieurs types d'habitats à une zone plus large ou à l'échelle d'un pays, contenant des zones de savanes. De plus, dans les zones où ces deux espèces sont sympatriques, une attention particulière doit être retenue concernant l'identification des nids (Furuichi, 1997).

Les indices d'abondance, nombre de nids par km parcourus et des interviews auprès des populations locales fournissent de premiers indices d'abondance relative très utiles pour entreprendre l'estimation de la répartition des grands singes et leur distribution dans la zone d'étude choisie.

III.C. Résultats d'estimation d'effectifs et de densité : distribution et répartition de l'orang-outan

III.C.1. Les estimations des effectifs et leur distribution

III.C.1.1. Bornéo (*Pongo pygmaeus pygmaeus*)

La distribution pour Bornéo (Kalimantan, Sabah et Sarawak) regroupe huit régions d'une superficie totale de 22 360 km², renfermant des populations isolées dont les effectifs s'échelonnent entre 10 282 et 15 546 individus (PHVA, Tilson *et al.*, 1993). Rijksen et Meijaard (1996, *in press*) estiment les effectifs d'orangs-outans de Bornéo à 23 133 individus. Ces données ne prennent cependant en compte que les individus vivant dans les zones protégées. Les effectifs pour l'état de Sabah en 1988 étaient estimés entre 9 800 et 21 000 orangs-outans (Payne, 1988).

III.C.1.2. Sumatra (*Pongo pygmaeus abelii*)

Les estimations des habitats et des effectifs de l'orang-outan de Sumatra ont été calculées à partir des études des biologistes qui étudient cette espèce à Ketambe, au Parc National de Gunung Leuser.

Pour Sumatra, les frontières exactes de leur distribution ne sont pas déterminées, mais on connaît plusieurs populations, incluant la réserve de Singkil Barat et la zone de Sembala-Dolok Sembelin.

Deux populations majeures, à l'ouest et à l'est de la réserve de Gunung Leuser au nord de Sumatra s'étendent hors des frontières du parc, couvrant approximativement 11 710 km². La population de l'ouest du parc est approximativement estimée à 7 639 individus, 5 700 pour l'effectif corrigé, couvrant une superficie de 7 352 km². Celle de l'Est s'étend sur une zone de 4 358 km², dont l'effectif est estimé à 4 636, ou 3 500 individus après correction. Des effectifs corrigés restreints strictement aux frontières de la réserve sont estimés à 3 450 individus pour une superficie de 5 570 km² dans la zone Ouest, et 2 400 individus pour 2 957 km² dans la zone Est. La population totale du parc est probablement de 7 779 individus, soit en effectifs corrigés, 5 850 individus (Van Schaik *et al.*, 1995). Rappelons que les effectifs corrigés sont obtenus après application des facteurs correctifs déterminés par Van Schaik *et al.* (1995). (*cf* paragraphe III.B.4.3)

La population des orangs-outans du Parc National de Gunung Leuser est la plus importante de Sumatra. Rijksen et Meijaard (1996, *in press*) estiment les effectifs pour Sumatra à 12 770 individus.

De nombreuses incertitudes et les différences entre résultats estimés ne permettent pas de dresser un tableau unique des effectifs et de leur répartition pour toutes les zones étudiées. De plus amples informations doivent être collectées afin de préciser la situation réelle des populations d'orang-outans.

III.C.2. Les densités estimées en fonction des types d'habitats

Les orangs-outans ont un mode de vie semi-solitaire et leurs densités sont faibles, comme chez la plupart des grands mammifères. Les densités estimées par les primatologues varient de 0,4 à 3 individus par km² (Van Schaik *et al.*, 1995 ; Rijksen, 1994) en fonction des zones et des types d'habitats forestiers.

Les résultats sur plusieurs sites d'étude de Bornéo et Sumatra, conduits de 1971 à 1978 sont présentés ci-dessous. (*cf* tableau 1)

Tableau 1 : Densités moyennes d'orang-outans, 1971 – 1978

Densité (individus/km ²)	Site d'étude	Référence
0,1 – 0,4	Sumatra	<i>Kurt, 1973</i>
1 – 2	Sumatra	<i>Mac Kinnon, 1973, 1974</i>
3 – 5	Sumatra	<i>Rijksen, 1974</i>
0,25 – 1	Sumatra	<i>Borner, 1974</i>
2 – 7	Indonésie (Bornéo)	<i>Mac Kinnon, 1977</i>
3,1	Sumatra	<i>Wilson and Wilson, 1977</i>
5	Sumatra	<i>Rijksen, 1978</i>
2 – 3,7	Kalimantan (Bornéo)	<i>Rodman, 1973</i>
3	Kalimantan (Bornéo)	<i>Galdikas, 1974</i>
0,97	Sabah (Bornéo)	<i>Mac Kinnon, 1971</i>
1 – 2	Sabah (Bornéo)	<i>Mac Kinnon, 1974</i>
= 1,5	Sabah	<i>Mac Kinnon, 1977</i>

III.C.2.1. Sumatra

Les dernières estimations de densités sont de 0,4 individus par km² (forêt à diptérocarpes, de 1000 à 1800 mètres d'altitude), 0,5 individus par km² (forêt secondaire), 1,8 (forêt à diptérocarpes, 500 à 1000 mètres d'altitude), 2,5 (forêt à diptérocarpes, 0 à 500 mètres d'altitude) et de 5 individus par km² (forêt marécageuse). Les densités sont supérieures pour les forêts à diptérocarpes de plaine et décroissent avec l'altitude. Cette diminution est associée très probablement au déclin avec l'altitude de l'abondance d'arbres fruitiers (Van Schaik *et al.*, 1995).

III.C.2.2. Bornéo

Les estimations de densités varient de 1 à 3 individus/km² et sont plus importantes dans les habitats de type marécage (*swamp* et *peat swamp forest*) et forêt à diptérocarpes de faible altitude (*lowland dipterocarp forest*), qui apparaissent comme étant des types d'habitat clés pour la survie de l'espèce.

Les densités les plus importantes pour l'état de Sabah sont trouvées à l'Est, dans les forêts de moins de 150 mètres d'altitude : plus de 2 individus/km² (Payne et Andau, 1989). La plaine fluviale de la Kinabatangan accueille pour certaines zones jusqu'à 5 individus/km² (Payne, 1996, non publié). Les densités dans les autres régions, situées à plus de 450 mètres d'altitude s'échelonnent de 0,5 à 1 individu/km² (Davies, 1986).

Les données obtenues pour la réserve de Danau Sentarum, au Kalimantan Ouest étaient de 0,16 à 0,31 individus/km² pour le coeur de la réserve et de 0,46 à 0,55 et 0,85 à 0,91 individus/km² pour ses extensions (Russon, 1997).

Une étude des populations du Sanctuaire de Lanjak Entimau, au Sarawak, a évalué les densités pour la partie Nord du Sanctuaire à 1,73 individus/km², pour la partie Sud à 0,31 individus/km² et pour le centre à 0,21 individus/km² (Blouch, 1997). La densité pour la totalité du Sanctuaire a été estimée à 0,5 individus/km².

A Sabah, Mac Kinnon (1977) a indiqué une densité de 1,5 orang-outan/km² dans la réserve d'Ulu Segama et plus récemment Johns (1992) a trouvé une densité de 0,3 orang-outan/km² dans la même zone. Davies et Payne (1982) ont déterminé que les plus fortes densités, soit d'environ 2 individus/km², se trouvent dans les forêts à diptérocarpes de basse altitude.

III.C.3. Facteurs influençant la répartition des populations

L'altitude est considérée comme un facteur d'importance majeure influant sur les variations de densité. L'altitude augmentant, les densités diminuent. Ceci peut-être notamment dû à une moindre disponibilité en arbres fruitiers. La relation entre densité d'arbres fruitiers et densité d'orang-outan indique que la production de fruits est probablement un facteur limitant pour les populations d'orang-outans (Van Schaick *et al.*, 1995). Payne (1992) propose une hypothèse supplémentaire prenant en compte les variations de nature et de richesse en minéraux du sol.

III.D. Utilisation des données sur l'abondance et la distribution de l'orang-outan pour sa conservation

III.D.1. La viabilité des populations

Les deux populations présentes dans le Parc National de Gunung Leuser et ses environs font partie des populations les plus importantes en terme d'effectifs et de potentiel pour la protection de l'espèce. Ce Parc National est ainsi essentiel pour la conservation à long terme de la sous-espèce de Sumatra.

Dans le cas de cette espèce menacée, la connaissance de la distribution précise et des effectifs des populations isolées est essentielle pour établir des plans de conservation à long terme dans les zones concernées (PHVA, 1993). Connaître les effectifs totaux et les densités absolues et relatives en fonction des différents types d'habitats dans les zones protégées sont les principaux objectifs du recensement. Pour des études à plus long terme dans des zones définies, il sera essentiel de pouvoir évaluer l'évolution des populations suivies. Les types d'habitat les plus importants sont les *swamp* et *peat swamp*, forêts marécageuses et les *lowland dipterocarp forest*, forêts à diptérocarpes de basse altitude.

Il est admis (logiciel *Vortex Analysis*, in : PHVA, 1993) qu'un effectif minimal de 2 000 individus permettrait la viabilité à long terme d'une population d'orang-outans. Les corridors de forêt indispensables aux mouvements saisonniers et à la rencontre d'individus de populations différentes sont à identifier et à préserver afin d'empêcher l'extinction de populations isolées. Une augmentation de seulement 1 % par an de la mortalité des adultes par rapport au taux normal entraînerait l'extinction d'une population en 50 ans. Ceci correspondrait à la perte de seulement 5 adultes par an (PHVA, 1993).

III.D.2. Les facteurs menaçant les populations

III.D.2.1. La fragmentation et la destruction des habitats

La fragmentation et la destruction des habitats sont les causes majeures de diminution des populations d'orang-outans. Il est estimé que la superficie totale de l'habitat favorable à l'orang-outan en Indonésie et en Malaisie a diminué de plus de 80 % ces 20 dernières années. De plus, les habitats les plus importants pour les populations sont des terrains recherchés pour le développement économique.

La destruction et la fragmentation peuvent être dues à un changement dans le statut d'une forêt protégée qui est ouverte à l'exploitation forestière, aux activités agricoles légales ou illégales, à la construction de routes pour le tourisme, aux activités minières.

La transformation des forêts pour l'exploitation du bois, l'agriculture et surtout l'augmentation grandissante des plantations (palmiers à huile notamment) réduisent d'autant leur

habitat. De plus, des orangs-outans sont tués lors de ces activités, ou sont considérés comme nuisibles pour les plantations et abattus.

La dégradation de l'habitat peut-être due aux feux et à la sécheresse. Les feux suite à la sécheresse de 1998 ont ces dernières années détruit de vastes zones, notamment au Kalimantan Nord.

On assiste donc à une perte nette de l'habitat des orangs-outans et indirectement à une fragmentation de leur habitat, qui favorise l'isolement des populations restantes.

III.D.2.2. Les conflits avec les hommes

Parfois chassés autrefois pour la consommation, ils sont maintenant abattus en raison des dégâts qu'ils occasionnent dans les plantations ou les vergers. Conséquence directe de la pression démographique croissante, ces conflits sont d'une importance variable en fonction des zones.

Le faible taux de reproduction de cette espèce l'expose à un déclin rapide par la mort des individus en âge de reproduire : l'âge moyen des femelles pour leur première naissance est de 15 ans et l'intervalle entre deux naissances est d'environ 8 ans, le plus lent de toutes les espèces de primates (Galdikas et Wood, 1990). D'autre part, la longévité des adultes en captivité est estimée à environ 30-35 ans. Même une légère augmentation de la mortalité des femelles adultes peut entraîner le déclin d'une population.

III.D.2.3. Le commerce international

Malgré son inscription à l'annexe I de la CITES, il y a eu plus d'orangs-outans vendus à Taïwan entre 1990 et 1993 qu'il n'y en a de protégés dans tous les zoos. On estime à 1 000 le nombre d'animaux détenus en captivité à Taïwan (PHVA, 1993)!

III.D.3. Recommandations (PHVA, 1993, Van Schaik *et al.*, 1995 ; Rijksen *et al.*, 1995)

Trois orientations doivent être suivies.

La recherche

Des études de terrain régulières, l'utilisation d'une cartographie précise des types forestiers au moyen d'un système d'information géographique sont recommandées pour obtenir des informations plus détaillées sur leur distribution et mettre en place un plan de conservation à long terme des populations.

La conservation de l'habitat

60 % des populations de Bornéo sont estimées pouvoir être protégées par le renforcement de la protection des zones déjà classées comme réserves ou parcs, notamment en luttant contre le

bûcheronnage illégal et la dégradation de ces zones. Au Kalimantan, un réseau de réserves était reconnu couvrir plus de 60% de l'habitat occupé par les orangs-outans (Rijksen, 1995). Cependant face aux difficultés économiques actuelles de l'Indonésie et aux feux des années passées, ce réseau apparaît fragilisé. En ce qui concerne l'état de Sabah, plus de 50 % des populations d'orang-outans occupent des zones non protégées (Payne, 1992). De plus, il semble que plus de la moitié des forêts accueillant des populations viables d'orang-outans ont été converties en plantations (Payne, 1996). La conservation de cette espèce nécessite une protection renforcée et efficace des zones forestières classées et notamment les types forestiers de basse altitude ainsi que la restauration de zones dégradées. La mise en place de zones tampons aux frontières des réserves ou parcs, et la protection de corridors forestiers permettant des échanges entre populations isolées sont de même importantes pour la viabilité de celles-ci.

La protection active : réhabilitation, translocations

La translocation d'animaux isolés dans des zones forestières entourées de plantations vers des zones protégées habitées par d'autres populations est parfois l'unique solution pour sauver ces animaux. Plusieurs dizaines d'individus ont été ainsi relâchés dans la réserve de Tabin à Sabah (Andau *et al.*, 1994)

Les centres de réintroduction (comme les centres de Bohorok à Sumatra, Sepilok à Sabah, Tanjung Puting au Kalimantan) ont un rôle important à jouer dans la conservation de cette espèce, en permettant la constitution de nouvelles populations et la protection de zones forestières sur les lieux de réintroduction. Mais ces réintroductions doivent être strictement suivies, notamment médicalement pour ne pas transmettre de maladies extérieures aux populations déjà réintroduites. De plus, il convient d'évaluer régulièrement les effectifs et les étapes de la réadaptation des animaux introduits.

Conclusion

La valeur des écosystèmes forestiers tropicaux doit actuellement être reconnue car la nécessité de préserver leur extraordinaire biodiversité est devenue prioritaire. La mise en place d'une gestion rationnelle des zones forestières protégées passe entre autres par des recensements visant à connaître la distribution et la densité des populations d'animaux présents. Les méthodes de recensement de primates en forêt tropicale, malgré la visibilité restreinte et un milieu parfois difficile d'accès offrent une large palette de choix en fonction du milieu, de l'espèce considérée et des objectifs de l'étude. Les données quantitatives qui peuvent être obtenues par ces recensements permettent de mieux comprendre l'écologie des populations de primates, leur distribution et les facteurs influençant cette répartition. Les informations permettent d'identifier les zones où les populations sont naturellement présentes, en abondance relativement importante et de planifier la conservation des populations les plus menacées, comme les noyaux isolés d'orangs-outans. Le facteur clé de la conservation des orangs-outans est aujourd'hui la protection effective des zones forestières nécessaires à la survie de leurs populations. L'application de techniques de recensement appropriées à chaque situation est essentielle pour définir des politiques de conservation réalistes à long terme de cette espèce. Il est important d'estimer des effectifs mais il est sûrement plus important de suivre leur évolution, d'évaluer leur degré de stabilité et de décrire leurs principales causes de déclin. L'influence de l'homme sur les forêts tropicales ne cesse de croître de plus en plus rapidement. Intégrer les réponses et les adaptations des espèces de primates aux milieux dégradés devient nécessaire à la mise en place de plans de conservation à long terme.

Bibliographie

1. Andau, P.M., Hiong, K.L., Sale, J.B. (1994). Translocation of pocketed orangutans in Sabah. *Oryx*, 28(4) : 263-268
2. Anderson, D.R., Laake, J.L., Crain, B.R., Burnham, K.P. (1979). Guidelines for line transect sampling of biological populations. *J.Wild.manage.*, 43(1) : 70-78
3. Aveling, C., Harcourt, A.H. (1984). A census of the Virunga gorillas. *Oryx*, 18 : 8-13
4. Bermejo, M. (1995). Recensement des gorilles et chimpanzés du Parc National d'Odzala. Rapport final, Projet ECOFAC - Composante Congo, AGRECO/CTFT. pp30
5. Bermejo, M. (1995). Fiches de recensement des gorilles et chimpanzés du Parc National d'Odzala. Projet ECOFAC - Composante Congo, AGRECO/CTFT. pp450
6. Blouch, R.A. (1997). Distribution and abundance of orangutans (*Pongo pygmaeus pygmaeus*) and other primates in the Lanjak Entimau Wildlife Sanctuary, Sarawak, Malaysia. *Tropical Biodiversity*, 4(3) : 259-274
7. Bourgarel, M. (1998). Aspects de la dynamique des populations d'impalas *Aepyceros melampus* sur les bords du Lac Kariba au Zimbabwe. Rapport technique DEA, Analyse et modélisation des systèmes biologiques. UCB Lyon I, CIRAD-EMVT. pp31
8. Bourlière, F. (1969). L'échantillonnage des populations de grands mammifères. In : M. Lamotte et F. Bourlière (Eds.), Problèmes d'écologie : l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres, Masson et Cie : 189-206
9. Bousquet, B. (1984). Méthodes et résultats des inventaires de grands mammifères en vue de leur gestion rationnelle en Haute-Volta. Thèse de Docteur-Ingénieur en écologie, Université Sciences et techniques du Languedoc, Montpellier. pp210
10. Brockelman, W.Y, Ali, A. (1987). Methods of surveying and sampling forest primates populations. In : Marsh, C.W., and Mittermeier, R.A. (Eds.) : Primate Conservation in the Tropical Rain Forest, Alan R. Liss, New-York : 23-62
11. Brugière, D. (1998). Facteurs de variation des densités et des biomasses de primates en milieu forestier tropical : l'exemple des communautés de Cercopithecidae d'Afrique centrale. Thèse doctorale, Université de Rennes I, UFR Sciences de la Vie et de l'Environnement
12. Buckland, S.T. (1982). A note on the Fourier series model for analysing line transect data. *Biometrics*, 38 :469-477
13. Buckland, S.T. (1985). Perpendicular distance models for line transect sampling. *Biometrics*, 41 : 177-195
14. Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. (1993). Distance sampling : Estimation abundance of biological populations. London, U.K., Chapman & Hall. pp446
15. Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wild.Monogr.*, 72 :1-202
16. Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L. (1985). Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *J.Wild.manage.*, 49 : 1012-1018
17. Casimir, M.J. (1979). An analysis of gorilla nesting sites of the Mt Kahuzi region (Zaire). *Folia Primatol.*, 32 : 290-308
18. Caughley, G. (1977). Analysis of vertebrate populations. J. Wiley and Sons, Chichester : 12-50
19. Collins, N.M., Sayer, J.A., Whitmore, T.C. (1991). The conservation atlas of tropical forests : Asia and the Pacific, London, Macmillan Press

20. Davies, G. (1986). The orangutan in Sabah. *Oryx*, 20(1) : 40-45
21. Davies, G., Payne, J. (1982). A faunal survey of Sabah, Kuala Lumpur : IUCN/WWF Project No 1692
22. Defler, T.R., Pintor, D. (1985). Censusing primates by transect in a forest of known primate density. *Int. J. Primatol.*, 6 : 243-260
23. Eberhardt, L.L. (1978). Transect methods for populations studies. *J.Wild.Manage.*, 42 : 1-32
24. Eisenberg, J.F. (1980). The density and biomass of tropical mammals. In : Soulé, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), *Conservation Biology : an evolutionary-ecological perspective*, Sunderland, Massachussets : 35-55
25. Fay, J.M., Agnagna, M. (1992). Census of gorillas in northern Republic of Congo. *Am. J. Primatol.*, 27 : 275-284
26. Furuichi, T., Inagaki, H., Angoue-Ovono, S. (1997). Population density of chimpanzees and gorillas in the Petit Loango Reserve, Gabon : Employing a new method to distinguish between nests of the two species. *Int. J.Primatol.*, 18(6) : 1029-1046
27. Gaillard, J-M., Boutin, J-M., Van Laere, G. (1993). Dénombrer les populations de chevreuil par l'utilisation du line transect. Etude de faisabilité. *Rev.Ecol. (Terre Vie)*, 48 : 73-85
28. Galdikas, B.M.F., Wood, J. (1990). Great ape and human birth intervals. *Am.J.Phys. Anthropol.*, 83 : 185-192
29. Ghiglieri, M.P. (1984). *The chimpanzees of Kibale Forest*. Columbia Univ. Press, New York
30. Grieser Johns, A. and Grieser Johns, B. (1995). Tropical forest primates and logging : long-term coexistence ? *Oryx*, 29(3) : 205-211
31. Grimsdell, J.J.R., Bille, J.C., Milligan, K. (1981). Alternative methods for aerial livestock census. Low-level aerial survey techniques, Report of an International workshop, 6-11 November 1979, Nairobi, Kenya, International Livestock Centre for Africa, ILCA monograph : 103-112
32. Guichard, P. (1997). Méthodologies de l'étude de l'effectif et du comportement spatial des populations. Synthèse bibliographique, DESS PARC, CIRAD-EMVT. pp55
33. Harrison, B. (1962). *Orangutan*. London, Collins
34. Hashimoto, C. (1995). Population census of the chimpanzees in the Kalinzu Forest, Uganda : Comparison between methods with nest counts. *Primates*, 36(4) : 477-488
35. Heywood, V.H., Stuart, S.N. (1992). Species extinction in tropical forests. In : Whitmore, T.C., Sayer ,J.A. (Eds). *Tropical Deforestation and Species Extinction*. The UICN Forest Conservation Program, Chapman and Hall, London : 15-53
36. Horr, D.A. (1975). The Borneo orangutan : population structure and dynamics in relationship to ecology and reproductive strategy. In : Rosenblum ,L.A. (Ed.). *Primate behavior : Developments in field and laboratory research*. New-York, Academic Press. Vol 4 : 307-323
37. International Union for Conservation of Nature and natural Resources (1972). *Red data Book*, 1. Morges, Switzerland
38. Johns, A.D. (1985a). Differential detectability of primates between primary and selectively logged habitats and implications for populations surveys. *Am. J. Primatol.*, 8 : 31-36
39. Johns, A.D. (1985b). Selective logging and wildlife conservation in tropical rain forest: problems and recommandations. *Biological Conservation*, 31 : 355-375
40. Johns, A.D., Skorupa, J.P. (1987). Responses of rain forest primates to habitat disturbance : a review. *Int. J. Primatol.*, 8 : 157-191

41. Johns, A.D. (1992). Species conservation in managed tropical forests. In : Whitmore, T.C., Sayer, J.A. (Eds). Tropical Deforestation and Species Extinction. The UICN Forest Conservation Program, Chapman and Hall, London : 15-53
42. Jolly, G.M. (1969). Sampling methods for aerial censuses of wildlife populations. *E.Afr.agric.For.J.*, 34 (spec.iss.) : 46-49
43. Jolly, G.M., Watson, R.M. (1979). Aerial sample survey methods in the quantitative assessment of ecological resources. In : Cormack, R.M., Patil, G.P., Robson, D.S. (Eds.). Sampling Biological Populations. Statistical Ecology Series. USA : International Cooperative Publishing House, Fairland, Maryland : International Cooperative Publishing House. Vol. 5 : 203-216
44. Jolly, G.M. (1981). A review of sampling methods used in aerial survey. Low-level aerial survey techniques, Report of an International workshop, 6-11 November 1979, Nairobi, Kenya, International Livestock Center for Africa, ILCA Monograph : 149-157
45. Krebs, C.J. (1989). Ecological methodology. New York : Harper Collins Publishers
46. Mackinnon, J. (1971). The orangutan in Sabah today. *Oryx*, 11 : 141-191
47. Mackinnon, J. (1974). The behavior and ecology of wild orangutans. *Anim. Behav.*, 22 : 3-74
48. MacKinnon, K. (1992). Species survival plan for the orangutan. In : Ismail, G., Mohamed, M., Omar, S. (Eds.). Proceedings of the International Conference on Forest Biology and Conservation in Borneo, Kota Kinabalu, Yayasan Sabah : 209-219
49. Marchesi, P., Marchesi, N., Fruth, B., Boesch, C. (1995). Census and distribution of chimpanzees in Côte d'Ivoire. *Primates*, 36(4) : 591-607
50. Marsh, C.W., Wilson, W.L. (1981). A survey of primates in Peninsular Malaysian forests. Universiti Kebangsaan Malaysia and University of Cambridge, U.K.
51. Michel, J.F. (1999). Les dénombrements d'animaux domestiques. Synthèse bibliographique, CIRAD-EMVT, Programme ECONAP, ATP Santé-Environnement, Programme Productions Animales, CNRS Programme « Environnement, Vie, Sociétés »
52. Murnyak, D.F. (1981). Censusing the gorillas in Kahuzi-Biega National Park. *Biological Conservation*, 21 : 163-176
53. Napier, J.R., Napier, P.H. (1967). A handbook of living primates. Morphology, ecology and behavior of nonhuman primates. Academic Press, London. pp456
54. National Research Council (1981). Census methods for estimating densities. In : Subcommittee on Conservation of Natural Populations (Ed.). Techniques for the Study of primate Population Ecology. National Academy Press, Washington, D.C. : 36-80
55. Neville, M., Castro, N., Marmol, A., Revilla, J. (1976). Censusing primate populations in the reserved area of the Pacaya and Samiria Rivers, Department Loreto, Peru. *Primates*, 17(2) : 151-181
56. Ngandjui, G. (1997). Inventaire et utilisation durable de la faune mammalienne en milieu forestier équatorial : Cas du secteur Ouest de la réserve de la biosphère du DJA (Sud-Cameroun). Thèse doctorale, Université Paul Valéry - Montpellier III, Spécialité : biologie des populations et écologie. pp256
57. Norton-Griffiths, M. (1978). Counting Animals. African Wildlife Foundation -Handbook No 1 in a series of handbooks on techniques currently used in African Wildlife Ecology, ed J.J.R.Grimsdell, Serengeti Ecological Monitoring Programme, Kenya. pp134
58. Payne, J. (1987). Surveying orangutan populations by counting nests from a helicopter : a pilot survey in Sabah. *Prim. Conserv.*, 8 : 92-103

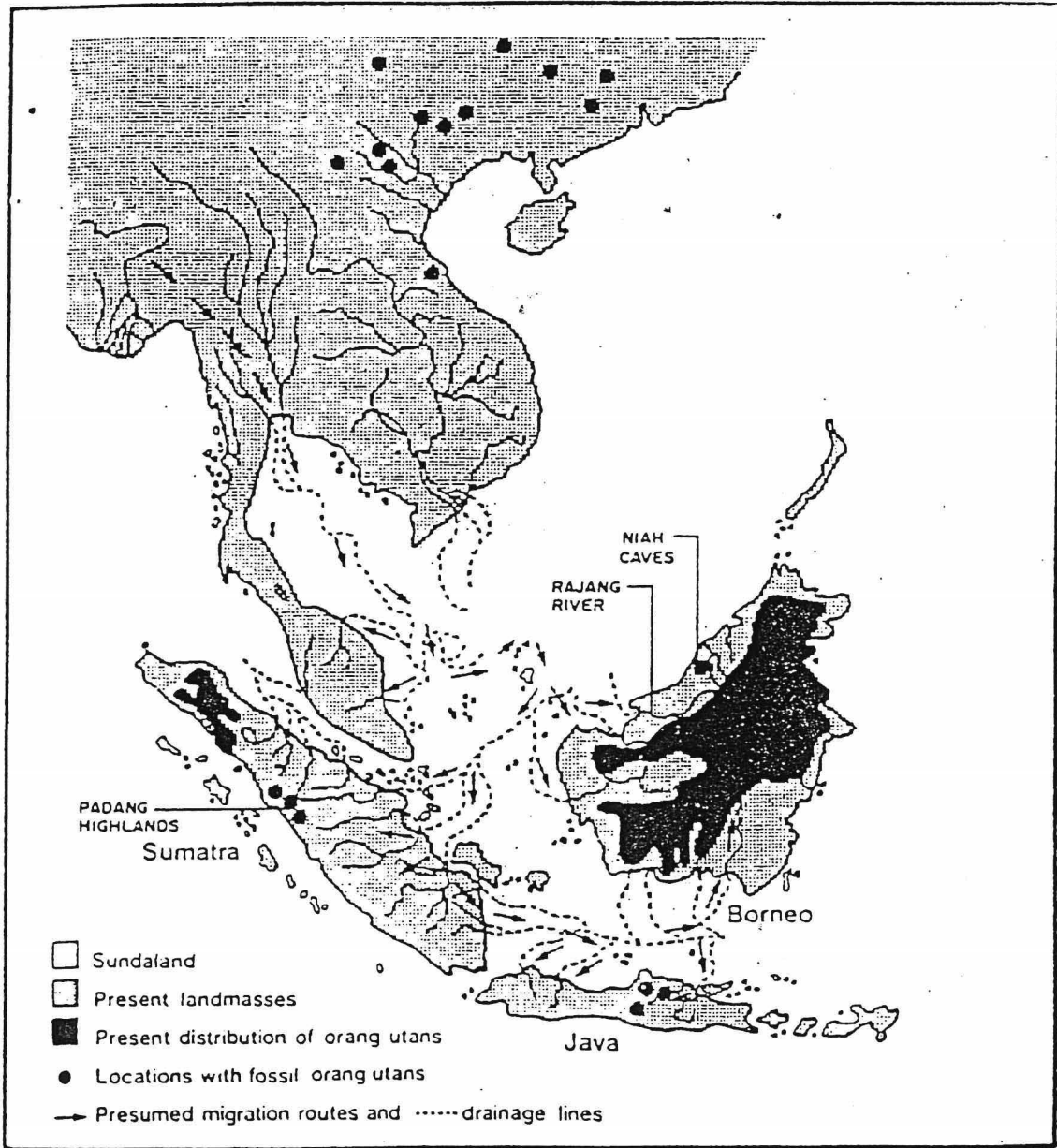
59. Payne, J. (1988). Orangutan conservation in Sabah. Unpubl. Report, WWF Malaysia Project No 96/86, WWF International Project No 3759, Kuala Lumpur. pp137
60. Payne, J., Andau, P.M. (1994). Censusing orangutans in Sabah : results and conservation implications. WWF Malaysia, Seminar paper, March 1994. pp11
61. Payne, J., Andau, P.M. (1996). The orangutan in Sabah – an endangered species. The Journal of Wildlife Management and Research, unpublished report. pp12
62. Plumtre, A.J., Reynolds, V. (1994). The effect of selective logging on the primate population in the Budongo Forest reserve, Uganda. *J.Appl.Ecol.*, 31(4) : 631-641
63. Plumtre, A.J., Reynolds, V. (1996). Censusing chimpanzees in the Budongo Forest, Uganda. *Int.J.Primatol.*, 17(1) : 85-99
64. Ramade, F. (1994). Elements d'écologie, écologie fondamentale. 2^{ème} édition, Ediscience International, Paris. pp579
65. Rijksen, H.D. (1978). A field study of Sumatran orangutans (*Pongo pygmaeus abelii*, Lesson, 1827). Wageningen : H.Veenman and B.V.Zonen
66. Rijksen, H.D. (1982). How to save the mysterious « man of the forest »? In : de Boer, L.E.M. (Ed.). The Orangutan. Its biology and conservation. The Hague : Dr W.Junk Publ. : 317-341
67. Rijksen, H.D., Ramono, W., Sugardjito, J., Lelana, A., Leighton, M., Shapiro, W.K.G., Seal, U.S., Traylor-Holzer, K., Tilson, R. (1995). Estimates of orangutan distribution and status in Borneo. In : Nadler, R.D. *et al.* (Eds.). The neglected ape, Plenum Press, New York : 117-122
68. Rodgers, W.A. (1991). Techniques for wildlife census in India : a field manual. Wildlife Institute of India, New Forest, Dehradun, India. pp82
69. Russon, A.E., Erman, A. (1997). The population and distribution of orangutans (*Pongo pygmaeus pygmaeus*) in and around the Danau Sentarum Wetlands Reserve, West Kalimantan, Indonesia, unpubl.report. pp40
70. Schaller, G.B. (1961). The orangutan in Sarawak. *Zoologica*, 46 : 73-82
71. Seal, U.S., Tilson, R.L., Soemarna, K. (1993). Orangutan Population and Habitat Viability Analysis, PHVA, Report. IUCN/SSC, Conservation Breeding Specialist Group : Apple Valley, M.N. pp54
72. Seber, G.A.F. (1982). The estimation of animal abundance and related parameters. Ch. Griffin and Company Ltd (Ed.), Second edition, London
73. Seber, G.A.F. (1986). A review of estimating animal abundance. *Biometrics*, 42 : 267-292
74. Sen, A.R. (1983). Etude de quelques techniques importantes d'échantillonnage de la faune. Service Canadien de la Faune, Publication hors-série, No 49. pp17
75. Skorupa, J.P. (1986). Responses of rainforest primates to selective logging in Kibale, Forest, Uganda : a summary report. In : Benirschke, K. (Ed.). Primates : The road to self-sustaining populations, Springer-Verlag, New York : 57-70
76. Skorupa, J.P. (1987). Do line-transect surveys systematically underestimate primate densities in logged forests ? *Am. J. Primatol.*, 13 :1-9
77. Smith, G.E.J. (1981). Some thoughts on sampling design. Low-level aerial survey techniques, Report of an International workshop, 6-11 November 1979, Nairobi, Kenya, International Livestock Centre for Africa, ILCA Monograph : 159-165
78. Smuts, B., Cheney, D.L., Seyfarth, R.M., Wrangam, R.W., Struhsaker, T.T. (Eds.) (1987). Primates societies. The University of Chicago Press, Chicago and London

79. Strusahker, T.T. (1981). Census methods for estimating primates densities. In : Subcommittee on the Conservation of Natural Populations (Ed.). *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*, National Academy Press, Washington DC : 36-80
80. Sugardjito, J. (1983). Selecting nest sites by Sumatran orangutans (*Pongo pygmaeus abelii*) in the Gunung Leuser National Park, Indonesia. *Primates*, 24 : 467-474
81. Sugardjito, J., Boekhorst, I.J.A., Schürmann, C.L. (1990). Residential status and seasonal movements of wild orangutans in the Gunung Leuser Reserve (Sumatra, Indonesia). *Anim.Behav.*, 39 : 1098-1109
82. Sugardjito, J., Van Schaik, C.P (1993). Orangutans : current population status, threats and conservation measures. In : Tilson, R.L., Traylor-Holzer, K., Seal, U.S (Eds.). *Orangutan Population and Habitat Viability Analysis Workshop*, briefing book, Medan, North Sumatra, Indonesia, January 1993, 18th-20th
83. Tilson, R.L., Seal, U.S., Soemarna, K., Ramono, W., Sumardja, E., Poniran, S., Van Schaik, C.P., Leighton, M., Rijksen, H., Eudey, A. (Eds.) (1993). *Orangutan Population and Habitat Viability Analysis*, Report of the captive breeding specialist group species survival commission of the IUCN, October 1993, 20th, Medan, North Sumatra, Indonesia. pp53
84. Tutin, C.E.G, Fernandez, M. (1983). Recensement des gorilles et des chimpanzés du Gabon. CIRMF, Gabon. pp65
85. Tutin, C.E.G., Fernandez, M. (1984). Nationwide census of gorilla (*Gorilla g. gorilla*) and chimpanzee (*Pan t. troglodytes*) populations in Gabon. *Am. J. Primatol.*, 6 : 313-336
86. Tutin, C.E.G. (1995). Inventaire et recensement des petits primates diurnes, Réserve de faune de la Lopé, Gabon. Rapport final, Projet ECOFAC - Composante Gabon, AGRECO/CTFT. pp67
87. Tutin, C.E.G., Parnell, R.J., White, L.J.T., Fernandez, M. (1995). Nest building by lowland gorillas in the Lopé Reserve, Gabon : Environmental influences and implications for censusing. *Int.J.Primatol.*, 16(1) : 53-76
88. Vallois, H. (1955). *Ordre des primates*. In : Grassé, P.P., *Traité de zoologie : anatomie, systématique, biologie. Mammifères, les ordres : anatomie, éthologie, systématique. Tome XVII, fascicule II, 2^{ème} ed., Masson et cie.(eds.), Paris : 1 855-2 206*
89. Van Lavieren, L.P. (1976). *Méthodes d'inventaire des populations de grands mammifères d'Afrique. Rapport FAO - Ecole pour la formation des spécialistes de la faune, Garoua, Cameroun. pp122*
90. Van Schaik, C.P., Azwar, B. (1991). Orangutan densities in different forest types in the Gunung Leuser National Park (Sumatra), as determined by nest counts. Report to PHPA, LIPI and L.S.B.Leakey Foundation, Durham, NC
91. Van Schaik, C.P., Priatna, A., Priatna, D. (1995). Population estimates and habitat preferences of orangutans based on line transect of nests, In : Nadler, R.D. *et al.* (Eds.). *The neglected ape*, Plenum Press, New York : 129-147
92. Van Schaik, C.P., Poniran, S., Utami, S., Griffiths, M., Djojosedharmo, S., Mitra Setia, T., Sugardjito, J., Rijksen, H.D., Seal, U.S., Faust, T., Traylor-Holzer, K., Tilson, R. (1995). Estimates of orangutan distribution and status in Sumatra. In : Nadler, R.D. *et al.* (Eds.). *The neglected ape*, Plenum Press, New York : 109-116
93. Von Koenigswald, R. (1982). Distribution and evolution of the orangutan, *Pongo pygmaeus* (Hoppius). In de Boer, L.E.M (Ed.). *The Orangutan. Its biology and conservation*, The Hague, Dr W.Junk Publ. : 1-15

94. Whitesides, G.H., Oates, J.F., Green S.M., Kluberanz, R.P. (1988). Estimating primate densities from transect in a West African rain forest : A comparison of techniques. *J. Anim. Ecol.*, 57 : 345-367
95. Wilson, C.C, Wilson, W.L. (1973). Final report : census of Sumatran primates. Mnsrpt. Report, Regional Primate Research Center, Univ. Washington, Seattle
96. Wilson, C.C, Wilson, W.L. (1975a). Methods for censusing forest-dwelling primates. In : Kondo, S., Kawai, M., Ehara, A (Ed.). Contemporary Primatology. Karger, Basel, Switzerland, Paper presented at the 5th Cong. Int. Primat. Soc., Japan : 345-350
97. Wilson, C.C, Wilson, W.L. (1975b). The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. *Folia primatologica*, 23 : 245-274
98. Yeager, C. (Ed.) (1999). Orangutan action plan. Unpublished Report, WWF, CERC, Direktorat Jenderal Perlindungan dan Konservasi Alam. pp34

ANNEXE 1

Distribution présente et passée des orangs-outans

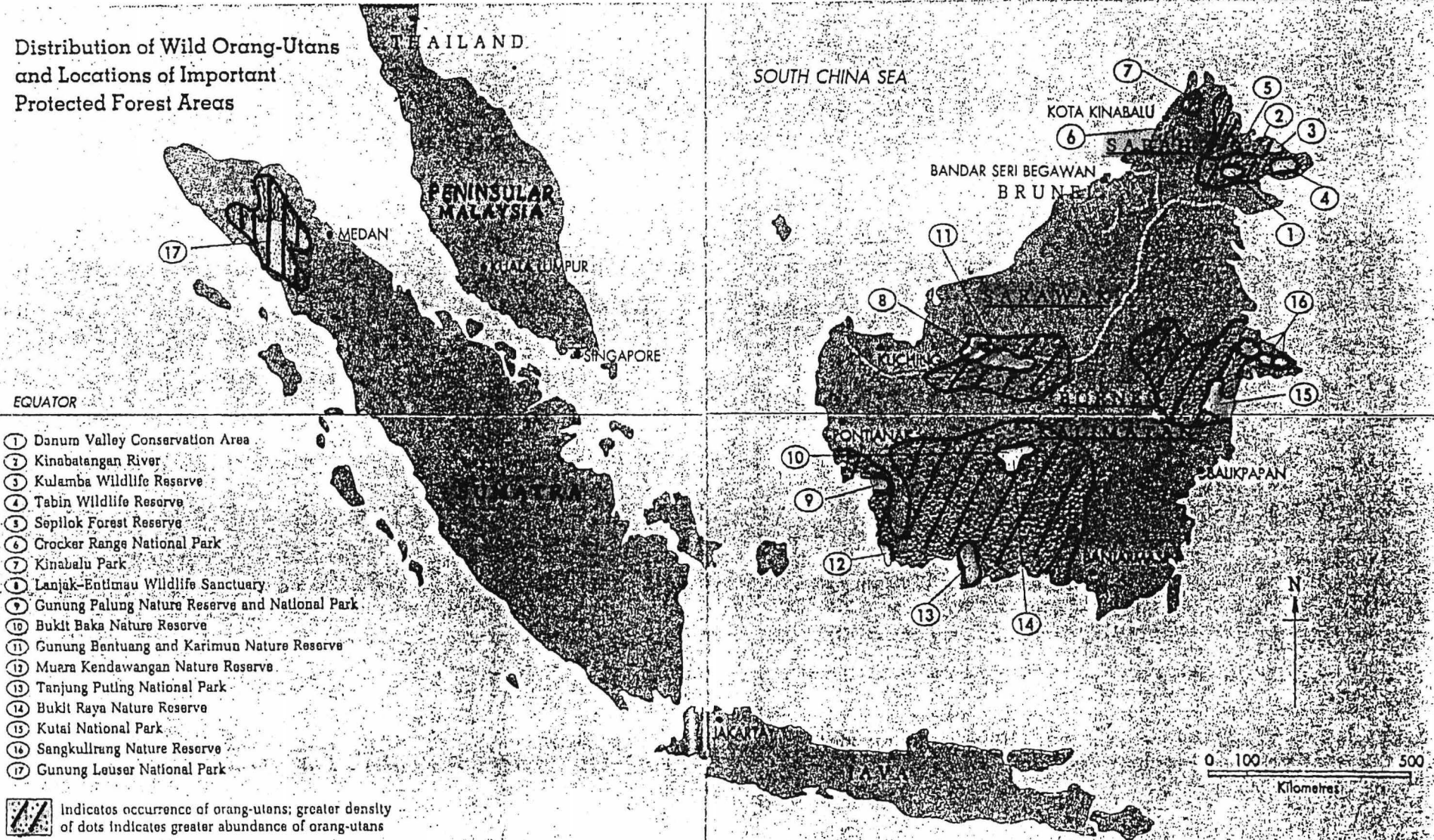


Reproduced, with additional place names, from Koenigswald, 1982)


ANNEXE 2

Distribution des orangs-outans et localisation des principales zones protégées

Distribution of Wild Orang-Utans
and Locations of Important
Protected Forest Areas



- ① Danum Valley Conservation Area
- ② Kinabatangan River
- ③ Kulamba Wildlife Reserve
- ④ Tabin Wildlife Reserve
- ⑤ Sepilok Forest Reserve
- ⑥ Crocker Range National Park
- ⑦ Kinabalu Park
- ⑧ Lanjak-Entimau Wildlife Sanctuary
- ⑨ Gunung Palung Nature Reserve and National Park
- ⑩ Bukit Baka Nature Reserve
- ⑪ Gunung Bentuang and Karimun Nature Reserve
- ⑫ Muara Kendawangan Nature Reserve
- ⑬ Tanjung Puting National Park
- ⑭ Bukit Raya Nature Reserve
- ⑮ Kutai National Park
- ⑯ Sangkulirang Nature Reserve
- ⑰ Gunung Leuser National Park

 Indicates occurrence of orang-utans; greater density of dots indicates greater abundance of orang-utans