

BA - TH 370 A

DK 10883

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

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**

---

**MEMOIRE DE STAGE**

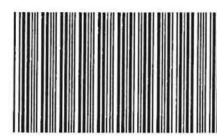
**RECENSER LES NIDS D'ORANGS-OUTANS PAR UNE  
METHODE AERIENNE - SABAH, MALAYSIA**

*par*

*Caroline GILBERT*

**CIRAD-Dist**  
UNITÉ BIBLIOTHÈQUE  
Baillarguet

Année universitaire 1998-1999



\* 000001583 \*

DIPLOME D'ETUDES SUPERIEURES SPECIALISEES  
PRODUCTIONS ANIMALES EN REGIONS CHAUDES

---

RECENSER LES NIDS D'ORANGS-OUTANS PAR UNE  
METHODE AERIENNE - SABAH, MALAYSIA

*par*

*Caroline GILBERT*

**Lieu de stage :** Malaisie

**Organisme d'accueil :** HUTAN

**Période de stage :** 10 mai - 10 octobre 1999

**Rapport présenté oralement le :** 30 novembre 1999



*« Jadis, si l'on en croit Esope,  
Les orangs-outans de l'Europe  
Parlaient si bien que d'eux, hélas !  
Nous sont venus les avocats.*

*Un des leurs à son auditoire  
Dit un jour : « Consultez l'histoire ;  
« Messieurs, l'homme fut en tout temps  
« Le singe des orangs-outans.*

*« Oui, d'abord, vivant de nos miettes,  
« Il prit de nous l'art des cueillettes ;  
« Puis, d'après nous, le genre humain,  
« Et marcha droit, la canne à la main.*

[...]

*« Il prend nos amours pour modèles,  
« Mais nos guenons nous sont fidèles.  
« Messieurs, l'homme fut en tout temps  
« Le singe des orangs-outans. » »*

Pierre Jean de Béranger, 1833

## **Remerciements**

Je tiens à remercier Marc et Isabelle Ancrenaz pour m'avoir permis de réaliser ce stage, de travailler avec eux et de découvrir cette région magnifique, merci mille fois pour tout ce que j'ai découvert, pour votre encadrement et votre chaleur humaine. Tous mes voeux pour la réussite et la poursuite de votre projet, *jumpa lagi !* ;

le Sabah Wildlife Department, les observateurs et le pilote sans lesquels cette étude n'aurait pas pu être réalisée ;

Mme Marie-Noëlle de Visscher et M. Feran Jori pour leur encadrement scientifique ;

Samir (et Frank !) pour l'interprétation statistique des résultats ;

Romain pour la mise en place du recensement terrestre, ses talents de coordinateur et organisateur de la « Botanic Team », ainsi que pour ses conseils z'avisés ;

Alex pour sa caméra « Sony », pour la réalisation du deuxième recensement terrestre et notamment pour son habileté à planter les drapeaux nécessaires au survol des transects au sol ;

l'équipe des assistants, la « Botanic team » qui a réalisé le recensement terrestre : Rusiman, Hassan, Salee, Boy et Rafik (terima kasih banyak banyaklah) ; la « Orang-utan team » : Bam, Rusdy, Babul, Mislin, Azery, Grey, Diming ; la « Kebun team » : Tadun ainsi que son frère Oudin ;

Sunny pour ses rayons de soleil ;

Kamsul pour ses cafés bien dosés ;

Benoît pour sa présence continuelle et ses cartes postales qui égayaient l'office ;

et puis tous ceux qui m'ont « supporté » lors de la rédaction de ce rapport... *susahlah...*

## **Résumé**

Le Kinabatangan Orang-utan Conservation Project s'est donné pour but d'étudier les populations d'orangs-outans sauvages du Sanctuaire de faune sauvage du fleuve Kinabatangan, afin de proposer un plan de gestion de conservation à long terme de cette espèce menacée par la destruction de son habitat. Il a été réalisé l'étude d'une nouvelle méthode aérienne de recensement des nids d'orangs-outans, méthode bien plus rapide et moins chère que la méthode terrestre de référence. Deux vols de trois heures en hélicoptère par une équipe de quatre personnes ont permis de compter en deux fois deux heures un total de 1 632 nids (dans une largeur de bande de 150 mètres de part et d'autre de l'appareil) sur près de 200 km de transects parcourus. Deux objectifs majeurs avaient été retenus pour cette étude : effectuer un survol en hélicoptère de la totalité du Sanctuaire, à l'aide d'un échantillonnage systématique par transects en bande, mais aussi comparer les résultats aériens avec les résultats terrestres de *line transect* pour des transects communs. Les résultats quantitatifs révèlent des densités relatives supérieures dans les zones en aval du Sanctuaire, ainsi que dans la plantation de rotin Safoda. La distribution des orangs-outans varie en fonction des zones, mais aussi en fonction des types d'habitat (comparativement moins de nids ont été comptés en survolant la forêt marécageuse). Cette méthode, limitée notamment par la faible détectabilité des nids n'est pas assez fiable pour estimer des effectifs ou des densités absolues (les résultats obtenus étaient fortement sous-estimés, environ 5 % des nids comptés au sol sont repérés par air). Il n'a pas été possible en comparant treize transects terrestres et aériens communs d'établir un modèle de prédiction des valeurs des comptages au sol par les valeurs aériennes. Cependant, cette méthode s'avère fournir des indications qualitatives rapides et essentielles pour la gestion des orangs-outans en zone protégée.

### **mots clés :**

orang-outan, recensement, méthode aérienne, méthode terrestre, transect, Malaisie

# Sommaire

<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>1</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>3</b>
<b>PREMIÈRE PARTIE : DESCRIPTION DU « KINABATANGAN ORANG-UTAN CONSERVATION PROJECT »</b> .....	<b>4</b>
I. SITUATION DU PROJET ET PRÉSENTATION DES OBJECTIFS .....	4
I.A. <i>Le statut des orangs-outans dans l'état de Sabah, Malaisie</i> .....	4
I.A.1. Situation générale de l'espèce .....	4
I.A.2. La distribution des orangs-outans au Sabah .....	4
I.A.3. Les problèmes actuels.....	5
I.A.4. La conservation de l'orang-outan pour la protection de l'écosystème forestier tropical de l'état de Sabah .....	6
I.B. <i>Justifications, origine et objectifs généraux du projet</i> .....	6
I.C. <i>Le Sanctuaire de la Kinabatangan, écosystème exceptionnel mais menacé</i> .....	7
I.C.1. Localisation et situation géographique .....	7
I.C.2. Climatologie .....	8
I.C.3. La flore et la faune de la Kinabatangan .....	8
I.C.4. Aspects sociaux et économiques.....	9
I.C.5. Objectifs et statut du Sanctuaire de la Kinabatangan .....	9
I.C.6. Particularités des populations d'orangs-outans du Sanctuaire.....	10
II. PROBLÉMATIQUES PRINCIPALES DU « KINABATANGAN ORANG-UTAN CONSERVATION PROJECT », MÉTHODES SUIVIES ET PREMIERS RÉSULTATS .....	11
II.A. <i>Clarifier le statut de la population sauvage d'orangs-outans vivant le long de la Kinabatangan</i> .....	11
II.A.1. Cartographie et interviews.....	11
II.A.2. Recensements terrestre et aérien .....	12
II.A.3. L'étude de la durée de visibilité des nids .....	13
II.B. <i>Etudier les modalités saisonnières d'utilisation des différents types d'habitat par les orangs-outans</i> .....	15
II.B.1. Réalisation d'un inventaire forestier.....	15
II.B.2. Le suivi éthologique des orangs-outans.....	16
II.C. <i>Définir les conditions écologiques à respecter pour assurer la survie à long terme des populations d'orangs-outans dans les forêts exploitées rationnellement</i> .....	18
II.D. <i>Développer localement un programme de sensibilisation sur la préservation des ressources naturelles de la région</i> .....	18
<b>SECONDE PARTIE : CONTRIBUTION À L'ÉTUDE D'UNE NOUVELLE MÉTHODE AÉRIENNE DE RECENSEMENT DES NIDS D'ORANGS-OUTANS</b> .....	<b>20</b>
I. AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DE LA MÉTHODE AÉRIENNE DE RECENSEMENT DES NIDS D'ORANGS-OUTANS ; PROBLÉMATIQUES .....	20
I.A. <i>Avantages et inconvénients de la méthode aérienne</i> .....	20
I.A.1. Affranchissement des inconvénients liés au principe de la méthode de recensement terrestre .....	20
I.A.2. Réduction des coûts financier, matériel et du temps consacré au recensement.....	21
I.A.3. Facilité de réalisation, accessibilité de terrains difficiles .....	22
I.A.4. Manque d'analyses afin de valider cette méthode .....	22
I.B. <i>Problématiques de la méthode aérienne et de son étude par le Kinabatangan Orang-utan Conservation Project</i> .....	23
I.B.1. Faisabilité de la méthode et étude préalable (Payne, 1987, 1988).....	23
I.B.2. Objectifs de la présente étude .....	23
II. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	24
II.A. <i>Le recensement terrestre</i> .....	24
II.A.1. Matériel .....	24
II.A.2. Méthode .....	25
II.A.3. Résultats .....	27
II.A.4. Discussion .....	28
II.B. <i>Le recensement aérien</i> .....	29
II.B.1. Matériel .....	29
II.B.2. Méthode.....	32
III. RÉSULTATS .....	39

<i>III.A. Résultats quantitatifs relatifs du comptage aérien</i> .....	39
III.A.3. Premiers résultats descriptifs.....	39
III.A.2. Tableaux et résultats bruts.....	40
III.A.3. Interprétation des résultats.....	42
<i>III.B. Résultats quantitatifs absolus : calculs de densité, corrélation des résultats des transects communs terrestres et aériens</i> .....	53
III.B.1. Calcul d'effectifs et de densité par la méthode Jolly 2 appliquée au comptage par transect en bande (Jolly, 1969).....	53
III.B.2. Etude de la corrélation entre comptages aériens et terrestres.....	57
<b>IV. DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS</b> .....	68
<i>IV.A. Discussion sur la méthode employée</i> .....	68
IV.A.1. Discussion sur la validité de l'analyse qualitative des résultats et recommandations.....	68
IV.A.2. Discussion sur la validité de l'analyse quantitative des résultats et recommandations.....	69
IV.A.1. Discussion sur la validité de la comparaison des résultats aériens et terrestres et recommandations.....	71
<i>IV.B. Discussion sur la validité de cette méthode aérienne</i> .....	72
IV.B.1. Les limites.....	72
IV.B.2. ... Et les avantages.....	75
<b>CONCLUSION</b> .....	77
<b>BIBLIOGRAPHIE</b> .....	78

## **Introduction**

La réalisation de tout protocole de conservation d'une espèce menacée, de gestion d'une réserve ou d'une aire protégée nécessite au préalable de connaître la distribution géographique de l'espèce (ou des espèces) considérée ainsi qu'une estimation des densités, ou de ses effectifs, dans les différents types d'habitats qu'elle occupe. Ces données ne peuvent être dissociées des facteurs écologiques qui déterminent la capacité d'accueil de l'habitat, et dans le cas d'espèces menacées, l'identification des facteurs de déclin est essentielle.

L'orang-outan est une espèce actuellement menacée par la destruction de son habitat naturel. La connaissance des effectifs actuels, de leur distribution, ainsi que des adaptations éco-éthologiques aux milieux dégradés est aujourd'hui nécessaire à sa conservation. L'objectif du « Kinabatangan Orang-utan Conservation Project » est d'étudier les populations d'orangs-outans sauvages occupant le Sanctuaire de faune sauvage de la Kinabatangan (Sabah, Malaisie) afin de proposer un plan de gestion rationnelle à long terme des populations du Sanctuaire. Le recensement est l'une des étapes essentielles à entreprendre dans l'étude de la répartition des populations, de leurs densités et effectifs. Des recensements terrestre et aérien ont été réalisés par le projet. Le recensement aérien, méthode inexploitée par les scientifiques à l'heure actuelle dans le cas des orangs-outans a été testé par le projet. Parallèlement un suivi éco-éthologique d'individus dans un site d'étude intensif permet d'étudier les adaptations socio-écologiques des populations d'orangs-outans face à un milieu forestier tropical dégradé.

La première partie de ce rapport est consacrée à la description des objectifs généraux du projet, du Sanctuaire de la Kinabatangan, des méthodes employées et des premiers résultats. La seconde partie décrit le recensement aérien des orangs-outans : la méthode mise en place, les résultats, leur interprétation et leur discussion.

# Première partie : Description du « Kinabatangan Orang-utan Conservation Project »

## I. Situation du projet et présentation des objectifs

### **I.A. Le statut des orangs-outans dans l'état de Sabah, Malaisie**

#### I.A.1. Situation générale de l'espèce

##### I.A.1.1. Distribution géographique générale : Sumatra et Bornéo

Cf. ANNEXE 1 : *Distribution géographique des orangs-outans et localisation des principales zones protégées (Tilson et al., 1993)*

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, la 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 actuelle s'est beaucoup restreinte ; au cours du pléistocène elle s'étendait de Java au sud-est de la Chine (Von Koenigswald, 1982).

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 orangs-outans, appelé par les scientifiques «le singe oublié». Ces estimations des populations pour Bornéo montrent un sérieux déclin. Les effectifs totaux des orangs-outans de Bornéo et Sumatra sont estimés avoir diminué pour atteindre les nombres de 12 300 à 20 571 (Van Schaik *et al.*, 1995). Seize zones protégées principales de Bornéo et Sumatra sont habitées par cette espèce, couvrant environ 32 000 km<sup>2</sup>.

##### I.A.1.2. Habitats forestiers occupés

A Sumatra, l'orang-outan 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 1 000 à 2 000 mètres d'altitude (« *montane dipterocarp forest* ») (Rijksen, 1978). Ils occupent cependant préférentiellement les forêts de basse altitude. Au Kalimantan, il est rencontré dans les forêts marécageuses (« *freshwater swamp forest* »), la mangrove (« *nipah-mangrove swamp* ») et les forêts à diptérocarpes de plaine (« *lowland dipterocarp forest* »). Au Sabah, il exploite les forêts à diptérocarpes, inondables et non-inondables (« *semi-inundated lowland dipterocarp forest* » et « *dry lowland dipterocarp forest* »), les forêts marécageuses (« *swamp* » et « *peat swamp forest* »), les forêts en bordure de rivière (« *riverine forest* ») et celles des collines (« *hill dipterocarp forest* ») (Mac Kinnon, 1974).



### I.A.2. La distribution des orangs-outans au Sabah

Les forêts tropicales de l'état de Sabah, d'une superficie de 73 619 km<sup>2</sup>, sont en majorité des forêts à diptérocarpées de basse altitude (« *lowland dipterocarp forest* »). Ces forêts accueillent une formidable biodiversité et plus de 200 espèces d'arbres par hectare peuvent être recensées ! Les autres types forestiers rencontrés sont les forêts de montagne (« *montane forest* », à plus de 1 000 mètres d'altitude), les forêts marécageuses, « *freshwater swamp forest* » et les mangroves (Payne, 1988 ; Payne *et al.*, 1994).

D'après les résultats d'enquêtes conduites durant les années 1980 (Payne, 1988), les densités des populations viables d'orangs-outans sont surtout élevées dans les zones de forêt à diptérocarpes de basse altitude (à environ 150 mètres au-dessus du niveau de la mer), qui totalisent une surface de près de 16 000 km<sup>2</sup>. Ces forêts sont situées pour la plupart à l'est de l'état de Sabah. Les densités en orangs-outans atteignent au moins 0,5 individu/km<sup>2</sup> et peuvent être de 5 individus/km<sup>2</sup> pour les forêts de la plaine du fleuve Kinabatangan. Ces forêts à diptérocarpes, ainsi que les forêts marécageuses apparaissent comme essentielles pour la conservation des orangs-outans sauvages de Sabah. Les forêts situées à plus de 150 mètres d'altitude, de type « *hill forest* » ne supportent que des densités inférieures ou égales à 0,5 individu/km<sup>2</sup>.

**Cf. ANNEXE 2 : Distribution et densités des orangs-outans dans l'état de Sabah (Malaisie) avec localisation des principales zones protégées**

### I.A.3. Les problèmes actuels

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 conduisent de plus en plus l'orang-outan à s'adapter aux forêts secondaires dégradées à divers stades de régénération. Les réserves forestières actuelles excluent la plupart de la population originale des orangs-outans. Environ 50 % des zones forestières accueillant des populations viables d'orangs-outans ont été converties en plantations (palmiers à huile notamment) ou soumises à l'exploitation forestière. Celle-ci implique l'extraction et la coupe de larges arbres, habituellement à l'aide de bulldozers. Les jeunes arbres sont laissés pour la régénération. Ce type d'exploitation ne détruit pas totalement les forêts, mais modifie leur structure, leur composition et leur microclimat (Payne, 1994). Dans certaines zones, la canopée est extrêmement dégradée et aucun nid n'est désormais recensé là où ils étaient auparavant abondants. 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, la population des orangs-outans de Sabah est estimée avoir diminué d'au moins 50 % depuis ces 60 dernières années (Payne *et al.*, 1996). Selon les critères de l'IUCN, une espèce classée en danger a une probabilité de 20 % ou plus d'extinction dans les 5 générations futures (soit environ 100 ans dans le cas de l'orang-outan). D'autre part, cette espèce est inscrite à l'appendice I de la CITES (Convention International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora), dont tout échange international à but commercial est prohibé et dont les échanges à but conservatif entre les parcs zoologiques doivent être strictement contrôlés.



#### I.A.4. La conservation de l'orang-outan pour la protection de l'écosystème forestier tropical de l'état de Sabah

D'après les enquêtes des années 1980 (Payne, 1988), les populations viables d'orang-outans sont peu abondantes dans les forêts de type « *hill dipterocarp forest* », qui constituent pourtant la majorité du réseau de forêts classées et protégées, les « *Permanent Forest Estate* ». Cette répartition semble liée à la plus faible productivité des espèces d'arbres et à leurs cycles phénologiques moins favorables pour l'exploitation des ressources alimentaires (principalement les fruits) par les orang-outans, ceci dû probablement à la moindre fertilité des sols.

La conservation de cette espèce et l'étude de leurs populations constituent un élément fondamental de la protection de l'écosystème forestier, et ce pour plusieurs raisons :

- le régime alimentaire des orang-outans est constitué principalement de fruits, feuilles ou écorces. Cette espèce ne peut survivre dans un environnement autre que forestier ;

- la distribution des orang-outans est concentrée dans les terres de basse altitude de l'est de l'état de Sabah (Payne et Andau, 1989) qui pour la plupart n'appartiennent pas au réseau des réserves protégées (Payne, 1996) et qui ont subi de nombreuses formes d'exploitations ;

- les programmes de réhabilitation et de translocation menés par le Sabah Wildlife Department (Andau *et al.*, 1994), dans les réserves protégées de Tabin et de Sepilok, sont parfois le seul recours pour assurer la sauvegarde d'individus isolés par la disparition de leur habitat naturel ;

- l'orang-outan est l'une des espèces d'attraction potentielle et rémunératrice pour les populations locales par le biais de l'écotourisme.

L'orang-outan est donc considéré comme une espèce « parapluie » dans l'état de Sabah, sa conservation étant liée à la protection des habitats forestiers naturels et à la gestion de zones classées. Il est ainsi important pour l'avenir de cet état d'établir un plan de conservation à long terme de cette espèce, notamment en déterminant sa distribution précise, ses adaptations éco-éthologiques aux milieux dégradés, les effectifs actuels et l'évolution démographique des populations isolées (Payne *et al.*, 1996).

La base de la conservation des orang-outans de Sabah est d'assurer la protection efficace de zones étendues de forêts où l'espèce est naturellement abondante. Le Sanctuaire de faune sauvage de la Kinabatangan forme un support solide pour la conservation de cette espèce.

### **I.B. Justifications, origine et objectifs généraux du projet**

Les activités humaines sont responsables de la destruction des forêts tropicales de Sumatra et de Bornéo, habitat naturel des orang-outans. Il a été estimé que 30 à 50% d'entre eux ont été décimés au cours des dix dernières années. Aujourd'hui, l'immense majorité des populations d'orang-outans sauvages subsiste hors des réserves protégées, dans des zones dégradées soumises à l'exploitation humaine (chasse, déboisement, agriculture, etc.). Simultanément, l'orang-outan reste l'espèce d'anthropoïdes la moins connue. A titre d'exemple, un seul chapitre (synthèse bibliographique) est consacré aux orang-outans sur les 13 chapitres que compte l'ouvrage « *Great Apes Societies* » publié en 1996 (tous les autres articles étant consacrés aux gorilles, chimpanzés et bonobos).

Jusqu'à présent, les recherches scientifiques entreprises sur cette espèce se sont essentiellement focalisées sur sa socio-écologie en forêt primaire et aucune étude approfondie n'a cherché à comprendre les modalités d'adaptation des orangs-outans à la récente dégradation de leur milieu naturel. Le manque de connaissances concernant cette situation nouvelle empêche l'élaboration d'une stratégie rationnelle de protection à long terme de l'espèce.

Ce projet a été conçu en étroite collaboration avec le Dr Junaidi Payne (WWF Malaysia), Patrick Mahedi Andau (directeur du Sabah Wildlife Department) et les communautés villageoises vivant le long du fleuve Kinabatangan, lors d'un voyage préliminaire conduit à Sabah de juin à août 1994 par Isabelle Lackman-Ancrenaz et Marc Ancrenaz. Les objectifs du projet correspondent aux besoins locaux réels, cette démarche offrant une relative garantie pour que les résultats de la recherche soient appliqués ultérieurement.

Le projet consiste à combler le manque d'informations relatives aux adaptations des orangs-outans en milieu dégradé par l'étude de quelques unes de ces populations rencontrées en forêt secondaire dans le Sanctuaire de la Kinabatangan. Cette étude permettra d'identifier et de proposer des solutions pratiques permettant la survie à long terme des orangs-outans.

L'ensemble de ce programme durera au minimum quatre années, de janvier 1998 à décembre 2001.

## **I.C. Le Sanctuaire de la Kinabatangan, écosystème exceptionnel mais menacé**

*Cf. ANNEXE 3 : Localisation du Sanctuaire de faune sauvage de la Kinabatangan (Ancrenaz, comm. pers.)*

La « Kinabatangan » doit probablement son nom aux premiers colons chinois, « *batang* » signifiant large rivière et « *kina* » se référant à la Chine.

Cette région, située à l'est de l'état de Sabah, Malaisie, est constituée par la plaine fluviale de la Kinabatangan et est composée d'une mosaïque de différents types forestiers: îlots de forêt primaire, forêts de basses terres à diptérocarpes et forêts marécageuses à divers stades de dégradation et de régénération. Bien que la région, fortement anthropisée, ait été soumise à l'exploitation humaine (agriculture, exploitation forestière, plantations nationales...) depuis la fin des années 50, une formidable biodiversité est encore présente.

Le Sanctuaire proposé de la Kinabatangan est aujourd'hui considéré comme l'une des plus importantes zones pour la conservation en Malaisie car elle vise à protéger des espèces rares et en danger là où ces populations existent naturellement et à de fortes densités malgré la dégradation croissante de l'habitat.

### *I.C.1. Localisation et situation géographique*

Le Sanctuaire est situé entre les latitudes 5°20' Nord et 5°45' Nord et les longitudes 117°40' Est et 118°30' Est. L'altitude moyenne avoisine le niveau de la mer.

La longueur du fleuve Kinabatangan totalise 560 km, elle est la plus longue de Sabah et draine un réseau hydrographique d'environ 16 800 km<sup>2</sup>. En amont sont rencontrées

principalement les forêts à diptérocarpes de montagne alors que la rivière s'évase en aval et forme de larges méandres à travers les terres de basse altitude. Certains de ces méandres se sont individualisés pour former des « *oxbow lake* ».

Les terres sont soumises à des crues régulières et les sols alluviaux déposés sont très recherchés actuellement pour l'agriculture et les plantations. Les zones marécageuses en permanence inondées sont elles défavorables à l'exploitation humaine.

### I.C.2. Climatologie

Le climat est de type tropical humide équatorial, avec un total moyen annuel de précipitations de 2 600 mm environ qui varie largement d'une année à l'autre. Les précipitations sont réparties assez uniformément au cours de l'année, avec cependant une saison « humide » de décembre à février et une saison « sèche » de mars à mai. Les précipitations peuvent être extrêmement fortes (jusqu'à 500 mm en une journée) et localisées. La période de sécheresse la plus longue enregistrée fut de 81 jours en 1983 ce qui a sérieusement endommagé la forêt et provoqué de nombreux feux (Payne, 1988).

Les températures diurnes moyennes varient peu au long de l'année et s'étalent de 22 à 32 degrés Celsius.

### I.C.3. La flore et la faune de la Kinabatangan

Les principaux types d'habitat rencontrés sont :

- les forêts bordant les rivières, « *riverine forest* »
- les forêts à diptérocarpes de basse altitude, inondables et non inondables « *inundated lowland dipterocarp forest* », « *dry lowland dipterocarp forest* »
- les forêts marécageuses, « *swamp* », « *peat swamp* », « *freshwater swamp forest* »
- les forêts à diptérocarpes de colline, « *hill dipterocarp forest* ».

Les euphorbiacées, moracées, annonacées, diptérocarpacées sont les principales familles d'arbres constituant ces forêts.

De ces forêts ne restent que quelques rares îlots de forêt primaire dans les zones protégées (réserves de Gomantong, Pangi...). Toutes les forêts du Sanctuaire sont secondaires, à divers stades de dégradation et régénération. Elles ont été exploitées commercialement pour leurs essences depuis plus de 35 ans et actuellement sont dramatiquement menacées par la conversion des terres en plantations de palmier à huile.

La Kinabatangan est encore riche d'une biodiversité animale extraordinaire avec d'importantes populations de primates (macaques, gibbons, nasiques, langurs, orangs-outans), de carnivores (panthères nébuleuses, chats sauvages, civettes, mustélidés, loutres, ours malais...), d'éléphants, d'ongulés (buffles et cochons sauvages...), d'oiseaux (calaos, aigrettes...), de reptiles, de poissons... Cette situation s'explique en partie par la très faible pression de chasse exercée sur la zone par les communautés humaines locales (interdits religieux).

#### I.C.4. Aspects sociaux et économiques

La population locale, les « *Orang Sungai* » ou « peuple de la rivière » exploitent les ressources naturelles de la Kinabatangan essentiellement par la pêche et l'agriculture traditionnelle.

La plus importante activité économique actuelle est la conversion et l'exploitation de vastes plantations de palmier à huile, pour la production d'huile de cuisine, de lubrifiants ou de matières premières pour la fabrication occidentale de savons, cosmétiques... D'autre part, l'exploitation forestière pour le commerce du bois est une des causes majeures de la fragmentation et de la dégradation des forêts.

#### I.C.5. Objectifs et statut du Sanctuaire de la Kinabatangan

Son objectif principal est de créer un lien entre les réserves forestières et la plantation Safoda afin de former un corridor forestier permettant les déplacements de la faune entre la mangrove de la côte et les forêts commerciales (Segaliud et Lokan) de l'intérieur.

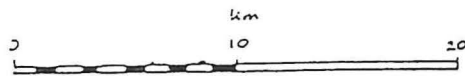
Le Sanctuaire proposé par le *Sabah Wildlife Department* couvre une superficie totale de 26 426 hectares, et est divisé en 10 lots. Appartenant au gouvernement de Sabah, il borde 80 km de rivière. La surface des réserves forestières déjà protégées s'élève à 11 675 hectares. Sont aussi annexés au Sanctuaire les 3 314 hectares de la plantation de rotin gouvernementale, dénommée Safoda. (Cf. Tableau 1)




Toutes les zones sont actuellement classées comme protégées, sauf les zones 5 et 6 pour lesquelles des conflits d'intérêts subsistent encore. Les zones 1, 2, 3 et 4 ont été classées au mois d'août 1999, les zones 7, 8, 9 et 10 quelques mois plus tôt. L'exploitation commerciale de la forêt est légalement interdite et les accès à ces zones pour les populations locales sont permis et non réglementés. Cependant, face aux difficultés économiques, les forêts secondaires du Sanctuaire ne sont pas à l'abri de la destruction et de la fragmentation par l'exploitation illégale d'entreprises privées.

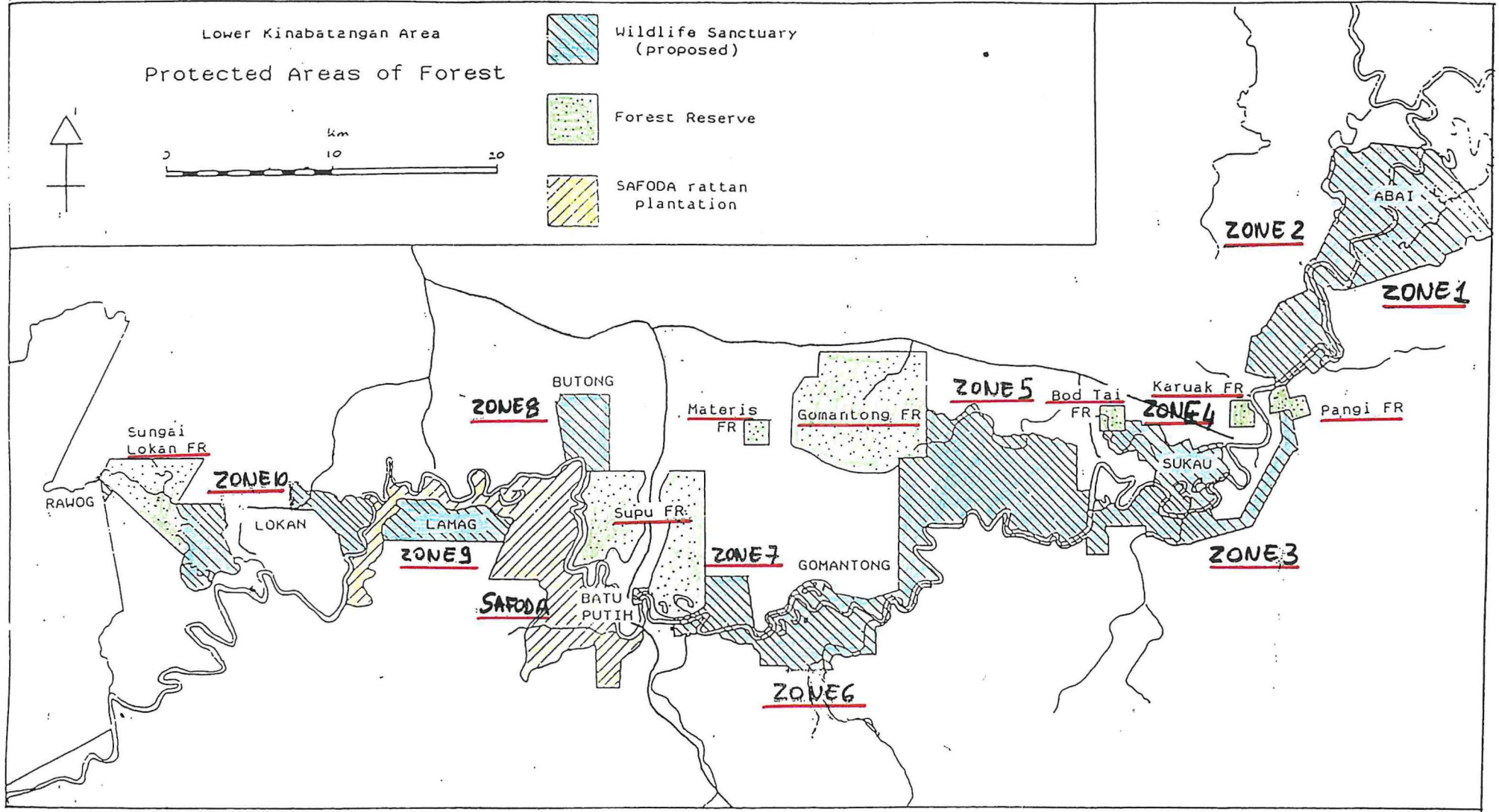
#### Carte 1 : Le Sanctuaire de faune sauvage de la Kinabatangan



Lower Kinabatangan Area  
Protected Areas of Forest



-  Wildlife Sanctuary (proposed)
-  Forest Reserve
-  SAFODA rattan plantation



**Tableau 1 : Superficie du Sanctuaire**

<i>Zones protégées</i>	Superficies (hectares)	<i>Réserves forestières (FR)</i>	Superficies (hectares)	
<i>Zone 1</i>	3 742	<i>Karuak FR</i>	260	
<i>Zone 2</i>	3 759	<i>Pangi FR</i>	438	
<i>Zone 3</i>	2 216	<i>Bod Tai FR</i>	251	
<i>Zone 4</i>	1 876	<i>Gomantong FR</i>	3 918	
<i>Zone 5</i>	7 421	<i>Materis FR</i>	260	
<i>Zone 6</i>	1 843	<i>Pin Supu FR</i>	4 696	
<i>Zone 7</i>	1 323	<i>Sungai Lokan FR</i>	1 852	
<i>Zone 8</i>	1 215			
<i>Zone 9</i>	1 121			
<i>Zone 10</i>	1 910			
<b>Total</b>	<b>26 426 ha</b>		<b>11 675 ha</b>	
		<i>Safoda</i>	<b>3 314 ha</b>	
<b>TOTAL</b>				<b>41 415 ha</b>

### I.C.6. Particularités des populations d'orangs-outans du Sanctuaire

#### I.C.5.1. L'orang-outan : espèce clé de l'environnement de Sabah

Les orangs-outans sont légalement protégés dans l'état de Sabah depuis 1958. Les effectifs en 1988 étaient estimés de 9 800 à 21 000 (Payne, 1988). Mais ces données imprécises ne reflètent certainement pas la situation actuelle et aucun effectif n'est connu aujourd'hui pour l'état de Sabah.

Les efforts entrepris pour la préservation de cette espèce lui ont conféré une valeur symbolique tant sur le plan touristique qu'au niveau de la conservation animale : création de centres de réhabilitation (Sepilok), établissement de réserves naturelles... Cependant, seules deux réserves abritent de petites populations sauvages d'orangs-outans à Sabah. Depuis 1993, près de 200 orangs-outans vivant dans diverses zones d'exploitation forestière ont été capturés et relâchés dans la réserve de Tabin (Andau *et al.*, 1994). Malheureusement, faute de suivi, il est impossible d'évaluer dans quelle mesure ces individus se sont adaptés à leur nouveau milieu. La réhabilitation et la translocation d'animaux sauvages sont des procédés qui ne peuvent être entrepris que pour répondre à certaines problématiques locales. La généralisation de ces méthodes ne pourra en aucun cas assurer la survie à long terme des orangs-outans.

#### I.C.5.2. L'orang-outan : espèce capable d'adaptation en milieu dégradé ?

Un recensement aérien des nids d'orangs-outans réalisé par le Dr. Payne en 1985 dans la région de la Kinabatangan a montré que ses forêts dégradées abritaient de très fortes concentrations de grands singes, dont la densité a pu être estimée supérieure à celle des forêts vierges voisines (Payne, 1988). Ces premières conclusions concernant les fortes densités d'orangs-outans en zones dégradées étaient totalement inattendues puisque toutes les études préalables supposaient que cette espèce dépendait exclusivement de la forêt primaire pour

survivre. Des études récentes concernant les effets de l'exploitation des forêts tropicales (Johns, 1985 ; Johns et Skorupa, 1987) sur les populations de primates ont montré que certaines de ces espèces étaient suffisamment flexibles pour s'adapter aux bouleversements de leur habitat naturel. Ce degré de flexibilité dépendrait principalement de caractéristiques spécifiques comportementales et écologiques, alimentaires notamment. L'étude de la « réinstallation » des orangs-outans en milieu plus ouvert, et des modifications consécutives de leur mode de vie, fournit un moyen inespéré d'appréhender la dimension historique de phénomènes adaptatifs.

Le projet permettra non seulement de rassembler les informations nécessaires à l'élaboration d'un plan de gestion des orangs-outans vivant dans les forêts dégradées du Sanctuaire de la Kinabatangan, mais aussi de transposer ce modèle à d'autres populations d'écosystèmes similaires.

## **II. Problématiques principales du « Kinabatangan Orang-utan Conservation Project », méthodes suivies et premiers résultats**

Quatre objectifs majeurs définissent les recherches menées par le projet : étudier la distribution et la répartition des populations d'orang-outans du Sanctuaire et leurs adaptations éthologiques en milieu dégradé, afin de déterminer les conditions écologiques à respecter pour assurer la survie à long terme de cette espèce, tout en intégrant les communautés locales au projet.

### **II.A. Clarifier le statut de la population sauvage d'orang-outans vivant le long de la Kinabatangan**

Le projet s'est donné pour but de déterminer la distribution précise des sous-populations d'orang-outans dans tout le Sanctuaire (de 41 415 hectares) en fonction des différents types d'habitats et en tenant compte des variations saisonnières. Pour cela, plusieurs voies de recherche ont été suivies.

#### **II.A.1. Cartographie et interviews**

##### **II.A.1.1. Méthodes**

Une carte précise de tout le Sanctuaire a été établie à partir de cartes topographiques au 1/50 000<sup>ème</sup> scannées. De nombreux relevés par point GPS sur le terrain y ont été ajoutés. L'exploitation d'images satellites par un Système d'Information Géographique est en prévision.

Des interviews, menées auprès des communautés locales ont permis d'évaluer les types d'activités prépondérantes sur le Sanctuaire et d'obtenir de premières estimations de l'abondance des orangs-outans (en termes d'absente, rare, commune, fréquente), ainsi que de lister les principaux conflits soulevés entre les populations et les anthropoïdes.

### II.A.1.2. Résultats

La principale activité économique est réalisée par l'exploitation des plantations de palmiers à huile. Les populations locales exploitent les ressources naturelles surtout par la pêche.

Les premiers résultats généraux de ces enquêtes révèlent que globalement plus d'orangs-outans sont vus en aval de la Kinabatangan. Les principaux conflits rencontrés sont dus à la consommation par les orangs-outans des jeunes pousses de palmiers à huile dans les plantations. Plusieurs dizaines d'animaux ont été tués par les gérants des plantations (jusqu'à un cinquantaine pour une seule plantation !). Les conflits avec les *Orang sungai* surgissent lorsque la fructification des arbres de leurs « *kebun* » (les jardins) attire les orangs-outans qui se nourrissent des fruits comme les durians, les mangues sauvages... destinés à être vendus ou consommés. Ils sont le plus souvent chassés ou parfois tués. Un nouveau système expérimental va être mis en place et généralisé par le projet afin d'éviter qu'ils ne viennent dévaster les récoltes. Des plaques de zinc seront disposées autour du tronc des arbres avant leur fructification et ce sur quelques mètres de hauteur pour les empêcher d'y accéder.

### II.A.2. Recensements terrestre et aérien

Les méthodes et résultats des recensements terrestre et plus particulièrement ceux du recensement aérien sont détaillés dans la seconde partie de ce rapport.

#### II.A.2.1. Recensements terrestres

Un recensement a été effectué en utilisant la méthode du *line transect*, par comptage de nids au sol le long de layons préalablement sélectionnés (Van Schaik *et al.*, 1995 ; Burnham *et al.*, 1980 ; Buckland *et al.*, 1993). Cette méthode indirecte, fondée sur le comptage des indices de présence des animaux, les nids qu'ils construisent la nuit et éventuellement le jour, est considérée comme référence par les primatologistes (Van Schaik *et al.*, 1995 ; Tutin et Fernandez, 1984). Pour plus d'explications sur les principes généraux de la méthode du *line transect*, les hypothèses de départ et les conditions d'application, se référer à l'annexe 5. La méthode de calcul des densités d'orangs-outans est détaillée dans le paragraphe I.A.1.2. de la seconde partie.

**Cf. ANNEXE 4 : Les line transects (Burnham et al., 1980; Buckland et al., 1993)**

Le recensement terrestre réalisé par l'équipe d'assistants du projet a débuté en mai 1999. Les layons ouverts, totalisant 20 km, seront parcourus régulièrement tous les trois mois afin d'étudier les variations d'abondance de nids reflétant le déplacement et l'évolution démographique des populations d'orangs-outans.

#### II.A.2.2. Recensement aérien

La méthode terrestre, considérée comme référence, a été utilisée comme base pour étudier une nouvelle méthode de comptage aérien. Expérimentée par le Dr Payne en 1985 (Payne, 1987), cette technique aérienne n'avait jusqu'à présent pas été calibrée ni exploitée pour le calcul de densités et d'effectifs. Deux vols en hélicoptère ont été effectués, financés par le projet, les 11 et 12 août 1999. Six heures de vol ont permis de recenser 1 632 nids pour



un total de 199,63 km parcourus sur l'ensemble du Sanctuaire. La description de cette méthode, ses résultats et la comparaison avec les transects réalisés au sol sont détaillés dans la seconde partie du rapport.

### II.A.3. L'étude de la durée de visibilité des nids

Un paramètre nécessaire au calcul de densité des orangs-outans à partir des densités de nids calculées est la durée de visibilité des nids. Ce paramètre, dénommé « t », nécessite pour être déterminé le suivi de nids repérés au cours du temps. Notons qu'il est impossible de reconnaître le sexe ou l'âge de l'animal par l'observation des nids. D'autre part, leur répartition semble être associée à la disponibilité des ressources alimentaires des habitats.

Trois circuits comprenant 150 nids au total ont été mis en place dans le site d'étude, chaque nid étant signalé sur les layons par un plastique rouge et blanc, sur lequel étaient notés : la date de découverte, la distance et la direction du nid depuis le layon ainsi que le nom de l'espèce de l'arbre, afin de faciliter son repérage. Ce circuit a été parcouru à quatre reprises à intervalle de temps de trois semaines, depuis le mois de mai 1999. Environ deux jours étaient nécessaires pour deux à trois personnes (un étudiant français accompagné d'un ou plusieurs assistants) afin de repérer et classer les nids pour estimer leur âge.

Pour chaque nid répertorié étaient notés plusieurs renseignements, outre la date de découverte et la localisation. Les dimensions des nids sont variables, mais atteignent au moins un mètre de diamètre pour quelques dizaines de centimètres d'épaisseur. Ils peuvent être plus ou moins facilement repérables en fonction de leur âge et de leur construction.

D'une part, sont enregistrées les caractéristiques du site où a été construit le nid :

- le nom vernaculaire de l'espèce de l'arbre,
- la hauteur de l'arbre,
- l'éventuelle présence de traces animales, dont celles des orangs-outans,
- si l'arbre est isolé, ou au contraire si plusieurs arbres sont regroupés,
- la hauteur de la canopée,
- la présence d'arbres fruitiers à proximité du nid,
- la présence d'autres nids.

D'autre part, une description du nid est réalisée et sont notés :

- la hauteur du nid,
- la position du nid dans l'arbre,
- le degré de protection du nid par les branches (protégé ou non),
- la taille du nid : gros, moyen, petit,
- la forme du nid : en disque, en boule ou d'une autre forme,
- les branches de soutien : fines ou larges, pliées ou cassées, rares ou abondantes
- les feuilles constituant le nid : petites (<10 cm), grandes (>10 cm) ; le nombre d'espèces de feuilles employées,
- la classe du nid,
- d'éventuels commentaires.

La classe du nid est l'élément le plus important à noter afin d'estimer la durée de visibilité. En effet, c'est un moyen d'apprécier l'âge du nid. Une classification en cinq stades a été adoptée et définie pour le projet, inspirée des descriptions précédemment utilisées par les primatologistes (Van Schaik *et al*, 1995 ; Tutin et Fernandez, 1984).

1. Un nid **classé 1** est considéré comme « **neuf** ». Ses feuilles sont encore vertes, il est bien fourni. C'est un nid qui n'a que quelques jours (moins d'une semaine).

2. Un nid de **classe 2** est « **récent** » : les feuilles sont de couleur marron, mais encore en place pour la majorité d'entre elles. Le nid a été construit depuis quelques semaines.

3. La **classe 3** caractérise les « **vieux** » nids. Des feuilles sont tombées et l'on peut apercevoir le ciel à travers le nid en certains endroits. Sa structure est cependant totalement respectée. Ils peuvent avoir plusieurs mois.

4. Les « **très vieux** » nids sont **classés 4** : la majorité des feuilles sont tombées et l'on peut apercevoir le ciel en de nombreux endroits. La structure du nid commence à disparaître, on remarque surtout des branches.

5. La **classe 5** regroupe les nids « **presque disparus** ». On ne remarque plus que quelques branches de soutien.

6. Le nid n'est plus visible, il a disparu.

La durée de visibilité des nids peut varier en fonction des essences forestières, de la température, de l'humidité et de l'ouverture de la canopée. Les estimations de la durée de vie des nids d'orangs-outans publiées sont de 81 jours (Rijksen, 1978), 118 jours (Van Schaik *et al.*, 1995) et 145 jours (Russon, 1997). Des circuits d'un échantillon de nids sont parcourus à intervalles réguliers d'environ 20 à 30 jours et les nouveaux stades des nids sélectionnés sont notés. Ce paramètre présente une grande variabilité due à plusieurs facteurs : les essences forestières, la température, l'humidité, l'ouverture de la canopée et le degré de protection du nid, de son type de construction. 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.

La durée de visibilité des nids répertoriés des trois circuits du site d'étude semble élevée, de l'ordre de plusieurs mois, se rapprochant de 150 jours (soit 5 mois !). Cette valeur approximative est issue intuitivement des quatre premiers suivis. L'espèce d'arbre dans laquelle le nid est construit semble être un facteur déterminant pour la durée de dégradation du nid dans le cas du site d'étude. On constate une répartition bimodale de cette longévité, avec deux pics de durée en fonction de l'essence de l'arbre (durée de quelques semaines pour le premier groupe, à de nombreux mois pour le deuxième groupe). Ceci serait dû principalement au degré de protection du nid en relation avec la structure du houppier de l'arbre : plus le nid est protégé par un feuillage abondant, plus il reste visible longtemps. Les nids construits dans les figuiers (*Ficus spp*), les euphorbiacées, l'asam-asam (*Dracontomelum spp*), les bayurs (*Pterospermum spp*) se dégradent assez vite, alors que ceux construits dans les belians (*Eusideroxylon spp*) et d'autres arbres restent très longtemps visibles.

Les orangs-outans de la zone ne construisent que peu de nids en journée, contrairement aux autres sites d'études de forêt primaire, où la moyenne de nid construit par animal par jour est estimée à 1,8 (Rijksen, 1978), 1,6 ou 1,7 (Van Schaik *et al.*, 1995). De plus, les individus suivis par l'équipe réutilisent parfois de vieux nids, par ajout de branches sur un nid déjà construit. Ceci a été constaté plus fréquemment que dans les sites étudiés auparavant, et paraît être une caractéristique étonnante des individus de cette zone. Cette reconstruction des nids est un facteur qui augmente directement leur durée de visibilité.

Ces premières interprétations restent à être validées par les résultats définitifs.

## **II.B. Etudier les modalités saisonnières d'utilisation des différents types d'habitat par les orangs-outans**

### II.B.1. Réalisation d'un inventaire forestier

Afin de déterminer la composition de la communauté végétale et les modes de fructification dans les différents types d'habitats présents sur le Sanctuaire, un site d'étude d'environ 4 à 5 km<sup>2</sup> a été identifié, renfermant les cinq types forestiers suivants:

- forêt dégradée à diptérocarpacées non inondable (« *dry lowland dipterocarp forest* »),
- forêt dégradée à diptérocarpacées inondable (« *semi-inundated lowland dipterocarp forest* »),
- forêt marécageuse (« *swamp forest* »),
- forêt en bordure de rivière (« *riverine forest* »),
- forêt de colline à diptérocarpacées (« *hill dipterocarp forest* »).

*Cf. ANNEXE 5 : Site d'étude du projet et principaux layons*

#### II.B.1.1. Méthodes employées

Huit quadrats, choisis aléatoirement, de 50 mètres de côté (soit 0,25 hectares de surface) ont été étudiés. Tous les arbres dont le « dbh » (« *diameter at breast height* », c'est-à-dire le diamètre à hauteur de poitrine) étaient supérieur à 10 cm ont été recensés et identifiés. Différentes caractéristiques concernant l'ouverture de la canopée, les traces d'animaux avoisinantes, etc. ont été notées. Ceci a permis d'établir les pourcentages de représentation des espèces pour chacun des types forestiers du Sanctuaire afin de quantifier la diversité et l'abondance végétale et de décrire la structure de la canopée. Des circuits phénologiques seront entrepris pour l'étude des cycles saisonniers de fructification des essences clés entrant dans l'alimentation des orangs-outans suivis.

#### II.B.1.2. Premiers résultats

Les forêts ont été fortement dégradées par leur exploitation commerciale depuis les années 1950, le pourcentage de dégradation de la canopée est de 50 à 80 % en moyenne, et au sol, les anciennes routes de tracteurs sont présentes sur 12 à 25 % de la surface. Les arbres émergents rencontrés dans le site d'étude appartiennent principalement aux familles des Moraceae ou Leguminosae ; les Diptérocarpae, caractéristiques de l'ancienne forêt primaire ne constituent plus que 10 % d'entre eux. A cause du fort taux d'ouverture de la canopée, des espèces telles les Euphorbiacées, nécessitant de la lumière, les lianes (Annonaceae, Euphorbiaceae) adaptées aux conditions plus sèches des sites ouverts colonisent le milieu.

Un total de 412 arbres ont été identifiés suite à l'inventaire des quadrats, regroupant 43 familles, 98 genres et au moins 122 espèces ! La forêt en bordure de rivière représente environ 24 % de la surface du site d'étude, la forêt sèche à diptérocarpes 21 %. La forêt marécageuse présente sur 12 % du site d'étude est caractérisée par un faible taux de biodiversité, avec moins de 20 espèces d'arbres par hectare. La diversité et la densité d'arbres sont plus importantes en forêt semi-inondable à diptérocarpes, qui est présente sur 33 % de la surface du site d'étude. La diversité spécifique du site est toutefois moins riche qu'en forêt primaire (Mc Kinnon, 1974, Galdikas, 1988).

D'autres sites d'études seront sélectionnés, afin d'obtenir des résultats généralisables à l'ensemble du Sanctuaire. Les résultats seront ensuite comparés avec les données disponibles dans la littérature sur les différents types forestiers non dégradés correspondants. Ceci permettra de caractériser la distribution et la représentation des espèces dans cette forêt dégradée.

## II.B.2. Le suivi éthologique des orangs-outans

Les objectifs des observations éco-éthologiques réalisées permettront de déterminer les changements saisonniers dans la composition de l'alimentation des orangs-outans, de décrire les budget-temps des animaux suivis et d'effectuer une carte des territoires des animaux résidents du site d'étude.

### II.B.2.1. Méthodes

#### **1. Organisation des suivis**

Le travail sur un site d'étude intensif de 4 à 5 km<sup>2</sup> environ, choisi à proximité de la station de recherche, a permis de dresser une carte des principales anciennes routes d'exploitation forestière qui sont facilement praticables. Trente kilomètres de layons ont ainsi été repérés. Le suivi éthologique des orangs-outans dans ce site d'étude intensif a débuté depuis octobre 1998. Depuis avril 1999, les équipes se relaient en forêt afin de suivre les individus depuis leur début d'activité, correspondant au lever du soleil vers cinq heures quarante cinq, jusqu'à la construction de leur nid pour la nuit, vers 17 heures trente.

#### **2. Repérage et identification des animaux résidents**

Les orangs-outans sont repérés lors du parcours des routes, effectué silencieusement et lentement. Ces animaux solitaires sont très difficiles à repérer, de nombreuses heures de marche sont perdues et souvent seul un bruit, un mouvement ou leur odeur caractéristique les trahissent. Un total de 19 individus, excluant les jeunes encore dépendants de leur mère, ont été repérés sur ce site d'étude, et des dessins de leur face, caractéristique de chaque animal permettent leur reconnaissance.

Il a été repéré jusqu'à présent quatre mâles adultes à joues développées, caractère sexuel secondaire apparaissant de quatorze à dix-neuf ans, trois mâles subadultes, quatre femelles adultes solitaires, cinq femelles adultes accompagnées chacune de leur jeune, ainsi que trois juvéniles. Il est prévu de réaliser des photographies identifiant chaque individu. Ces animaux ont été rencontrés plus ou moins irrégulièrement mais deux mâles et trois femelles ont été repérés à plusieurs reprises. Une femelle adulte (Jenny) et son jeune (Etin) ont notamment été suivis durant trois semaines sans discontinuité. Les mâles, moins habitués, ont tendance à montrer des signes de colère et à fuir, ce qui rend les observations difficiles et aléatoires.

#### **3. Etude éthologique, du régime alimentaire**

Le suivi éthologique est assuré par un scanning discontinu. Toutes les cinq minutes sont notés : l'heure, les conditions météorologiques, le nom et la hauteur de l'arbre que



l'individu occupe ainsi que sa localisation. Les types d'activité qu'il peut exercer sont regroupés dans les catégories suivantes : alimentation, repos, déplacement, interactions sociales, construction du nid, autres activités ou indéterminé (pas de visualisation possible). Des commentaires explicatifs selon la situation et des prises de notes ad libitum pour certains comportements, activités sociales notamment viennent compléter les prises de notes. D'autre part sont notées les distances entre chaque déplacement des animaux, afin de dresser une carte de leur territoire et de leur utilisation horizontale du milieu. L'utilisation verticale sera déterminée par les hauteurs auxquelles évoluent les animaux et les types de support utilisés pour la locomotion. De janvier à février, le travail de suivi a représenté environ 1 376 heures, dont 288 heures de suivi réel et de scans, soit 21 % du temps total. Ces résultats sont très encourageants.

Lors de l'alimentation, les parties ingérées et leur identification sont notées : fruits, (mûrs ou non), écorces, jeunes ou vieilles feuilles, pétioles, pousses, fleurs,... et parfois insectes. Des prélèvements des parties végétales ingérées sont réalisés systématiquement pour identification de l'espèce consommée. D'autre part, des prélèvements de fèces, permettant un suivi alimentaire indirect, sont réalisés et leur contenu analysé.

### II.B.2.2. Premiers résultats

Les budgets-temps des animaux étudiés montrent que la plus grande partie de leurs activités est consacrée au repos. Ceci diminue la proportion de temps réservée aux déplacements ou à la recherche alimentaire comparativement aux études en forêt primaire (Mac Kinnon, 1974, Galdikas, 1988, Rodman, 1993). Par exemple, les résultats des suivis de 14 individus dans le Parc National de Tanjung Puting, réalisés par B.M.F. Galdikas, montrent que le repos représente 18 % du temps, l'alimentation 62 % et les déplacements 18 %. Les suivis des individus du projet révèlent que le temps consacré au repos équivaut à 59 %, aux déplacements à 21 %, à l'alimentation à 15 % et à la construction du nid à 0,1%. Les derniers 4 % du temps sont réservés à d'autres activités, notamment sociales. Deux hypothèses peuvent être formulées afin d'expliquer ces résultats : une faible disponibilité alimentaire en fruits et une forte compétition pour accéder à ces ressources les contraindraient à économiser leurs forces ; a contrario, les ressources disponibles sur le site d'étude, possédant une haute valeur énergétique, suffiraient à leurs besoins quotidiens. Durant les mois d'avril et mai, lors desquels la production de fruits fut plus élevée, le temps consacré au repos était toujours important. Ceci tendrait à confirmer l'hypothèse d'une haute valeur énergétique des ressources du site d'étude.

Contrairement aux forêts primaires pour lesquelles la production de fruits et de feuilles est périodique (Mac Kinnon, 1974, Galdikas, 1988), l'abondance d'espèces grimpanes et pionnières des habitats dégradés étudiés est plus constante au long de l'année (Whitmore, 1974). La proportion de fruits consommés (39 %) est inférieure aux autres études menées en forêt primaire, pour lesquelles les fruits constituaient au moins 50 % du régime (Galdikas, 1988, Mac Kinnon, 1974, Rijksen, 1978). De plus, les orangs-outans suivis consomment une forte proportion de feuilles (des lianes pour la plupart) et d'écorces, qui constituent 75 % de leur régime. Comparées aux études précédentes (Rodman, 1993) en forêt primaire, les espèces consommées sont très différentes, ce qui suggère un haut degré d'adaptation et de flexibilité alimentaire de l'orang-outan. Cette espèce semble modifier son régime alimentaire en utilisant préférentiellement en milieu dégradé quelques espèces fruitières clefs ainsi que des feuilles et écorces (Payne, 1982).

Des résultats préliminaires montrent que les territoires des orangs-outans sont bien plus restreints en milieu dégradé. Les densités du site d'étude (de 3 à 5 individus/km<sup>2</sup>) sont

supérieures à celles généralement estimées en forêt primaire (de 1 à 3 individus/km<sup>2</sup>). Ces deux résultats sont probablement une conséquence de la réduction importante de leur habitat. Les proportions de jeunes et de juvéniles, comparables à celles observées en forêt primaire, suggèrent l'absence de stress physiologique majeur et cette situation paraît stable.

L'utilisation verticale de la structure forestière se fait surtout à des hauteurs moyennes de 5 à 25 mètres. Ceci est probablement à relier au fort degré de dégradation de la forêt. Les mâles adultes semblent préférer des hauteurs moindres, étant plus lourds, et sont régulièrement vus au sol. Seuls les femelles et les jeunes, d'un poids plus léger, utilisent les strates forestières supérieures. Les parcours quotidiens sont en moyenne de 250 mètres, variant de 0 à 1320 mètres.

La distribution dans l'espace et dans le temps des ressources alimentaires diffère de façon importante de celle en forêt primaire, ceci affectant les mouvements saisonniers et la structure sociale des individus résidant en milieu dégradé. Des observations à plus long terme permettront d'étudier ces modifications.

Une étude génétique, en collaboration avec l'Université des Sciences de Sabah, est prévue pour débuter en juillet 2000, d'une durée de deux ans. A partir de poils et de fèces collectés, elle permettra d'étudier la variabilité génétique des sous-populations d'orangs-outans présents sur le Sanctuaire, ainsi que la structure génétique (paternités...) des populations suivies individuellement.

### **II.C. Définir les conditions écologiques à respecter pour assurer la survie à long terme des populations d'orangs-outans dans les forêts exploitées rationnellement**

L'interprétation des données obtenues lors de ces différentes études permettra d'évaluer l'impact de l'exploitation forestière sur l'écologie, le comportement et la distribution des orangs-outans. D'autre part, l'identification des types forestiers d'importance majeure pour leur survie, les zones du Sanctuaire où ils sont présents à de plus fortes densités et la détermination des corridors forestiers à préserver pour permettre les échanges entre populations isolées permettront de proposer un plan de conservation des zones forestières prioritaires. Des recommandations pratiques seront ensuite communiquées au Sabah Wildlife Department pour l'élaboration d'un plan de gestion rationnelle du Sanctuaire de Faune de la Kinabatangan.

### **II.D. Développer localement un programme de sensibilisation sur la préservation des ressources naturelles de la région**

Face à la déforestation permanente par les plantations de palmiers à huile, les communautés locales sont de plus en plus concernées par l'avenir de leur environnement et des moyens possibles à mettre en oeuvre pour le préserver. Des emplois ont été créés localement, une équipe de dix-huit assistants de terrain étant formée travaille quotidiennement pour le projet.

Un projet, visant à associer conservation des orangs-outans et développement agricole local est en cours. Celui-ci, initié par un assistant du projet, vise à creuser un drain autour d'un

verger de quelques hectares pour empêcher le pillage des arbres fruitiers par les orangs-outans lors de la fructification. Un élevage de tilapias réalisé dans ce canal permettra de développer l'élevage afin d'améliorer les ressources des villageois.

Des réunions avec les responsables de Sukau, village à quelques kilomètres de la station de recherche permettent de sensibiliser les habitants à la préservation de leur forêt et de leur rivière, de plus en plus polluée par les effluents des plantations.

Ce projet est en relation continue avec les responsables du Sabah Wildlife Department, du WWF Malaisie ainsi que du Sepilok Forest Research Center.

Ainsi, l'objectif final du Kinabatangan Orang-Utan Conservation Project est de proposer un plan de gestion des populations d'orang-outans sauvages occupant le Sanctuaire de la Kinabatangan. La détermination des effectifs et des densités des individus présents ainsi que leur répartition est un préalable nécessaire à ce plan de gestion. Une méthode nouvelle et originale de recensement aérien des nids d'orang-outans, réalisée en parallèle à un recensement terrestre a permis de dégager plusieurs résultats intéressants.

## **Seconde partie : Contribution à l'étude d'une nouvelle méthode aérienne de recensement des nids d'orangs-outans**

### **I. Avantages et inconvénients de la méthode aérienne de recensement des nids d'orangs-outans ; problématiques**

L'objectif majeur de cette méthode aérienne est de pouvoir estimer rapidement la répartition et la distribution des effectifs des nids des orangs-outans et leurs densités pour une zone étendue. Elle vise à permettre de calculer la répartition des densités d'orangs-outans pour de larges surfaces et faciliter la rapidité de mise en place de plans de conservation.

#### **I.A. Avantages et inconvénients de la méthode aérienne**

##### **I.A.1. Affranchissement des inconvénients liés au principe de la méthode de recensement terrestre**

La méthode actuellement considérée comme référence et employée par les primatologistes (Blouch, 1997 ; Brockelman et Ali, 1987 ; Fay et Agnagna, 1992 ; Marchesi *et al.*, 1995 ; Murnyak, 1981 ; Plumptre et Reynolds, 1996 ; Rijksen, 1978 ; Russon, 1997 ; Strusahker, 1981 ; Tutin et Fernandez, 1983, 1984 ; Van Schaik *et al.*, 1995) pour les recensements d'anthropoïdes est la méthode de comptage des nids depuis le sol par *line transect* (Buckland *et al.*, 1993). Il est en effet impossible 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/km<sup>2</sup> et une distance de visibilité de 20 mètres de part et d'autre du transect, un observateur obtiendrait en moyenne seulement une détection visuelle pour 25 km parcourus ! (Van Schaik *et al.*, 1995). Les nids construits par les orangs-outans sont bien plus aisément détectables que les animaux et restent visibles longtemps.

Les recensements sont effectués dans des sites d'étude de faible surface (quelques km<sup>2</sup>) où des transects de quelques kilomètres de distance sont échantillonnés en fonction des types d'habitats représentés. Au moins 3 km de transects pour chaque type d'habitat sont recommandés (Van Schaik *et al.*, 1995). Les transects sont parcourus et les distances perpendiculaires des nids à la ligne de marche sont mesurées. Les principaux inconvénients sont le respect de la technique d'échantillonnage, de la représentativité des habitats et des conditions d'application du *line transect* (Cf. ANNEXE 4). L'une des conditions à respecter est notamment de compter tous les nids situés sur la ligne de marche. En milieu forestier tropical fermé, ceci est parfois difficilement réalisable ! Les distances doivent être mesurées précisément, ce qui peut constituer un travail de terrain laborieux, surtout dans des zones difficiles d'accès.

Les calculs des densités de nids sont réalisés par l'utilisation du logiciel Distance (Buckland *et al.*, 1993), pour chaque type d'habitat. Puis les densités sont extrapolées à toute la zone considérée (parc national, réserve...) en utilisant les surfaces totales respectives de chaque type forestier. Celles-ci sont connues à partir de cartes satellites (par système d'information géographique), ce qui suppose d'avoir accès aux images satellites du pays



d'étude. Cependant, les surfaces issues des données satellites ne sont pas forcément à jour. De plus, les densités calculées pour chaque type d'habitat dans les sites d'études choisis ne sont pas forcément égales aux densités de ces mêmes habitats dans d'autres régions. En effet, les facteurs de perturbation humaine (chasse, dégradation du milieu par exploitation forestière, construction de routes...) ne sont pas pris en compte et peuvent modifier localement les densités de façon importante. Les primatologistes appliquent un facteur correctif aux effectifs estimés afin de prendre en compte l'impact humain. Les valeurs de ces facteurs correctifs ont été déterminées « intuitivement » et sont de 0,6 pour Bornéo et 0,75 pour Sumatra (Van Schaik *et al.*, 1995). Cette technique par comptage des indices de présence utilise donc de nombreux facteurs dont les estimations des paramètres employés ont de larges limites de confiance. En conséquence leur précision et leur exactitude peuvent être critiquables.

Un recensement par hélicoptère permettant de survoler de larges zones, ces erreurs d'extrapolation sont de fait réduites. De plus, l'échantillonnage des différents types d'habitat est plus représentatif, les facteurs d'influence humains peuvent être pris en compte directement, la longueur des transects parcourue étant bien plus importante.

#### *1.A.2. Réduction des coûts financier, matériel et du temps consacré au recensement*

La méthode terrestre est coûteuse financièrement et nécessite une main-d'œuvre particulièrement disponible. De plus, la réalisation d'un recensement aérien représente un gain de temps énorme par rapport à une étude terrestre équivalente, qui serait irréalisable.

La méthode aérienne a été testée pour la première fois par le Dr J. Payne, WWF Malaisie, en 1985 (Payne, 1987). Utilisant un hélicoptère, il a effectué avec une équipe de deux observateurs le survol de 5 régions de Sabah. Ce vol a permis le comptage des nids d'orangs-outans sur un total de 170 km de transects en 1h30. Le temps de vol entre les transects, à la vitesse de 180 km/h, s'est élevé à 1h30. Le coût total pour ces 3 heures de vol fut de 1 750 USD (environ 9 000 Ff.), soit 580 USD (environ 3 000 Ff.) par heure de vol pour l'hélicoptère de type Bell 206 Jet ranger loué à l'agence Sabah Air Sdn Bhd. Le recensement de 170 km de transects au sol aurait nécessité selon ses calculs au moins 98 jours de travail pour une équipe de 3 personnes. Le coût minimum d'une telle étude se serait élevé à 4 884 USD (environ 24 500 Ff.) ! (Payne, 1987). En ce qui concerne notre propre étude, deux vols de trois heures chacun ont permis de survoler 200 km de transects effectifs. La location de l'hélicoptère, un Bell 206 Jet Ranger, s'est élevée à 1 995 RM (environ 3 000 Ff.) par heure de vol, soit 11 970 RM (environ 18 000 Ff.) pour les 6 heures. Le recensement terrestre réalisé par une équipe de 4 assistants du projet, comprenant l'ouverture et le comptage de nids sur 20 km de transects a nécessité 42 jours, soit 3 500 RM (environ 5 300 Ff.). Compter 200 km de transects au sol aurait nécessité un budget de 35 000 RM (environ 52 500 Ff.) et 420 jours de travail pour cette équipe ! Notons que le rapport de prix d'une étude terrestre rapportée à une étude aérienne est de 3 pour 1 selon nos estimations et celles du Dr Payne. Le temps nécessaire à une étude terrestre parcourant la même longueur de transects, bien supérieur dans le cas de nos estimations est sans doute dû au fait que l'équipe des assistants du projet, non entraînée, a été formée à l'occasion de ces premiers transects.

Le recensement aérien est une méthode qui coûte environ trois fois moins cher que la méthode terrestre et qui nécessite un temps extrêmement réduit (quelques heures pour recenser des centaines de kilomètres).

### I.A.3. Facilité de réalisation, accessibilité de terrains difficiles

Les conditions pratiques du recensement au sol en milieu forestier tropical sont souvent extrêmement éprouvantes (chaleur, humidité, moustiques, sangsues...). De plus, certains types d'habitats, tels que les marécages, sont parfois impossibles d'accès. De même, les rivières ou les montagnes infranchissables posent des problèmes pour suivre un échantillonnage aléatoire. Ces conditions pratiques de terrain peuvent être limitantes pour la bonne réalisation de l'étude, les types d'habitat comme les marécages ne pouvant être recensés. L'hélicoptère, en revanche, permet de survoler tous types de forêt et de s'affranchir de ces difficultés.

Les zones d'accès difficile au sol peuvent être recensées, ce qui diminue les biais d'échantillonnage.

### I.A.4. Manque d'analyses afin de valider cette méthode

La méthode terrestre, étudiée et bien décrite depuis plusieurs années, peut-être considérée comme fiable et répliquable. Nous discuterons ces deux points quant à la méthode aérienne suite à notre étude du Sanctuaire de la Kinabatangan. En effet, cette méthode, utilisée pour la deuxième fois par le projet, n'a été étudiée et testée que par le Dr Payne (Payne, 1987).

**Tableau 2 : Récapitulatif des avantages et inconvénients des méthodes terrestre et aérienne**

	terrestre	aérien
<b>coût</b>	très élevé	élevé
<b>temps</b>	long	très court
<b>facilité de réalisation</b>	difficile	facile
<b>fiabilité</b>	référence	<i>Cf. discussion</i>
<b>réplicabilité</b>	+ / -	<i>Cf. discussion</i>
<b>extrapolation, prise en compte de l'impact humain</b>	biaisé	moins de biais

### Conclusion

La méthode aérienne possède plusieurs avantages extrêmement intéressants dans la réalisation des recensements d'orangs-outans et son étude approfondie se justifie pleinement.

## **I.B. Problématiques de la méthode aérienne et de son étude par le Kinabatangan Orang-utan Conservation Project**

### *I.B.1. Faisabilité de la méthode et étude préalable (Payne, 1987, 1988)*

Le Dr J. Payne, du WWF Malaisie, fut le premier en 1985 à employer une méthode de comptage des nids d'orangs-outans par hélicoptère afin d'étudier la répartition des grands singes dans l'état de Sabah. Une équipe du Département forestier du Sanctuaire de faune sauvage de Lanjak-Entimau du Sarawak a la première découvert lors d'un survol du Sanctuaire par hélicoptère en 1981 que de nombreux nids d'orangs-outans étaient visibles depuis le ciel.

#### **Principes de la méthode et de l'exploitation des résultats effectués par J. Payne**

Des transects sélectionnés ont été survolés en hélicoptère (altitude : 150 à 200 pieds, vitesse : 70 km/h environ pour l'un des vols). Les nids sont comptés de chaque côté de l'hélicoptère par deux observateurs entraînés.

Les résultats ont été exprimés en nombre de nids par minute, en fonction des types d'habitats reconnus. Pour des zones dont les densités en individus par km<sup>2</sup> au sol sont connues (par suivi éthologique, on peut connaître le nombre d'orangs-outans pour une surface circonscrite, une réserve forestière par exemple), le survol en hélicoptère de ces zones permet d'obtenir un nombre de nids par minute. La comparaison entre ces zones et d'autres zones de type d'habitat comparable permet d'évaluer une densité pour les autres zones. La formule suivante a été appliquée :

**densité de A = densité de a x ( nombre nids / minute pour A ) / ( nombre de nids / minute pour a )**

A : zone définie par le type d'habitat A dont la densité en orangs-outans est inconnue,

a : zone définie par le type d'habitat a dont la densité en orangs-outans est connue, par suivis éthologiques. Ces zones correspondent à des réserves forestières circonscrites.

Les types d'habitats A et a sont considérés équivalents.

De premiers calculs de densités en orangs-outans ont été réalisés grâce à l'application de cette équation.

Une comparaison entre les comptages depuis l'air et le sol a été tentée pour la réserve forestière de Sepilok, mais n'a pu être effectuée. Il n'a pas été réalisé d'échantillonnage, permettant éventuellement de calculer les densités de nids par la méthode d'un strip transect (Norton-Griffiths, 1978).

Cette étude, balayant cinq zones de l'état de Sabah, n'a cependant livré que des données brutes sur la distribution des orangs-outans, exprimées en nombre de nids comptés par kilomètre ou par minute de vol et ce pour chaque type d'habitat reconnu depuis le ciel.

### *I.B.2. Objectifs de la présente étude*

La faisabilité de cette méthode ayant été démontrée, nous nous sommes inspirés des recommandations du Dr Payne pour appliquer cette méthode pour le recensement des populations d'orangs-outans du sanctuaire de la Kinabatangan.

Trois axes de réflexion ont retenu notre attention.

1. Echantillonner le Sanctuaire de la Kinabatangan (414 km<sup>2</sup>) et analyser les résultats obtenus ;
2. Calibrer cette méthode par comparaison entre les résultats de comptage terrestre et aérien pour des transects communs (après étude statistique de corrélation et de régression) ;
3. Calculer les effectifs des populations d'orangs-outans du Sanctuaire après application de facteurs correctifs issus des corrélations.

Enfin, il s'agissait de discuter et conclure sur la validité de cette méthode et ses applications futures potentielles.

## **II. Matériel et méthodes**

### **II.A. Le recensement terrestre**

Ce recensement terrestre est décrit afin de comprendre la comparaison entre les transects communs comptés au sol et par la méthode aérienne.

Les objectifs de ce recensement terrestre réalisé par le projet sont de :

1. évaluer les densités des orangs-outans en utilisant la méthode classiquement décrite du *line transect*, (Cf. paragraphe II.A.2.4.),
2. étudier les déplacements, la variation de la distribution et l'évolution démographique des populations d'orangs-outans, en réalisant des comptages des transects balisés à intervalles de 3 mois,
3. comparer ces résultats avec les résultats du comptage aérien sur des transects communs.

#### **II.A.1. Matériel**

Une équipe de 4 assistants a été spécialement formée au recensement des nids. Un observateur particulièrement entraîné à la détection des nids, muni de jumelles était chargé du repérage des nids. Une boussole, des bandes de plastique et des marqueurs pour repérer le transect, un GPS, un décamètre (30 mètres) et des feuilles de prises de données étaient nécessaires à chaque comptage. Des cartes des zones étudiées, aux échelles 1/50 000<sup>ème</sup> et 1/25 000<sup>ème</sup> ont été réalisées. Deux étudiants français se sont chargés de l'encadrement des assistants sur le terrain et de la réalisation de cette étude.

Deux recensements consécutifs ont été effectués jusqu'à présent. L'ouverture et le repérage des transects, lors de la première quinzaine de mai, ont permis un comptage du 24 mai 1999 au 02 juillet 1999. Le deuxième recensement s'est effectué du 11 août au 03 septembre 1999.

## II.A.2. Méthode

### II.A.2.1. Choix de la méthode

La méthode du *line transect* (Burnham *et al.*, 1980 ; Buckland *et al.*, 1993), par comptage des nids, indices de présence des animaux, a été utilisée.

Les conditions d'applications générales de cette méthode (Cf. ANNEXE 4) 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.

### II.A.2.2. L'échantillonnage

Trois zones ont été échantillonnées, dans trois aires différentes du sanctuaire : les lots 1, 2 et 3. Les transects ont été choisis au hasard, de façon à ne pas biaiser les résultats par les caractéristiques du milieu et choisis perpendiculairement à la rivière. Des impératifs pratiques ont aussi déterminé ce choix : les distances à parcourir en milieu marécageux, impraticable, sont réduites, les transects ont été choisis proches de la rivière et du camp de base pour le lot 3.

Les transects, rectilignes, ont pour la plupart des directions nord-sud et est-ouest, ayant facilité leur ouverture. Notons que certains transects se croisent, une grande attention a été portée afin ne pas effectuer de double comptage.

**Carte 2 : Carte des transects du site d'étude et de la réserve forestière de Pangl**

**Carte 3 : Carte des transects de la troisième zone échantillonnée**

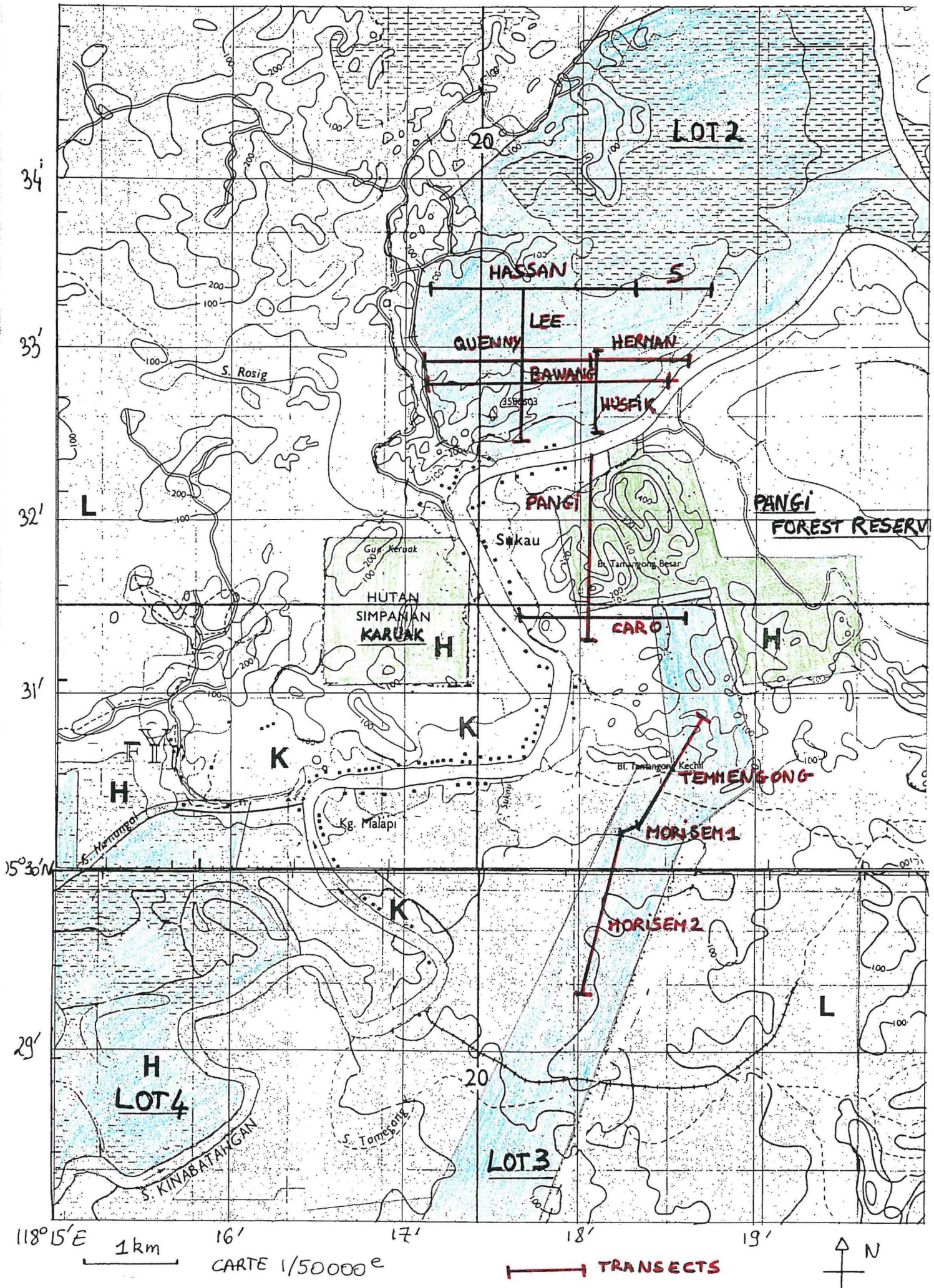




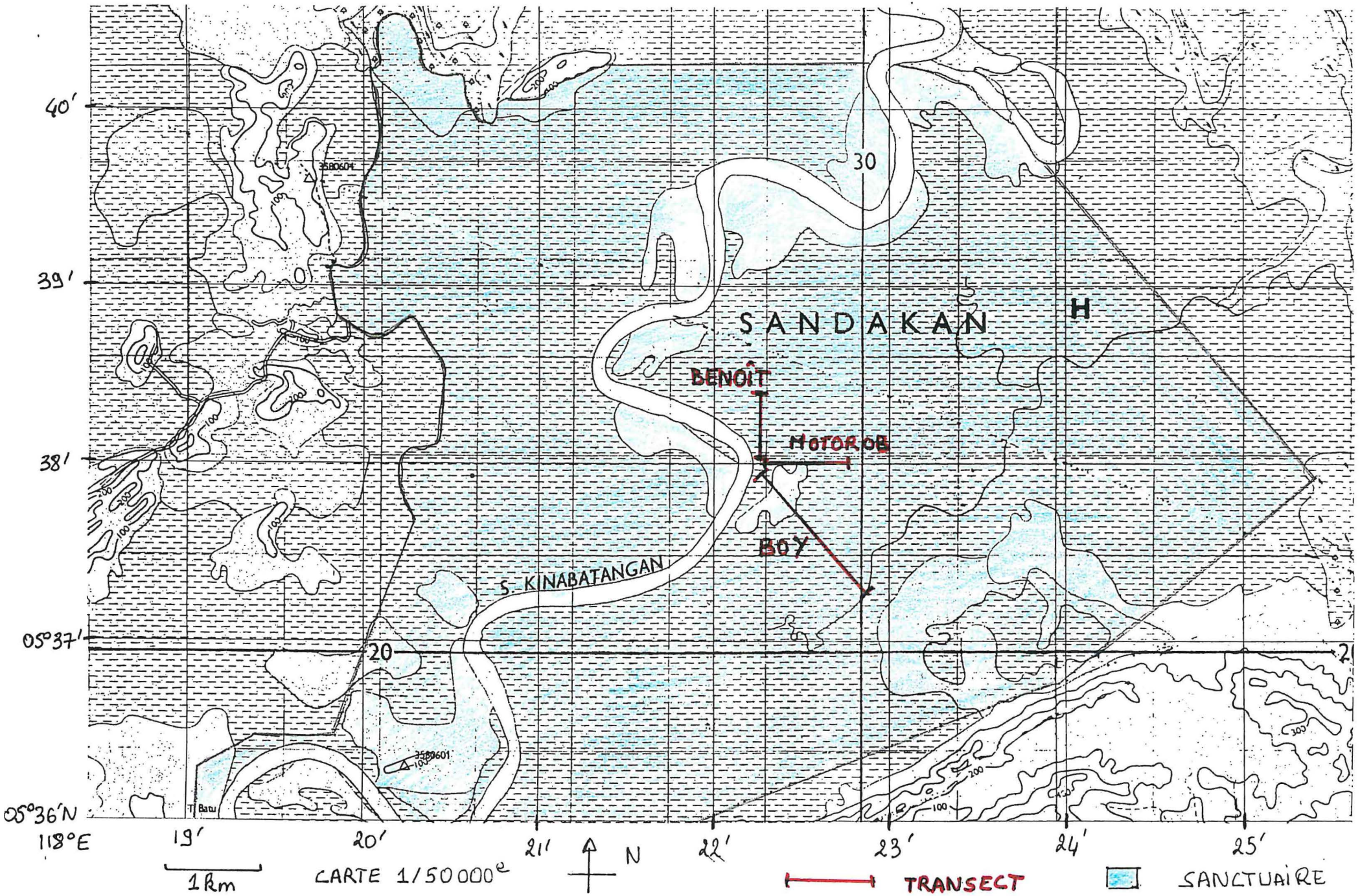
SANCTUAIRE



RÉSERVE FORESTIÈRE







40'

39'

38'

05°37'

05°36'N

118°E

19'

20'

21'

N

22'

23'

24'

25'

1 km

CARTE 1/50000<sup>e</sup>

TRANSECT

SANCTUAIRE

SANDAKAN H

BENOIT

MOTOR OB

BOY

S. KINABATANGAN

3589601

30

20

300

T. Bau



### II.A.2.3. Application de la méthode

Lors de l'ouverture des transects sélectionnés, deux personnes avec boussole et parang (machette) étaient chargées d'ouvrir le layon. Une marque était apposée sur les arbres tous les 25 mètres, informant de la distance parcourue depuis le point de départ. Pour le comptage, une équipe de trois à quatre observateurs marchait lentement. Environ 1 km, parfois moins, était parcouru en une journée de travail, soit six heures (de six heures du matin à midi), pauses incluses. Ceci fournit une indication des conditions de terrain, difficiles...

Une feuille de présentation du transect était remplie à chaque début de comptage. Un observateur, marchant en tête, était chargé de repérer les nids. Ceux-ci sont généralement sphériques, leur diamètre atteignant au moins un mètre. Les autres observateurs contrôlaient et prenaient des points GPS régulièrement ainsi que les notes suivantes :

- à propos du transect : description des conditions météorologiques, des types forestiers rencontrés, des éléments topographiques remarquables (rivière, colline...), des signes d'animaux (empreintes d'éléphants, odeur d'orangs-outans, vocalisations de gibbons...) et de signes d'exploitation humaine (routes de tracteurs anciennes ou récentes...) ;

- concernant les nids : à chaque nid rencontré était attribué un numéro ; pour chaque nid étaient notés l'heure, le type forestier, la hauteur de la canopée, la hauteur de l'arbre et la hauteur du nid. Une estimation de la visibilité du nid depuis le ciel était notée L ou TL (L : *lihat*, visible ou TL : *tidak lihat*, non visible), ce qui donnait une indication de sa protection par la canopée et a été utilisée pour la comparaison avec l'étude aérienne. Étaient aussi spécifiés la classe du nid, le diamètre de l'arbre, le nom vernaculaire de l'essence, et d'éventuels commentaires (si plusieurs nids se trouvaient dans le même arbre...). La valeur la plus importante pour calculer les densités de nids était enregistrée avec la plus grande précision possible, au décimètre et à la boussole : la distance perpendiculaire entre le nid et la ligne du transect. Cette distance était déterminée pour chaque nid repéré, avec mention de la direction (droit ou gauche par rapport à la direction du layon).

#### *Cf. ANNEXE 6 : Feuilles de prises de notes pour comptages terrestres*

Les nids ont été classés pour cette étude selon 5 stades, classification inspirée de celles de Tutin et Fernandez (1984) et Van Schaik *et al.* (1995). (*Cf. paragraphe II.A.3., première partie*)

### II.A.2.4. Principes de calculs des densités par recensement terrestre

Les calculs des densités d'orangs-outans sont réalisés par utilisation des formules suivantes :

**1. La formule générale**, développée par Burnham *et al.*(1980) puis Buckland *et al.* (1993) :

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

**D** = densité (individus/km<sup>2</sup>)

**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.



**2. En ce qui concerne les grands singes**, ce sont les nids que l'on recense et il faut donc tenir compte de ces nouveaux paramètres :

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

**D** = densité (individus/km<sup>2</sup>)

**N** = nombre de nids observés

**p** = proportion d'animaux construisant des nids dans la population (les jeunes encore dépendants de leur mère ne construisent pas de nids)

**r** = nombre de nids construits par jour par animal

**t** = durée de visibilité du nid (jours)

**L** = longueur du transect (km)

**w** = largeur effective de bande (km) en notant les distances perpendiculaires des nids par rapport au transect.

Les paramètres **p** et **r** sont estimés par suivi éthologique d'individus dans un site d'étude intensif, ou peuvent être tirés d'études précédentes. 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. Les orangs-outans construisent en effet systématiquement un nid pour passer la nuit et parfois des nids de jour pour se reposer. L'estimation du paramètre **t**, durée de vie du nid, est déterminée par le suivi d'un échantillon de nids repérés et marqués. (*Cf. paragraphe II.A.3., première partie*)

### II.A.3. Résultats

Au total, 15 transects ont été ouverts et comptés : 7 transects dans la zone 1, correspondant au site d'étude intensif de suivi éthologique des orangs-outans, 5 transects pour la zone 2 et 3 transects pour la zone 3, éloignée des deux autres et située en aval de la Kinabatangan.

Deux recensements successifs ont été réalisés, le premier du 24 mai 1999 au 02 juillet 1999 et le second du 11 août au 03 septembre 1999, afin d'interpréter les résultats d'un comptage se rapprochant le plus de la date de recensement aérien. Ces deux études ont été réalisées avec la même équipe, afin de minimiser les différences dues aux biais des observateurs, excepté pour l'assistant qui, placé en tête, repérait les nids, étant malheureusement indisponible pour la seconde étude.

*Cf. ANNEXE 7 : Résultats répertoriés pour le second recensement*

**Tableau 3 : Résultats bruts des comptages terrestres**

nom du transect	direction	longueur km	nids	nids / km	longueur km	nids	nids / km
		Premier recensement			Deuxième recensement		
<b>ZONE 1</b>							
Bawang	270°	2,56	89	34,766	2,56	51	19,922
Husfik	0°	0,98	43	43,878	0,98	27	27,551
Lee	0°	1,71	54	31,579	1,71	34	19,883
Quenny	270°	1,88	10	5,319	1,88	11	5,851
Herman	90°	0,94	12	12,766	0,94	16	17,021
Hassan	270°	1,94	87	44,845	1,94	45	23,196
S	90°	0,61	/	/	0,61	51	83,607
<i>total zone 1</i>		<b>10,01</b>	<b>295</b>	<b>28,859</b>	<b>10,62</b>	<b>235</b>	<b>22,128</b>
<b>ZONE 2</b>							
Pangi	180°	2,1	21	10,000	2,1	25	11,905
Caroline	90°	1,76	17	9,659	1,76	15	8,523
Temmengong	25°	1,729	7	4,049	1,729	10	5,784
Morisem 1	250°	0,237	7	29,536	0,237	6	25,316
Morisem 2	190°	1,704	53	31,103	1,704	26	15,258
<i>Total zone 2</i>		<b>7,53</b>	<b>105</b>	<b>13,944</b>	<b>7,53</b>	<b>82</b>	<b>10,890</b>
<b>ZONE 3</b>							
Boy	45°	1,688	68	40,284	1,688	65	38,507
Motorob	90°	0,893	32	35,834	0,893	40	44,793
Benoit	0°	0,72	30	41,667	0,72	32	44,444
<i>Total zone 3</i>		<b>3,301</b>	<b>130</b>	<b>39,262</b>	<b>3,301</b>	<b>137</b>	<b>41,503</b>
<b>TOTAL</b>							
		<b>20,841</b>	<b>530</b>	<b>25,431</b>	<b>21,451</b>	<b>454</b>	<b>21,165</b>

#### II.A.4. Discussion

Nous n'interpréterons que sommairement les résultats de comptage terrestre, destinés dans cette étude à la comparaison avec le comptage aérien.

Quelques remarques sont à noter cependant.

Ces valeurs, en nombre de nids par km, semblent indiquer de fortes densités en orangs-outans. Sont détectés en effet plus de 20 nids par km sur la moyenne des trois zones (25 nids/km environ lors du premier recensement et 21 nids/km lors du second).

Les nombres de nids par km comptés dans les différentes zones et pour chaque transect varient beaucoup entre eux. Ceci semble indiquer une répartition dépendante du type d'habitat et de la zone. D'autre part, les nids peuvent apparaître groupés, certains arbres pouvant en contenir deux, trois, voire jusqu'à cinq. Ceci indique une répartition des orangs-outans non aléatoire. De plus, ces regroupements étaient fréquemment observés à proximité ou dans les arbres représentant une source alimentaire (arbres fruitiers, comme l'*asam* - *asam*...).

Les distances perpendiculaires relevées sont relativement faibles, indiquant le degré de fermeture du milieu (Cf. ANNEXE 7). En milieu plus ouvert, caractéristique de la zone trois, les distances perpendiculaires sont plus grandes. Ceci témoigne de la variation de visibilité et des biais de comptage en fonction du milieu. La méthode du *line transect*, ne postulant pas

comme hypothèse préalable le comptage de tous les nids, permet de s'affranchir de ce biais important.

Les variations de résultats entre les deux comptages sont faibles pour les zones 1 et 3, ce qui indique une faible variation des populations, en terme d'effectif et de déplacement. Cependant, pour la zone 1, les nombres de nids comptés ont été globalement inférieurs lors du deuxième recensement sur les 6 transects communs. Le transect S, non recensé la première fois a révélé un nombre de nids/km élevé. Les proportions de nids jeunes ou récents étaient inférieures lors du deuxième recensement. Ces différences peuvent s'expliquer par un déplacement des animaux au sein de cette zone ou bien par des biais dus au changement de l'équipe de recensement.

Les calculs de densités seront effectués par l'utilisation du logiciel Distance, version 3.5, pour chaque zone recensée. Ensuite, en fonction des surfaces totales des différents types d'habitats, une extrapolation à l'ensemble du Sanctuaire sera effectuée. Ces surfaces seront déterminées après l'interprétation des données d'images satellites d'un Système d'Information Géographique fournies par le Sabah Wildlife Department. Les densités attendues devraient avoisiner pour la zone 1 les valeurs estimées par le suivi éthologique du site d'étude intensif, où 19 individus ont été repérés sur ce site de 4 à 5 km<sup>2</sup>, soit de 3 à 4 orangs-outans par km<sup>2</sup>. Des valeurs probablement inférieures sont attendues pour les deux autres zones : pour la zone 2, le nombre de nids par km était inférieur à celui de la zone 1. Pour la zone 3, ce nombre de nids par km est relativement élevé, mais les distances perpendiculaires supérieures.

Les résultats de ce recensement terrestre doivent être interprétés plus précisément ; l'utilisation du logiciel Distance permettra d'estimer les densités de nids dans les zones étudiées. Une extrapolation à tout le Sanctuaire, après détermination des surfaces représentées par chaque type d'habitat issues de données SIG fournira les densités globales et les effectifs totaux des populations. Ceci permettra de réaliser un plan de conservation de cette espèce pour le Sanctuaire de la Kinabatangan. Des recensements successifs, effectués à quelques mois d'intervalles sur les transects étudiés pourront fournir des données précieuses sur les déplacements de populations et leur évolution démographique. De plus, la sélection et le recensement d'autres transects dans des zones différentes permettront d'effectuer une comparaison des densités en fonction des zones et d'identifier les principaux facteurs de variation de la distribution des populations. Mais ces premiers résultats peuvent être utilisés afin de calibrer la méthode de recensement aérien appliquée par le projet.

## **II.B. Le recensement aérien**

### II.B.1. Matériel

#### II.B.1.1. Choix de l'hélicoptère

L'hélicoptère plutôt que l'avion a été choisi comme moyen de locomotion pour ce comptage, car il permet de voler à une vitesse faible ainsi qu'à basse altitude, critères très avantageux dans le cas du repérage, relativement difficile, des nids d'orang-outans. L'emploi d'un avion, volant à une vitesse supérieure et une altitude plus élevée, n'aurait pas pu livrer des résultats équivalents. D'autre part, l'hélicoptère avait auparavant été utilisé par le Dr. J. Payne, qui recommandait fortement son utilisation (Payne, 1987). L'avion est cependant le

moyen le plus utilisé pour les comptages de faune, notamment en savanes africaines, car les inconvénients cités ont des répercussions moindres pour les comptages de grands troupeaux en milieu ouvert. De plus, il est économiquement très avantageux pour le comptage de surfaces très larges, ce qui n'était pas vérifié dans le cas présent, la surface totale du Sanctuaire étant d'environ 400 km<sup>2</sup>.

Les autres avantages d'un hélicoptère par rapport à un avion à ailes fixes sont :

1. la possibilité de changer facilement la vitesse, de 0 à 160 - 200 km/h. Ceci permet de ne pas perdre de temps pour le survol des zones entre chaque transects et d'adapter rapidement la vitesse fixée pour le comptage ;
2. la possibilité de changer rapidement de direction en tous plans, qui permet également de minimiser les pertes de temps pour passer d'un transect à l'autre ;
3. la possibilité d'atterrir et de décoller presque partout ;
4. une visibilité extrêmement bonne, facilitant le comptage. (Van Lavieren, 1976 ; Norton-Griffiths, 1978)

L'hélicoptère, de type Bell 206 Jet Ranger, a été loué à l'agence Sabah Air Sdn Bhd, implantée à proximité de l'aéroport de Sandakan, ville importante la plus proche du Sanctuaire. Vingt minutes de vol sont nécessaires depuis l'aéroport pour rejoindre le Sanctuaire.

La capacité d'accueil de l'appareil est de cinq personnes, il est équipé d'un altimètre repérant l'altitude par rapport au niveau de la mer et d'un système de navigation GPS (Global Positioning System). Il n'a pas été possible financièrement de louer un hélicoptère équipé d'un radaraltimètre, calculant l'altitude réelle de l'hélicoptère par rapport au sol. Le seul hélicoptère à radaraltimètre disponible, un Bell 212, était basé à Kota Kinabalu, à deux heures et quart aller retour du Sanctuaire. Il n'a pas non plus été matériellement possible d'en ajouter un sur le Bell 206 loué. La description de cet appareil est détaillée en annexe.

### *Cf. ANNEXE 8 : Caractéristiques de l'hélicoptère*

#### II.B.1.2. L'équipe du recensement

L'équipe se composait de cinq personnes : un pilote, un copilote, deux observateurs et un preneur de notes.

#### **Les observateurs**

Cette étude a été réalisée en étroite collaboration avec le Sabah Wildlife Department. Plusieurs réunions ont permis de leur présenter nos objectifs, le déroulement et la méthode choisie pour l'étude aérienne. M. Patrick Mahedi Andau, directeur du Sabah Wildlife Department et M. Laurentius Ambu, responsable de la section territoriale de Sandakan, nous ont procuré les autorisations de vol administratives nécessaires et mis en contact avec deux observateurs qualifiés.

Les deux observateurs avaient déjà réalisé plusieurs comptages par hélicoptère au sein de l'équipe du Dr Payne et étaient donc entraînés à cette technique. Mr Sampoladon Pilik, basé à Kota Kinabalu a été hébergé par le Wildlife Department de Sandakan, dont fait partie Mr Sundang Sarim. Les explications de la méthode choisie, le déroulement du vol et le rôle majeur des deux observateurs dans le comptage leur ont été expliqués au cours d'une réunion préliminaire. Un premier feuillet explicatif décrivant les avantages comparés des méthodes de recensement terrestre et aérienne, les calculs de densités par la méthode terrestre ainsi que les

objectifs de cette étude leur était destiné. Un deuxième feuillet expliquant plus précisément le déroulement de l'étude et la présentation du plan de vol a servi de base aux discussions et à la mise au point de la coordination de l'équipe au cours du vol (Cf. paragraphe II.B.2.2.).

*Cf. ANNEXE 9 : Feuilles explicatifs destinés aux observateurs*

### **Le pilote**

Le pilote de l'agence Sabah Air, le Capitaine Surezza NG Abdullah, a été contacté deux semaines avant le vol. Le plan de vol ainsi que les points GPS des points de départ et de fin des transects lui a été soumis pour approbation. La vitesse (70 km/h) et l'altitude (200 pieds par rapport à la canopée), compatibles avec la sécurité des passagers, ont été fixées avec son accord. L'hélicoptère a été réservé pour deux jours, les six heures disponibles étant réparties en deux vols de 3 heures.

### **Les participants du Kinabatangan Orang-utan Conservation Project**

Le copilote, le Dr M.Ancrenaz, avait déjà survolé la zone en compagnie du WWF Malaisie quelques années auparavant. J'ai assuré la prise de notes lors des deux vols.

Nous avons organisé la totalité de cette étude.

*Cf. ANNEXE 10 : Photographie de l'hélicoptère et de l'équipe*

#### II.B.1.3. Le matériel accessoire

Une caméra vidéo a été utilisée pour enregistrer une heure de vol. Il était initialement prévu d'enregistrer la totalité du vol, mais ceci n'a pas pu être réalisé en raison de l'interdiction de filmer sans autorisations ministérielles. Ces autorisations, très longues à obtenir n'ont pas été reçues à temps pour le vol. La caméra ayant été utilisée est de type Sony Hi 8, zoom x 180. L'enregistrement a été effectué par le copilote, à travers la vitre avant du cockpit. Il n'a malheureusement pas été utilisé de trépied pour stabiliser l'image, cet enregistrement ayant été réalisé uniquement avec l'accord du pilote.

Afin de pouvoir comparer avec précision les transects terrestres recensés et les transects aériens, l'équipe de recensement avait placé des drapeaux de tissu en coton blanc aux extrémités des layons pour en permettre le repérage (Cf. paragraphe II.B.2.1.3.). Ces drapeaux avaient été fabriqués préalablement à l'étude aérienne et placés quelques jours auparavant. La couleur blanche avait été choisie pour être facilement repérable, le blanc tranchant par rapport au vert de la canopée.

Pour assurer la prise de notes, des feuilles de prises de données ont été spécialement réalisées et photocopiées en de nombreux exemplaires. Le copilote et le preneur de notes possédaient chacun un microphone, ainsi qu'une montre-chronomètre. Une carte du plan de vol, au 1/50 000<sup>ème</sup>, spécialement conçue pour l'étude était régulièrement consultée par le copilote afin de guider le pilote. Le vol était suivi par le preneur de notes à l'aide d'une copie de cette carte réduite à 60%.

#### II.B.1.4. Le budget

Le budget alloué pour cette étude, versé par le WWF Angleterre, s'élevait à un total de 12 000 RM (Ringgit Malaisien), soit 18 000 Ff.



L'heure de location de l'hélicoptère, un Bell 206 Jet Ranger était de 1 995 RM, soit 2 990 Ff. Une autre succursale de l'agence, basée à Kota Kinabalu, capitale de Sabah, proposait la location de l'hélicoptère Bell 212, mais l'heure de location s'élevait à 13 700 RM, soit 20 550Ff ! Le budget alloué par le WWF Angleterre a ainsi permis la location de six heures de vol.

Un descriptif du budget est détaillé dans le tableau ci-dessous. L'essentiel des dépenses est dû à la location de l'hélicoptère.

**Tableau 4 : Budget total dépensé pour l'étude aérienne**

<b>matériel</b>	<b>dépenses (RM)</b>	<b>commentaires</b>
<b>6 heures de vol - hélicoptère</b>	1995 x 6 = 11 970	salaire du pilote compris
<b>vidéo caméra (Sony)</b>	0	prêt
<b>cassettes (Hi8, 60 min.)</b>	45	
<b>tape recorder</b>	250	
<b>montre - chronomètre</b>	2 x 75 = 150	
<b>tissus pour drapeaux</b>	15	
<b>rémunération des observateurs</b>	0	assurée par le Wildlife Department
<b>logistique</b>	100	photocopies, communications...
<b>TOTAL RM</b>	<b>12 530 RM</b>	
<b>TOTAL Ff.</b>	<b>18 795 Ff.</b>	

### Conclusion

Cette méthode ne nécessite que peu de moyens, exceptée la location de l'hélicoptère. L'équipe du recensement peut être réduite à quatre personnes. Le budget consacré à cette étude est relativement faible.

### II.B.2. Méthode

Rappelons les deux objectifs de cette étude :

1. Echantillonner l'ensemble du Sanctuaire de la Kinabatangan (414 km <sup>2</sup>), interpréter les résultats en terme d'abondance relative et estimer les effectifs des orangs-outans à l'aide de cette méthode ;
2. Calibrer cette méthode par la comparaison des comptages de transects communs par la méthode terrestre et aérienne ; étude statistique de corrélation et de régression entre ces transects.

Après application de facteurs correctifs éventuels issus de la comparaison des deux méthodes, notre but était d'estimer l'effectif des populations d'orang-outans du Sanctuaire.

L'un des intérêts majeurs est aussi de discuter de la validité de cette nouvelle méthode.



### II.B.2.1. Choix de la méthode : échantillonnage par transects en bande

C'est la méthode de comptage par échantillonnage en transects en bande (ou *strip transect*) qui a été choisie. Le principe est que l'hélicoptère (ou plus souvent l'avion pour les comptages de faune) vole en ligne droite d'une limite à l'autre de la zone à recenser, à une altitude fixe. Des repères sont fixés (sur les ailes de l'avion le plus souvent) de façon à ce que les observateurs comptent les animaux à l'intérieur de ces repères qui définissent une bande projetée au sol dont la largeur dépend de l'altitude. Cette largeur de bande est choisie préalablement et les repères sont fixés de manière à la reproduire au sol en fonction de l'altitude définie. Les observateurs comptent tous les animaux qu'ils aperçoivent contenus à l'intérieur des repères. Les transects sont les unités d'échantillonnage, ils sont parallèles entre eux et traversent la zone en des points sélectionnés au hasard situés le long d'une ligne de base (Norton-Griffiths, 1978). L'avion survole une fois chaque transect et l'une des conditions essentielle à respecter pour la validité des résultats est que les observateurs comptent (ou essaient de compter !) tous les animaux détectés à l'intérieur de la bande matérialisée par les repères. D'autre part, l'altitude de vol doit être maintenue la plus constante possible afin de ne pas faire varier la largeur de bande, qui influe directement sur les résultats.

D'autres unités d'échantillonnages, comme les quadrats ou les blocs peuvent être utilisées. Le principe est de compter tous les animaux détectés dans un carré ou une zone délimitée au sol par des frontières naturelles, un bloc. Ces carrés sont choisis au hasard dans la zone à recenser après avoir quadrillé la zone. L'avion passe d'un carré à l'autre afin de compter tous les animaux (Norton-Griffiths, 1978).

Nous avons choisi l'échantillonnage par transect en bande en raison de :

- son efficacité, minimisant les temps morts entre chaque unité d'échantillonnage ;
- sa facilité de réalisation, la navigation étant simplifiée. Le repérage des limites de carrés sélectionnés, surtout en milieu fermé, aurait certainement été irréalisable. D'autre part, cette méthode nous permettait d'effectuer un recensement de tout le sanctuaire par échantillonnage et de comparer des transects aériens aux transects terrestres.

Le principal désavantage de cette méthode est qu'elle ne laisse pas place à l'erreur, la zone n'étant survolée qu'une fois : il s'agit de compter tous les nids théoriquement présents, afin d'éviter de sous-estimer les valeurs obtenues, ce qui nous l'expliquerons est impossible. La concentration des observateurs doit être soutenue tout le long du comptage.

### II.B.2.2. Le plan d'échantillonnage

#### II.B.2.2.1. Organisation des heures de vol

Pour des raisons économiques, la totalité du vol était limitée à 6 heures. L'autonomie de l'hélicoptère avoisinant les 3 heures de vol, il a été décidé de partager ces heures en deux vols de 3 heures chacun, réalisés sur deux jours consécutifs. Ces heures étant louées à une agence, les dates ont été choisies en fonction des disponibilités du pilote et de l'hélicoptère. Les vols ont été effectués les 11 et 12 août 1999. La division en deux vols de 3 heures était la plus judicieuse économiquement, puisqu'environ 40 minutes par vol étaient perdues pour effectuer l'aller retour depuis l'aéroport de Sandakan, lieu de décollage et d'atterrissage, jusqu'au premier transect du comptage. La concentration soutenue et indispensable de l'équipe pour mener à bien cette étude n'aurait pas pu excéder ces deux fois deux heures vingt de comptage.

#### II.B.2.2.2. Choix des unités d'échantillonnage

Les transects ont été définis à partir d'une ligne de base sur une carte au 1/50 000<sup>ème</sup> du Sanctuaire. Cette ligne est divisée en sections de même longueur que la largeur de bande choisie. Les transects, presque toujours de différentes longueurs, sont sélectionnés au hasard perpendiculairement à cette ligne (Norton-Griffiths, 1978).

#### **Carte 4: Carte générale des transects aériens, lignes de base sur la carte**

Les transects ont été choisis en fonction des deux impératifs de cette étude : réaliser un recensement sur l'ensemble du sanctuaire, et comparer les résultats aériens par rapport aux résultats terrestres pour quelques transects. Concernant le survol des zones du recensement terrestre, les directions des transects aériens ont été déterminées à partir des transects terrestres (Cf. Cartes 2 et 3, paragraphe II.A.2.2.).

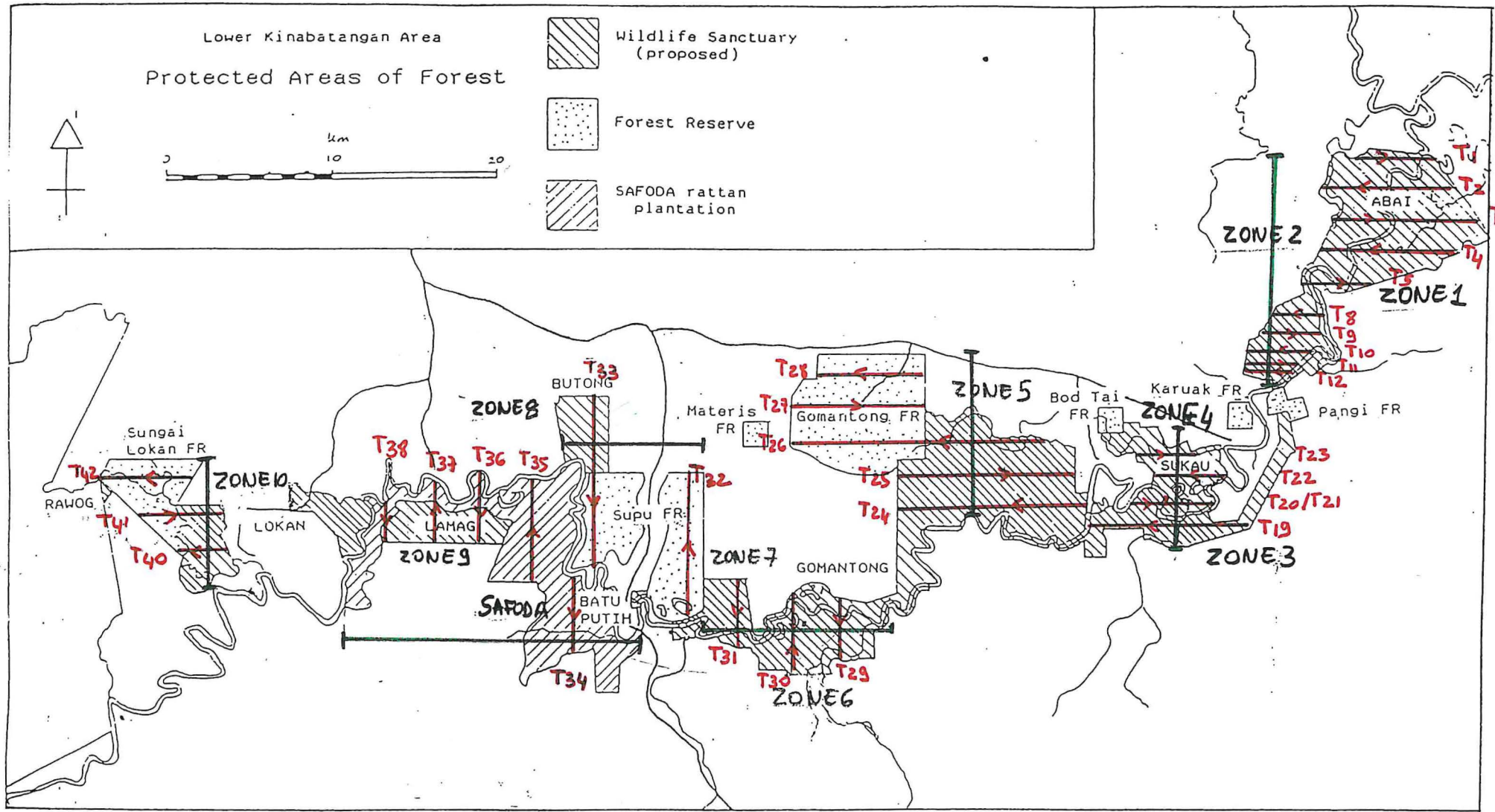
Pour la **troisième zone**, le transect Motorob, de direction est-ouest a été choisi comme direction pour les autres transects aériens de cette zone (correspondant aux **lots 1 et 2**). Les deux autres transects, Boy (de direction 45°), et Benoît (de direction nord-sud) ont été survolés spécialement.

Pour la **zone du site d'étude** (ou **lot 1**), c'est la direction est-ouest des transects Hassan et S, Quenny et Herman, Bawang qui a été choisie comme repère. Les transects Lee et Husfik de direction nord-sud ont été survolés séparément.

Pour la **zone de la réserve forestière de Pangi et le lot 3**, les transects Pangi, nord-sud, Caro, est-ouest et Morisem2 de direction 145° ont été survolés successivement, avant de poursuivre l'échantillonnage des lots 4 et 5.

En ce qui concerne les autres transects, les directions nord-sud et est-ouest ont été choisies en fonction des lots de façon à limiter la perte de temps de vol entre chaque transect à compter. De plus, les transects ont été répartis perpendiculairement à la rivière, afin de minimiser les biais de distribution des populations d'orangs-outans en relation avec les gradients d'habitats.

#### **Carte 5 : Carte des transects survolés**



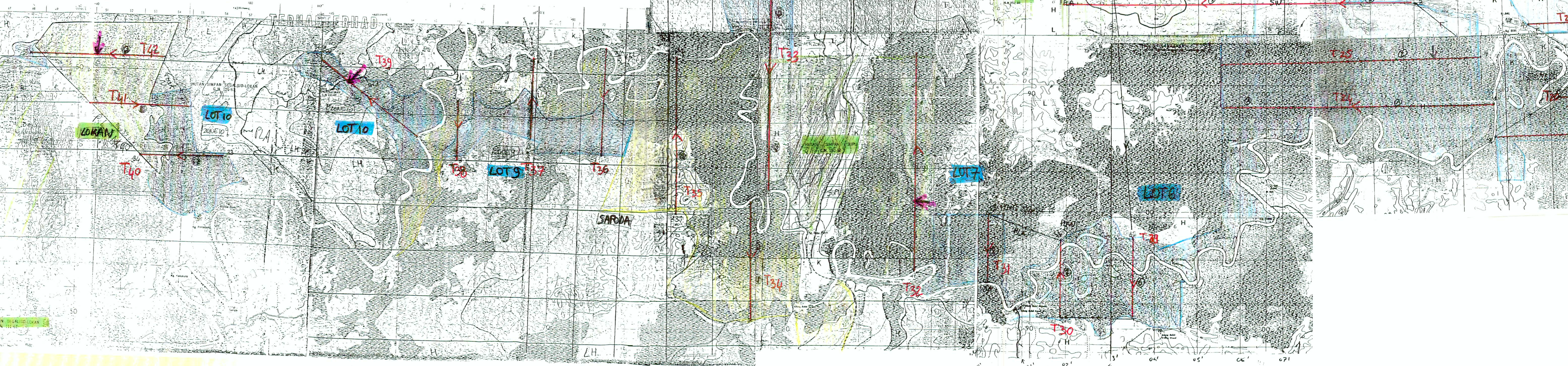
→ TRANSECT AÉRIEN  
 ┌───┐ LIGNE DE BASE



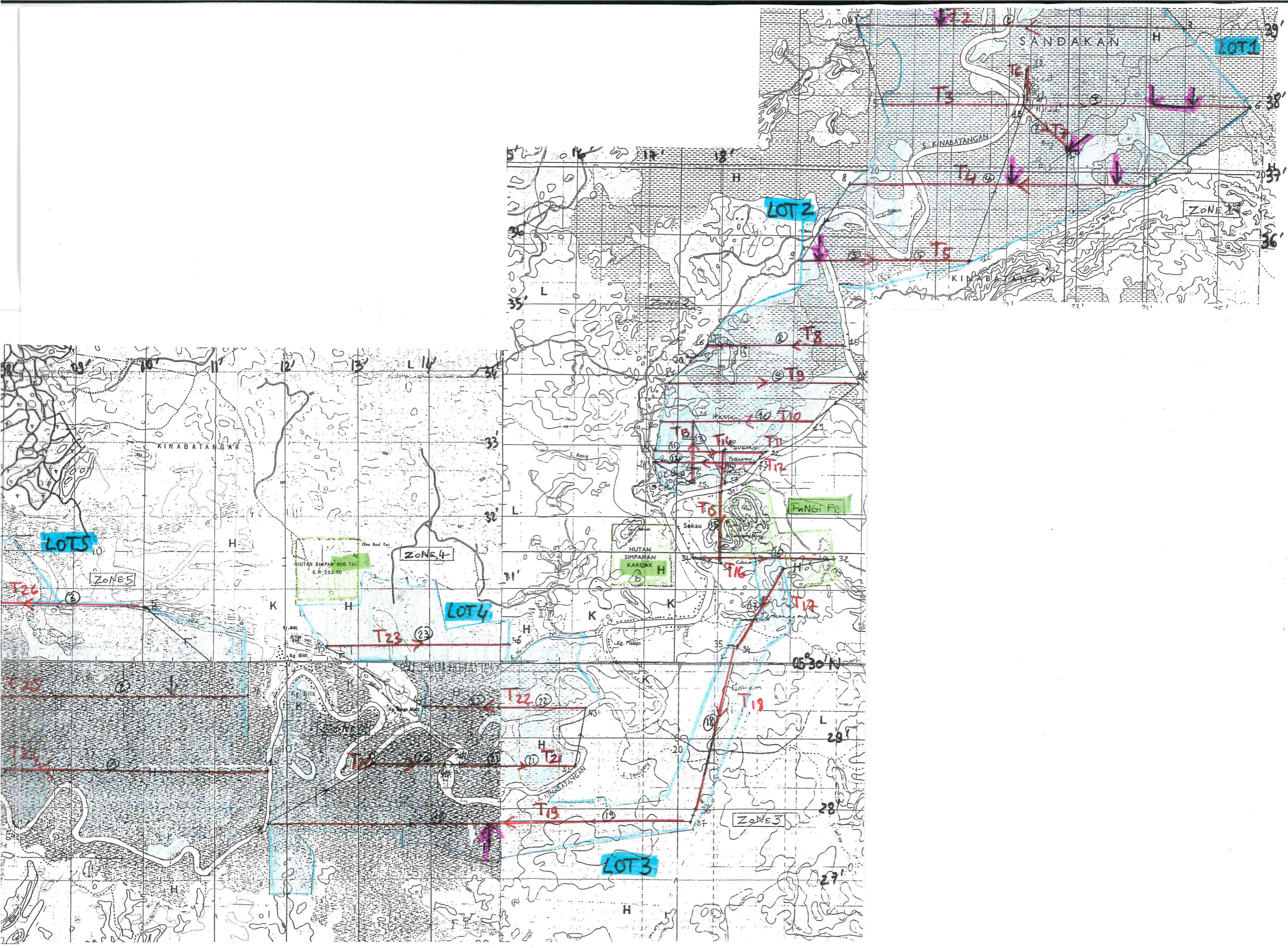


- SANCTUAIRE
- RÉSERVE FORESTIÈRE
- SAFODA

→ TRANSECT.  
 TRACES D'EXPLOITATION  
 FORESTIÈRE RÉCENTES









### II.B.2.2.3. Choix du type d'échantillonnage

Rappelons les différents types d'échantillonnage : aléatoire, systématique ou stratifié (Van Lavieren, 1976).

Type d'échantillonnage	Définition	Avantages	Inconvénients
<i>aléatoire</i>	transects choisis au hasard à l'aide d'un tableau randomisé	difficulté de réalisation, de repérage des transects, pas d'optimisation du temps	précision calculable, dépend de l'intensité d'échantillonnage
<i>systématique</i>	premier transect choisi au hasard, les autres sont choisis à une distance donnée du premier, de façon systématique	pratique, optimisation du temps de comptage, facilité de réalisation	précision inconnue car pas de caractère aléatoire pour d'autres auteurs, calculs valides
<i>stratifié</i>	zone divisée en strates, les strates sont sondées indépendamment les une des autres, les strates à densité plus élevées sont échantillonnées plus intensivement	précision augmentée	connaître a priori la répartition des animaux (stratification a posteriori déconseillée)

L'échantillonnage réalisé pour cette étude était systématique et stratifié.

Le type d'échantillonnage systématique a été choisi à cause de ses avantages pratiques. C'est le type d'échantillonnage le plus utilisé lors des recensements aériens de faune ; le choix d'une unité est dépendant du choix de la première unité. La distance entre deux unités est constante et déterminée de façon à optimiser la taille de l'échantillon en fonction des résultats recherchés. Leur grand avantage est de minimiser les pertes de temps de vol entre chaque transect et de faciliter la réalisation du comptage. Leur grand désavantage est de ne pas statistiquement permettre de fournir des estimations de l'erreur d'échantillonnage, parce que le caractère aléatoire manque et que les unités n'ont pas eu une probabilité égale d'être choisies dans l'échantillon (Van Lavieren, 1976). Cependant, la première unité étant choisie au hasard, il est possible de calculer la précision et les intervalles de confiance des résultats.

La stratification consiste à augmenter l'intensité d'échantillonnage pour des effectifs attendus supérieurs pour un milieu, ou strate, donné, ceci afin de réduire l'erreur d'échantillonnage et d'augmenter la précision.

### II.B.2.2.4. L'intensité d'échantillonnage

En fonction des lots du sanctuaire, l'intensité d'échantillonnage a varié pour cette étude. Les lots pour lesquels des transects terrestres ont été comptés ont été plus intensément échantillonnés. Ceci était dû aux impératifs de notre étude, mais correspondait aussi aux variations de densités des orangs-outans. En effet, à l'issue des interviews menées auprès des communautés locales, les effectifs des orangs-outans étaient reconnus supérieurs dans les parties en aval du sanctuaire, plus fortement échantillonnées par l'étude aérienne. Nous avons cherché à maximiser la précision en fonction du temps disponible.



**Tableau 5 : Intensité d'échantillonnage pour chaque lot**

Numéro du lot	Transects	Distance entre transects	km <sup>2</sup> recensés (km parcourus x 0,3 km)	km <sup>2</sup> de la zone	Intensité d'échantillonnage %
1 et 2 (1)	1,2,3,4,5,8,9,10,12	1 et 2 km	14	75	18,7
3 et 4	19,20,21,22,23	1,5 km	6,86	34,9	19,7
5 et Gomantong FR	24,25,26,27,28	2 km	15	107,6	14
6, 7, 8 et Pin Supu FR	29,30,31,32,33	3 et 6 km	7,8	96,6	8
Safoda et 9	34,35,36,37,38	3 km	6,0	44,4	13,5
Lokan FR et 10	40,41,42	2 km	3,9	29,8	13

Pour des recensements de faune, des intensités d'échantillonnage de 10 à 20 % (correspondant au nombre de km<sup>2</sup> comptés rapportés à la surface totale de la zone) sont souvent acceptables (Van Lavieren, 1976). C'est la taille de l'échantillon qui déterminera la précision obtenue.

#### II.B.2.3. Réalisation du plan de vol

##### *Cf. ANNEXE 11 : Plans de vol, premier et second vol : points GPS des transects*

Chaque transect sélectionné a été caractérisé par son point GPS de départ et son point GPS d'arrivée. Le Sanctuaire a été divisé en deux parties, le premier plan de vol concernant les lots 5, 6, 7, 8, 9 et 10, la réserve de Gomantong, de Pin Supu, de Lokan et l'ancienne plantation de rotin de Safoda, correspondait aux trois premières heures de vol. Le second vol contenait les lots 1, 2, 3, 4 et la réserve de Pangi, dont les transects terrestres à survoler. Il a été choisi d'effectuer cette étude le deuxième jour, l'équipe ayant déjà effectuée ce premier vol, ceci afin de minimiser une erreur éventuelle lors du passage sur les transects terrestres. Les plans de vol ont été fournis la veille au pilote, qui a enregistré les points GPS dans le système de navigation de l'hélicoptère. Les points GPS de chaque transect terrestre avaient été répertoriés lors du comptage au sol, afin de les survoler exactement ; cependant, la précision d'un point pouvant varier de quelques dizaines de mètres, nous avons placé des drapeaux de tissu blanc au début de chaque transect afin de les survoler le plus exactement possible. Ce drapeaux étaient aisément visibles et ont facilité le survol précis des transects terrestres.

##### *Cf. ANNEXE 12 : Les drapeaux placés*

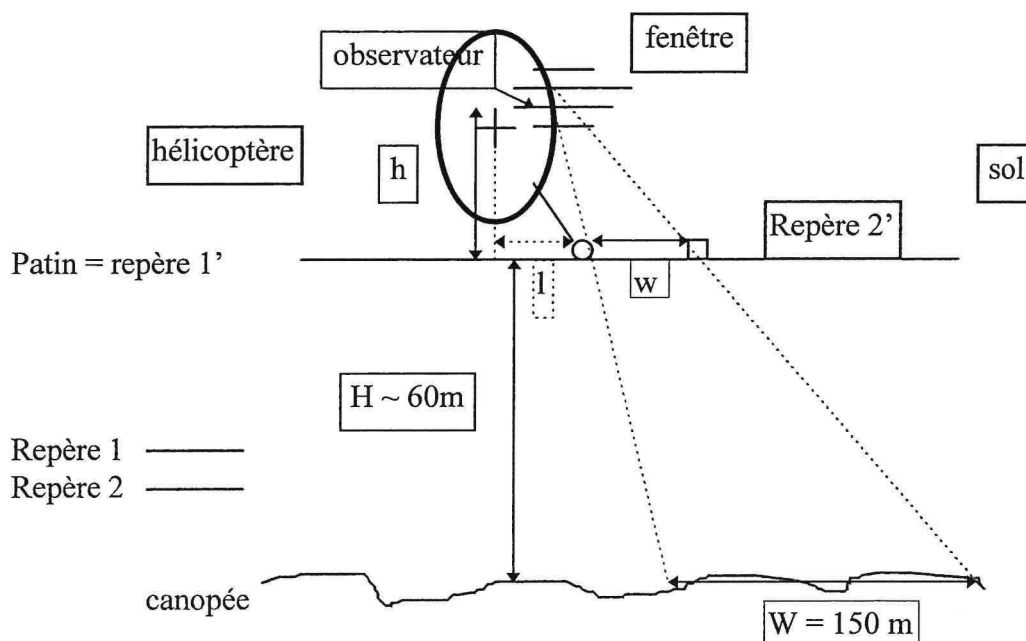
En tout, une longueur totale, calculée à partir de la carte au 1/50 000<sup>ème</sup> de 188,85 km pour le premier vol et de 136,25 km pour le second vol a été planifiée afin de correspondre aux six heures de vol réservées. Des temps prévisionnels ont été calculés, en considérant une vitesse de 60 km/h pour le survol des transects et une vitesse supérieure pour le vol entre ceux-ci. Le second vol initialement prévu était de quatre heures.

#### II.B.2.4. Le choix des paramètres de l'étude : vitesse, altitude et largeur de bande

Une vitesse de 70 km/h a été choisie, en fonction des recommandations du Dr Payne (Payne, 1987). Une altitude de 200 pieds au-dessus de la canopée, correspondant à 61 mètres environ (1 pied = 30,48 cm) a été choisie en accord avec le pilote, étant habitué à voler à cette altitude. Cette vitesse était compatible avec les trois heures d'autonomie de l'hélicoptère.

La largeur de bande choisie de part et d'autre de l'appareil était de 150 mètres. Un essai a été effectué avant le vol pour marquer cette bande à l'aide de repères. Ne pouvant fixer de matériel à l'extérieur de l'hélicoptère, nous avons choisi de coller deux bandes de scotch adhésif opaque à l'intérieur des fenêtres qui sont restées fermées lors du vol. Chaque observateur, s'étant positionné en conditions de comptage, a aligné une première bande avec le patin de l'hélicoptère. Il a ensuite placé la seconde bande de façon à la faire se confondre avec un repère (large bande de scotch rouge) que nous avons préalablement placé au sol et correspondant à une bande de 150 mètres à l'altitude de 200 pieds. Le fait d'avoir aligné le repère 1 avec le patin de l'hélicoptère permettait à l'observateur de maintenir constants sa position et son angle de vision afin de ne pas faire varier la largeur de bande.

Le calcul des repères au sol a été effectué en appliquant la formule utilisée pour la détermination de la bande de comptage (Norton-Griffiths, 1978).



**Figure 1 : La largeur de bande**

Les repères 1 et 1' sont donc confondus, de même que les repères 2 et 2'.

L'application de la formule suivante permet de calculer le  $w$  déterminant la pose du repère numéro 2'.

$$w = W \times h / H$$

**w, W : width, largeur**

**h, H : height, hauteur**

La distance  $h$  correspond à la distance entre l'œil de l'observateur et le sol, qui a été mesurée.

Les calculs pour notre étude ont donc donné :

observateur 1, droite :  $w = 1,57 \times 150 / 60,96 = 3,86$  mètres, distance du repère 2' au patin  
observateur 2, gauche :  $w = 1,65 \times 150 / 60,96 = 4,06$  mètres, distance du repère 2' au patin

Un essai testant la validité des repères a été effectué : nous avons placé deux larges bandes de scotch rouge au sol espacées de 150 mètres. Le pilote a fait décoller l'hélicoptère à une altitude de 200 pieds, et les observateurs ont vérifié chacun leur tour que leurs repères correspondaient bien à la largeur de 150 mètres.

N.B. : Calcul de la bande au sol non comptée, située sous l'hélicoptère

pour l'observateur 1 :  $l = 1,57 \times L / 60,96$  sachant que  $l = 68,4$  cm (mesurée au décimètre)

$L = 26,55$  m

pour l'observateur 2 :  $l = 1,65 \times L / 60,96$  soit  $L = 25,27$  m

La longueur totale de la bande non comptée a donc été de 51,82 mètres.

Le respect d'une altitude constante est essentiel afin de ne pas faire varier cette largeur, qui influe directement sur les résultats. De même, une vitesse constante est nécessaire, afin de ne pas faire varier les conditions d'observations lors du recensement. Les variations d'altitude n'ayant pu être vérifiées lors du vol, puisque l'hélicoptère était dépourvu de radaraltimètre, nous supposons cette largeur constante.

#### II.B.2.5. Réalisation du recensement

Le premier vol a été réalisé le 11 août 1999, le décollage a eu lieu à 10h15 et l'atterrissage à 13h10. Il a fallu 14 minutes pour relier l'aéroport au premier point GPS et 21 minutes depuis le dernier point GPS pour le rejoindre. Le second vol a été réalisé le 12 août 1999, le décollage a eu lieu à 9h46 et l'atterrissage à 13h34. Un arrêt à la station de recherche a été effectué de 11h28 à 12h35. Le comptage a débuté à 10h02 et s'est arrêté à 13h15.

Les conditions météorologiques ont été bonnes pour chacun des deux vols, le ciel était dégagé. Le pilote a maintenu une altitude et une vitesse les plus constantes possibles.

Les repères ont été fixés avant le départ du premier vol et conservés pour le deuxième, les observateurs étant assis à la même place. Le preneur de notes était assis entre les deux observateurs. Des écouteurs radio permettaient la communication entre les quatre occupants de l'hélicoptère. Les deux montres chronomètres du copilote et du preneur de notes ont été synchronisées avant chaque départ. Les observateurs étaient totalement concentrés par le repérage des nids. Chaque début et fin de transect était annoncé clairement par le copilote. Il était chargé d'aider le pilote en cas de problème de navigation.

Le copilote a enregistré l'heure de début et de fin des transects et a noté la description des types d'habitats survolés pour chaque transect. Quatre types majeurs étaient aisément reconnaissables : le type « ouvert » ou « dégradé + », la couverture de la canopée étant inférieure à 50 %, le type « fermé », ou « dégradé - », la couverture de la canopée étant supérieure à 50 %. Le type « marécage », était caractérisé par des arbres émergents, avec un recouvrement faible de la canopée, de l'eau pouvant être parfois vue au sol. Enfin, le type « colline » était noté lors du survol des collines, caractérisé par une canopée fermée. A chaque changement de type forestier l'heure était notée. D'autres commentaires ont aussi été indiqués : dégradation plus importante de la canopée en certains endroits, route d'exploitation forestière illégale, drains, délimitation des plantations circonscrivant le sanctuaire, animaux (un troupeau d'éléphants a été aperçu, ainsi que de nombreuses aigrettes blanches, des

calaos...). Toutes ces informations ont été consignées sur les feuilles préparées pour chaque transect.

Le rôle du « preneur de notes » était d'enregistrer tous les nids comptés par les observateurs. Pour chaque transect l'heure de départ et de fin étaient notées et les nids étaient matérialisés par un trait. Chaque fois qu'un observateur repérait un nid, celui-ci donnait une tape sur le genou du preneur de notes. Les nids ont été notés de façon à séparer le comptage à intervalles de 30 secondes. D'éventuels commentaires sur la structure de la forêt étaient notés entre les transects.

### ***Cf. ANNEXE 13 : Feuilles de prise de notes vierges***

La caméra vidéo a permis d'enregistrer une heure d'images lors du second vol, mais elles ne peuvent fournir des éléments satisfaisants complémentaires au comptage des observateurs. De même quelques photographies aériennes seulement ont été prises.

#### II.B.2.6. Analyse statistique des données

Les résultats ont été gérés par le logiciel Excel. L'analyse statistique des données a été réalisée en grande partie à l'aide du Logiciel Excel, afin d'effectuer les calculs des coefficients de corrélation, les droites de régression linéaire et les analyses de variance à un facteur (ANOVA). Le logiciel Statistix a été utilisé afin de réaliser les tests de U-Mann-Whitney de comparaison de moyennes, d'analyse de variance non paramétrique de Kruskal-Wallis et le test du Chi-Deux. Enfin, le logiciel Glim a été utilisé pour effectuer le test F de comparaison de variances.

#### Conclusion

Le type d'échantillonnage choisi était un échantillonnage en bande, de 150 mètres de part et d'autre de l'hélicoptère, systématique et stratifié. La vitesse et l'altitude ont été considérées constantes, de 70 km/h et 200 pieds au-dessus de la canopée (soit une soixantaine de mètres). Deux vols de trois heures ont été réalisés. Les transects systématiques ont été survolés, ainsi que les transects préalablement recensés au sol. Interprétons maintenant les résultats.

### **III. Résultats**

#### **III.A. Résultats quantitatifs relatifs du comptage aérien**

##### III.A.3. Premiers résultats descriptifs

A l'issue du survol du Sanctuaire, quelques observations générales peuvent être notées.

Tout d'abord, l'extrême dégradation de la forêt était frappante depuis le ciel. Le recouvrement de la canopée était pour certains transects très faible. Toutes les zones, à part les

réserves forestières, protégées depuis plus longtemps, montraient une canopée basse, très dégradée dans certains sites.

Les forêts du Sanctuaire sont presque entièrement entourées de plantations de palmiers à huile. La déforestation et la fragmentation du milieu se poursuivent aujourd'hui bien que les zones forestières encore en place soient protégées. Plusieurs traces d'activités d'exploitation forestière (drains, routes, arbres abattus...) très récentes ont été repérées. Elles ont été notées pour les transects 2, 3, 4, 5, 7 des zones 1 et 2, le transect 19 de la zone 3, le transect 25 de la zone 5, 29 de la zone 6, 32 de la réserve forestière de Pin Supu, pour toute la surface de la plantation de rotin, Safoda (qui a été récemment déclassée et dont l'exploitation est maintenant autorisée...), et enfin pour le transect 42 de la réserve forestière de Lokan. Il peut être constaté que les résultats des transects, en nombre de nids par km, de la zone de Safoda étaient élevés. Il est ainsi important de conserver un corridor de forêt le long de la rivière pour permettre aux individus « rescapés » de cette déforestation de rejoindre les autres zones non perturbées. L'hélicoptère est le seul moyen de visualiser ces problèmes, ce qui peut être d'une importance capitale dans la conservation de cette espèce, menacée par la rapide destruction de son milieu. Il a été soumis un rapport au Sabah Wildlife Department, afin de les informer de ces activités illégales (ou légales).

*Cf. ANNEXE 14 : Rapport préliminaire destiné au Sabah Wildlife Department*

*Cf. ANNEXE 15 : Photographies aériennes*

### Conclusion

Le survol de zones classées en hélicoptère est un moyen de gestion très efficace, notamment dans des régions où les menaces sont intenses et les changements rapides. Un survol du Sanctuaire régulièrement effectué permettrait de localiser les activités de déforestation illégales et de fournir un constat récent de la situation afin de déterminer les actions prioritaires à mener pour la protection du Sanctuaire de faune de la Kinabatangan.

### III.A.2. Tableaux et résultats bruts

*Cf. ANNEXE 16 : Résultats transect par transect*

Après avoir répertorié les résultats transects par transects, issus des prises de notes réalisées pendant le vol, on peut en déduire le tableau suivant.



**Tableau 6 : Résultats du recensement aérien pour les 42 transects**

n° transect VOL 2	n° lot	nids Gauche	nids Droite	nids total	min.	km	nids/km Gauche	nids/km Droite	nids/km
1	1 - 2	7	8	15	3'18''	3,85	1,82	2,08	3,90
2	1 - 2	42	24	66	6'41''	7,793	5,39	3,08	8,47
3 Motorob	1 - 2	34	23	57	7'32''	8,785	3,87	2,62	6,49
4	1 - 2	36	24	60	5'30''	6,417	5,61	3,74	9,35
5	1 - 2	14	2	16	2'43''	3,173	4,41	0,63	5,04
6 Benoit	1 - 2	7	0	7	1'03''	1,225	5,71	0	5,71
7 Boy	1 - 2	13	6	19	1'09''	1,342	9,69	4,47	14,16
8	1 - 2	27	20	47	3'09''	3,675	7,35	5,44	12,79
9	1 - 2	23	29	52	3'53''	4,527	5,08	6,41	11,49
10 Hassan	1 - 2	32	12	44	3'02''	3,535	9,05	3,39	12,45
11 Quenny	1 - 2	5	21	26	2'12''	2,567	1,95	8,18	10,13
12 Bawang	1 - 2	15	6	21	2'00''	2,333	6,43	2,57	9,00
13 Lee	1 - 2	15	6	21	1'44''	2,018	7,43	2,97	10,41
14 Husfik	1 - 2	5	0	5	0'56''	1,085	4,61	0	4,61
15 Pangsi	Pangsi	14	9	23	1'26''	1,668	8,39	5,39	13,79
16 Caro	Pangsi	25	17	42	2'51''	3,325	7,52	5,11	12,63
17 Temeng	3	2	10	12	1'10''	1,365	1,47	7,33	8,79
18 Mor 2	3	35	23	58	3'27''	4,025	8,70	5,71	14,41
19	3	74	64	138	8'25''	9,823	7,53	6,51	14,05
20	3	5	2	7	1'20''	1,552	3,22	1,29	4,51
21	4	10	23	33	2'18''	2,683	3,73	8,57	12,30
22	4	35	25	60	3'41''	4,293	8,15	5,82	13,98
23	4	29	23	52	3'52''	4,515	6,42	5,09	11,52
<b>Total</b>		<b>504</b>	<b>377</b>	<b>881</b>		<b>85,574</b>	<b>5,89</b>	<b>4,41</b>	<b>10,30</b>

n° transect VOL 1	n° lot	nids Gauche	nids Droite	nids total	min.	km	nids/km Gauche	nids/km Droite	nids/km
24	5	35	45	80	09'15''	10,792	3,24	4,17	7,41
25	5	45	64	109	08'34''	9,998	4,50	6,40	10,90
26	5	36	24	60	12'56''	15,085	2,39	1,59	3,98
27	Gom	31	16	47	06'45''	7,875	3,94	2,03	5,97
28	Gom	41	11	52	05'22''	6,265	6,54	1,76	8,30
29	6	14	11	25	02'58''	3,465	4,04	3,17	7,21
30	6-7	7	1	8	01'21''	1,575	4,44	0,64	5,08
31	7	11	9	20	02'40''	3,115	3,53	2,89	6,42
32	Supu	17	12	29	06'26''	7,502	2,27	1,60	3,87
33	8-Supu	57	37	94	08'46''	10,232	5,57	3,62	9,19
34	Safoda	25	17	42	04'16''	4,982	5,02	3,41	8,43
35	Safoda	38	34	72	04'52''	5,682	6,70	5,98	12,67
36	Saf-9	17	2	19	03'42''	4,317	3,95	0,46	4,40
37	Saf-9	15	0	15	02'17''	2,66	5,64	0	5,64
38	Saf-9	9	4	13	01'56''	2,252	3,99	1,78	5,77
39	10	16	5	21	04'30''	5,25	3,05	0,95	4
40	Lok-10	10	0	10	03'12''	3,733	2,68	0	2,68
41	Lok-10	12	3	15	03'25''	3,99	3,01	0,75	3,76
42	Lokan	16	4	20	04'32''	5,285	3,03	0,76	3,78
<b>Total</b>		<b>452</b>	<b>299</b>	<b>751</b>		<b>114,055</b>	<b>3,96</b>	<b>2,62</b>	<b>6,58</b>
<b>Total général</b>		<b>956</b>	<b>676</b>	<b>1632</b>		<b>199,629</b>	<b>4,79</b>	<b>3,39</b>	<b>8,18</b>



Les nombres de minutes pour chaque transect sont issues des heures de début et fin notées par le copilote et le preneur de notes. Le nombre de km effectivement parcourus a été obtenu en multipliant ce temps par la vitesse de 70 km/h de l'appareil. Ces distances diffèrent légèrement des distances calculées à partir de la carte au 1/50 000<sup>ème</sup> et des points GPS. Nous avons préféré utiliser ces valeurs pour les calculs ultérieurs.

D'un point de vue plus général, pour les deux vols :

	nids comptés	km	nids/km	km <sup>2</sup>	nids/km <sup>2</sup>
Total	1632	199,63	8,18	59,89	27,25
Gauche	956	199,63	4,79	29,94	31,93
Droite	676	199,63	3,39	29,94	22,58

Pour le premier vol, transects 24 à 42 :

	nids comptés	km	nids/km	km <sup>2</sup>	nids/km <sup>2</sup>
Total	751	114,055	6,58	34,22	21,95
Gauche	452	114,055	3,96	17,11	26,42
Droite	299	114,055	2,62	17,11	17,48

Pour le second vol, transects 1 à 23 :

	nids comptés	km	nids/km	km <sup>2</sup>	nids/km <sup>2</sup>
Total	881	85,58	10,30	25,67	34,32
Gauche	504	85,58	5,89	12,84	39,26
Droite	377	85,58	4,41	12,84	29,37

En tout, 1 632 nids ont été comptés, soit en moyenne 8,18 nids par km ou 27,25 nids par km<sup>2</sup>.

### III.A.3. Interprétation des résultats

#### III.A.3.1. Nombre de nids par km

Le **nombre de nids par km pour chaque transect pour l'échantillonnage réalisé est globalement faible** : sur l'ensemble du vol, 8,18 nids/km ont été comptés. Ceci conforte l'hypothèse que peu de nids peuvent être repérés depuis l'air. Pour le premier recensement terrestre de 20,8 km environ, 530 nids ont été comptés, soit une moyenne de 25,4 nids/km ! Ces nids au sol sont comptés sur une largeur bien moindre (environ 21 mètres pour le recensement n°2) et il en a été compté environ 3 fois plus !

	nids/km
recensement terrestre n°1	25,4
recensement terrestre n°2	21,5
recensement aérien	8,2

D'autre part, lors du recensement terrestre, la caractéristique « visible » depuis le ciel ou « non visible » avait été évaluée pour chaque nid. Le nombre de nids « visibles » correspond au nombre de nids attendus pouvant être comptés depuis l'air. Les résultats suivants ont été obtenus.

**Tableau 7 : Comparaison entre les nombres de nids totaux et « visibles » comptés au sol et les nids comptés depuis les transects aériens**

(pour explication des calculs de surface, voir *paragraphe III.B.2.2.1., étude de corrélation*)

transects	km	nids sol	nids visibles	nids sol / km <sup>2</sup>	nids visibles / km <sup>2</sup>	nids air / km <sup>2</sup>	nids air / nids V	nids air / nids tot
Bawang	2,56	48	12	935,75	233,94	30,00	12,8%	3,21%
Lee	1,71	36	6	1599,61	266,60	34,69	13,0%	2,17%
S	0,61	48	16	4164,33	1388,11	15,24	1,1%	0,37%
Hassan	1,94	45	7	1238,80	192,70	68,57	35,6%	5,54%
Pangi	2,1	23	8	685,27	238,35	45,96	19,3%	6,71%
Caro	1,76	12	9	402,25	301,69	43,81	14,5%	10,89%
Morisem 2	1,71	20	21	389,09	408,54	66,67	16,3%	17,13%
Temenggong	1,73	10	3	325,10	97,53	29,30	30,0%	9,01%
Benoit	0,72	21	11	834,92	437,34	19,05	4,4%	2,28%
Boy	1,69	46	29	961,21	605,98	47,19	7,8%	4,91%
Motorob	0,89	26	19	1044,77	763,49	65,70	8,6%	6,29%
Q + H	2,86	25	7	463,97	129,91	33,76	26,0%	7,28%
Husfik	0,98	27	5	1895,71	351,06	15,36	4,4%	0,81%
<b>moyenne</b>							<b>14,9%</b>	<b>5,89%</b>

Ainsi on constate que le nombre de nids comptés depuis l'air représente environ 15 % seulement du nombre de nids estimés « visibles » et près de 6 % du nombre de nids totaux comptés au sol !

De nombreux facteurs entrent en jeu pour expliquer ces faibles valeurs. Tout d'abord, le fait que par principe tous les nids construits ne peuvent être visibles du ciel : certains sont cachés par le feuillage, construits sur des branches basses, d'autres, les nids neufs, sont verts et se confondent avec la couleur des feuilles. Les nids sont en effet repérés par les observateurs grâce à une combinaison de couleur (les nids âgés deviennent marron) et de forme : les nids constituent un amas de végétation, localisé, épais, habituellement situé au niveau de la fourche d'un arbre. Les capacités visuelles des observateurs ainsi que leur aptitude à distinguer les couleurs sont importantes.

D'autre part, la visibilité varie en fonction du taux d'ouverture et de dégradation de la canopée ; selon les milieux et types d'habitats, les nids seront plus ou moins facilement repérés. La vitesse du vol, l'altitude et surtout l'expérience des observateurs vont aussi conditionner les résultats bruts.

### Conclusion

Le nombre de nids comptés par kilomètre est faible. La détectabilité insuffisante des nids inhérente à cette méthode aérienne par rapport aux recensements terrestres justifie l'étude de corrélation et le deuxième objectif de cette étude, afin de quantifier les sous-estimations obtenues.

### III.A.3.2. Variations des comptages entre les observateurs

On peut noter une différence entre les observations de Sundang Sarim, repérant les nids à la droite de l'hélicoptère, et Sampoladon Pilik, situé à gauche.

**Tableau 8 : Différence entre les observateurs**

n° transect	nids Gauche	nids Droite	n° transect	nids Gauche	nids Droite
1	7	8	22	35	25
2	42	24	23	29	23
3 Motorob	34	23	24	35	45
4	36	24	25	45	64
5	14	2	26	36	24
6 Benoit	7	0	27	31	16
7 Boy	13	6	28	41	11
8	27	20	29	14	11
9	23	29	30	7	1
10 Hassan	32	12	31	11	9
11 Quenny	5	21	32	17	12
12 Bawang	15	6	33	57	37
13 Lee	15	6	34	25	17
14 Husfik	5	0	35	38	34
15 Pangi	14	9	36	17	2
16 Caro	25	17	37	15	0
17 Temeng	2	10	38	9	4
18 Mor 2	35	23	39	16	5
19	74	64	40	10	0
20	5	2	41	12	3
21	10	23	42	16	4

Pour l'ensemble des transects :

	Gauche	Droite	total
nids comptés	956	676	1632
% de nids repérés	58,6 %	41,4 %	100 %

Un test de Chi-deux révèle une différence significative entre les deux observateurs ( $X^2 = 135,44$ ,  $n = 1\ 632$ ,  $ddl = 41$ ,  $P\ value < 0.00001$ ). L'observateur de droite a donc détecté significativement moins de nids que celui de gauche. Ceci illustre l'importance des observateurs dans les comptages. L'observateur de gauche avait effectué auparavant plus de comptages que celui de droite, on peut donc penser que c'est ce dernier qui a sous-estimé le comptage. Cependant, celui de gauche a pu interpréter des épiphytes ou des amas de lianes comme étant des nids. Il est très important de choisir les mêmes observateurs pour des comptages successifs, ou pour effectuer des comparaisons. L'expérience et les qualités d'un bon observateur sont essentielles pour diminuer les biais de comptage.

### Conclusion

L'importance des observateurs dans les recensements est primordiale, que ce soit pour la méthode terrestre comme pour cette méthode aérienne. Il est important d'effectuer des recensements en coopérant avec les mêmes observateurs afin de comparer les données.

#### III.A.3.3. Comparé à une étude précédente, ce nombre de nids/km est élevé

Ces résultats peuvent être comparés avec l'étude du Dr J. Payne, ayant effectué un vol le 31 octobre 1985 au-dessus de la réserve forestière de Sepilok. Le centre de réhabilitation de Sepilok a permis de réintroduire près de 200 orangs-outans depuis 1964 dans cette zone d'environ 4 300 hectares. Cette forêt à diptérocarpes est très peu dégradée par rapport aux forêts du Sanctuaire, reconnue comme forêt primaire et est caractérisée par une canopée haute et fermée.

**Tableau 9 : Comparaison avec l'étude de Payne (1987)**

		km	Gauche	Droite	total	nids/km G	nids/km D	nids/km
Payne, 1985	vol 1	17,5	27	18	45	1,54	1,03	2,57
Payne, 1985	vol 2	9,33	32	19	51	3,43	2,03	5,46
total		26,83	59	37	96	2,20	1,38	3,58
KOCP, 1999	vol 1	114,06	452	299	751	3,96	2,62	6,58
KOCP, 1999	vol 2	85,58	504	377	881	5,89	4,41	10,30
total		199,63	956	676	1632	4,79	3,39	8,18

Caractéristiques du vol du Dr J. Payne :

type d'hélicoptère : Bell 206 Jet Ranger, 4 passagers  
observateurs : Gauche, Sampoladon Pilik, Droite : Sundang Sarim  
vitesse : 70 km/h, variable  
altitude : 150 pieds, variable  
topographie : irrégulière

Les mêmes observateurs ayant effectué ces deux études et les caractéristiques du vol étant sensiblement identiques, il est intéressant de constater que le nombre de nids moyens par km comptés lors de notre étude est plus de deux fois supérieur aux résultats de cette précédente étude. Ceci peut-être dû aux différences de visibilité, le nombre de nids comptés étant supérieur si la canopée est ouverte par rapport à une canopée de forêt primaire (Payne, 1987). Cependant, on constate dans notre étude que le nombre de nids total par km pour les habitats à canopée fermée (type colline, ou forêt anciennement exploitée) est de 7,51 nids/km (Cf. *paragraphe III.A.3.6.*). Ce résultat est toujours deux fois supérieur aux comptages de Payne. Nous pouvons attribuer cette différence aux variations de densités, le sanctuaire supportant vraisemblablement de plus fortes densités d'orangs-outans que la réserve de Sepilok.



## Conclusion

De fortes densités en orangs-outans semblent être présentes dans le Sanctuaire de faune de la Kinabatangan. Ce Sanctuaire constitue une zone majeure à protéger pour la conservation de l'espèce.

### III.A.3.4. Variations du nombre de nids par km d'un transect à l'autre et au sein des transects

Ce nombre de nids par km peut varier de façon importante d'un transect à l'autre : la plus faible valeur pour cette étude est de 3,76 nids/km, la plus forte valeur de 14,41 nids/km. Presque quatre fois plus de nids ont été comptés pour le transect Morisem 2 que le transect 41 ! Les résultats en nombre de nids/km pour l'ensemble des transects peuvent ainsi être très variables.

On note aussi des **différences entre les transects d'une même zone.**

Par exemple, pour la zone 5, il a été compté plus de deux fois et demi de nids pour le transect n°25 que pour le n°26.

n° transect VOL 1	zone	nids total	km	nids/km
24	5	80	10,792	7,41
25	5	109	9,998	10,90
26	5	60	15,085	3,98

En revanche, pour d'autres zones, les variations entre transects sont moindres, comme par exemple la zone 10 et la réserve de Lokan.

n° transect VOL 1	zone	nids total	km	nids/km
39	10	21	5,25	4
40	Lokan - 10	10	3,733	2,68
41	Lokan - 10	15	3,99	3,76
42	Lokan	20	5,285	3,78

Plusieurs hypothèses peuvent être formulées : la différence de visibilité en fonction du milieu, pouvant varier d'un transect à l'autre ou une répartition non homogène des nids au sein de chaque zone. D'autre part, des variations d'effectifs entre les lots peuvent expliquer ces résultats (cf. paragraphe III.A.3.5.).

D'importantes variations sont remarquées lorsque l'on étudie la **répartition des nids au cours des transects**. Les nids peuvent parfois être regroupés sur une faible distance au cours du transect, où ils sont comptés en grande quantité par un seul ou bien les deux observateurs. Puis, pour ce même transect, les nombres de nids repérés chutent brusquement. Cette répartition inégale est retrouvée dans de nombreux cas (cf. ANNEXE 16).

Par exemple, pour le premier transect du vol n°2 :

heure	temps écoulé sec	nids gauche	nids droite	type d'habitat
10.02	0 - 30	4	8	forêt de colline
10.03	30 - 60	2	0	marécage ; forêt dégradée
	60 - 90	0	0	
10.04	90 - 120	0	0	rivière
	120 - 150	0	0	forêt ouverte à 60%
10.05	150 - 180	0	0	
	180 -	1	0	
total	198	7	8	

Pour le transect n°18 du premier vol :

heure	temps écoulé, sec.	nids gauche	nids droite	type d'habitat
12.45	0 - 30	10	5	canopée 50 %, peu d'émergents
12.46	30 - 60	6	9	clairières, canopée 30 %
	60 - 90	2	3	peu d'émergents, forêt basse
12.47	90 - 120	4	0	forêt marécageuse
	120 - 150	1	1	forêt marécageuse
12.48	150 - 180	6	0	
	180 -	6	5	peu d'émergents, canopée 40 %
total	207	35	23	

Ceci indique que la répartition des nids n'est pas aléatoire, mais groupée. Cette répartition peut-être également notée lors d'un recensement terrestre, mais dans une moindre mesure, les facteurs pouvant expliquer ces variations ne s'appliquant que sur des distances réduites. Cette répartition n'est pas une conséquence du mode d'organisation sociale de cette espèce, étant qualifiée de semi-solitaire. Les noyaux sociaux sont représentés seulement par la mère et son jeune, entrant en contacts plus ou moins réguliers avec d'autres femelles ou mâles. En revanche, plusieurs autres hypothèses peuvent expliquer cette répartition : les différences de type d'habitat, induisant des variations de densités en fonction des ressources alimentaires, de la structure de la canopée plus ou moins favorable aux orangs-outans et l'ouverture plus ou moins importante de la canopée qui peut influencer sur la détectabilité des nids. De plus, l'impact de facteurs de perturbation comme l'exploitation forestière peut expliquer de faibles densités d'animaux, ayant fui certaines zones, ou de fortes densités dans d'autres, les animaux s'y étant réfugiés.

### Conclusion

Cette méthode permet de noter que la répartition des nids n'est pas aléatoire. Elle varie vraisemblablement en fonction du type d'habitat (l'étude éco-éthologique permettra de confirmer cette hypothèse) et aussi de l'impact des perturbations humaines. Il apparaît d'importantes différences entre les transects, au sein d'une zone et entre les zones. Les types d'habitat et les facteurs de perturbations, ainsi que des différences de densités entre zones peuvent expliquer ces résultats. Nous allons analyser ces variations plus en détail.

### III.A.3.5. Variation du nombre de nids par km entre les deux vols et entre les zones

En s'intéressant à la **comparaison entre les deux vols**, on constate que le nombre de nids repérés pour le vol numéro 2 est supérieur à celui du vol numéro 1 : en nombre de nids par km, 10,30 nids/km pour le vol 2 et 6,58 pour le vol 1. En nombre de nids par km<sup>2</sup>, 34,32 pour le vol 2 et 21,95 pour le vol 1. Il a ainsi été compté une fois et demi plus de nids lors du second vol.

Ceci permet de poser plusieurs hypothèses.

1. Les observations ont été meilleures lors du second vol et le nombre de nids repérés plus important, le premier vol ayant servi « d'entraînement » pour les observateurs. Cette hypothèse malheureusement ne peut ni être vérifiée, ni rejetée.

2. Les types d'habitats ont influencé la détectabilité des nids qui ont été repérés en plus grand nombre lors du deuxième vol. Autre hypothèse, la prépondérance d'un type d'habitat (pour lequel plus de nids sont comptés) dans un vol a modifié artificiellement les données. Cependant, si l'on étudie le nombre de nids par km en fonction des types d'habitats, on s'aperçoit que les valeurs pour le second vol sont encore supérieures, et ce pour chaque type.

**Tableau 10 : Nids/km en fonction des habitats pour les deux vols**

	marécage			dégradé +			dégradé -			colline		
	km	nids	nids/km	km	nids	nids/km	km	nids	nids/km	km	nids	nids/km
vol 2	9,19	38	4,13	26,41	341	12,91	38,00	425	11,19	2,92	33	11,31
vol 1	20,34	67	3,29	32,63	239	7,32	49,78	403	8,1	10,5	42	4

3. La distribution des orangs-outans est inégale et des densités plus importantes se trouvent en aval de la rivière, dans les zones survolées lors du second vol. Cette dernière hypothèse corrobore les résultats des interviews réalisées auprès des communautés locales préalablement à cette étude. L'étude aérienne permet de facilement visualiser et quantifier cette répartition. Afin de préciser les résultats, comparons les zones entre elles.

En ce qui concerne la **comparaison entre les zones**, on constate des différences en nombre de nids par kilomètre en fonction des zones.

***Tableau 11 : Nids/km pour chaque zone, classés par ordre décroissant***

	lots	nids/km
vol n°1	Pangi FR	13,02
vol n°1	3	12,82
vol n°1	4	12,62
vol n°2	Safoda	10,69
vol n°2	8 - Supu	9,19
vol n°1	1 - 2	8,71
vol n°2	6	7,21
vol n°2	Gomantong FR	7,00
vol n°2	5	6,94
vol n°2	7	6,42
vol n°2	Safoda - 9	5,09
vol n°2	6 - 7	5,08
vol n°2	Supu	3,87
vol n°2	Lokan - 10	3,61

NB : Les chiffres en nids/km sont les valeurs globales pour les transects de chaque zone (nombre total de nids / nombre total de km).

Une analyse de variance à un facteur pour 9 zones montre une différence significative au risque 5 % entre les nombres de nids par km pour chaque zone (ANOVA,  $F = 3,69$ ,  $P \text{ value} = 0,00355$  ; test d'analyse de variance non paramétrique de Kruskal-Wallis,  $F = 3,88$ ,  $P \text{ value} = 0,0026$ ). Les nids ne sont donc pas répartis au hasard en fonction des zones.

***Cf. ANNEXE 17 : Découpage du Sanctuaire en zones pour l'analyse de variance***

***Cf. ANNEXE 18 : Analyse de variance pour 9 zones***

On peut d'autre part noter que les zones possédant les valeurs les plus élevées sont celles situées en aval du sanctuaire. Ceci renforce l'hypothèse d'une abondance plus importante d'orangs-outans pour ces zones. Un résultat étonnant est la forte proportion de nids comptés pour Safoda, ancienne plantation de rotin qui est actuellement fortement exploitée pour son bois. Cette zone est apparue extrêmement dégradée, avec de nombreuses traces de machines (pistes, drains, arbres abattus...). Bien que cette zone appartienne au sanctuaire, les autorités ont malheureusement récemment accepté son exploitation. La forte proportion de nids, en contradiction avec la situation actuelle de la zone peut-être due au fait que les nids présents ont été facilement détectés en raison de l'ouverture importante du milieu et que des populations d'orangs-outans abondantes occupaient cette zone, dont les nids sont encore visibles. Cela laisse supposer que ces populations ont probablement dû migrer afin d'occuper d'autres espaces, qu'elles peuvent être encore présentes, ou qu'elles ont pu être fortement réduites par l'intervention humaine, ce que l'on ne peut remarquer que par l'étude des nids au sol, permettant de distinguer les nouveaux nids des vieux.

En regroupant ces 9 zones en 3, en fonction des déplacements potentiels des orangs-outans (qui ne peuvent franchir le fleuve), des conclusions identiques peuvent être tirées. Les lots 1, 2, 3 et 4 sont regroupés dans une zone A, les lots 5, 6, 7 et la réserve de Gomantong



constituent la zone B, les lots 8, 9, les réserves de Pin Supu et Lokan, ainsi que Safoda la zone C (Cf. ANNEXE 17).

***Tableau 12 : Nids/km détaillés et totaux pour les zones A, B, C***

lots	nids/km	zone
1 et 2	8,71	A
Pangi FR	13,02	A
3	12,82	A
4	12,62	A
5	6,94	B
Gomantong	7,00	B
6	7,21	B
6 et 7	5,08	B
7	6,42	B
Supu FR	3,87	C
8 et Supu FR	9,19	C
Safoda	10,69	C
Safoda et 9	5,09	C
Lokan FR et 10	3,61	C

	nids/km moyen	nids	km	nids/km
zone A	<b>11,8</b>	881	85,57	10,30
zone B	<b>6,53</b>	401	58,17	6,89
zone C	<b>6,49</b>	350	55,89	6,26

Une analyse de variance montre une différence significative au risque 5 % des nombres de nids par km entre les trois zones (ANOVA,  $F = 7,34$ ,  $P \text{ value} = 0,0019$  ; test de Kruskal-Wallis,  $F = 5,48$ ,  $P \text{ value} = 0,0224$ ).

***Cf. ANNEXE 19 : Analyse de variance pour 3 zones***

Les tests de Mann-Whitney non paramétriques de comparaison de moyenne montrent une différence significative au risque 5 % entre les zones A et B ( $P \text{ value} = 0,0079$ ), les zones A et C ( $P \text{ value} = 0,0317$ ), mais pas de différence entre les zones B et C ( $P \text{ value} = 0,4603$ ). On peut donc en conclure que les valeurs trouvées pour la zone A sont plus importantes que celles pour les autres zones. Des hypothèses identiques à la comparaison des deux vols peuvent être retenues. La zone A correspondant au deuxième vol, cette différence peut-être due comme noté précédemment à un meilleur repérage des nids lors du second vol. Cependant, les conditions météorologiques étaient sensiblement identiques (temps clair, dégagé) ainsi que les conditions de vol (altitude, vitesse identiques). Les observateurs étaient entraînés dès le premier vol, ayant travaillé avec le Dr Payne, mais ont pu lors de ce premier vol gagner encore en expérience, et compter plus de nids lors du second. Les différences entre type d'habitat pourraient de même expliquer ces résultats. Cependant, après comparaison des résultats pour chaque type d'habitat en fonction des zones, les nombres de nids par km sont supérieurs pour la zone A pour trois types d'habitats et légèrement inférieurs à la zone B dans le cas de la forêt marécageuse (Cf. tableau 13).

**Tableau 13 : Nids/km des zones A, B et C en fonction des types d'habitat**

zone/habitat	marécage nids/km	dégradé + nids/km	dégradé - nids/km	colline nids/km
zone A	4,13	12,91	11,19	11,31
zone B	4,82	6,11	8,92	2,82
zone C	2,00	7,77	6,70	8,14

### Conclusion

On peut donc en conclure que les densités en orangs-outans de la zone A, les lots 1, 2, 3, 4 et la réserve de Pangli, en aval du fleuve Kinabatangan sont plus élevées que celles des autres zones. Ces connaissances sur la répartition des orangs-outans grâce à l'étude aérienne constituent des éléments de choix important pour la conservation de zones favorables à cette espèce en danger.

Ces éléments peuvent être une aide à la poursuite d'études intensives de suivi, afin d'installer un site d'étude dans une zone stratégique, définir de premiers axes de travail afin de déterminer les facteurs expliquant cette distribution. Ceci peut être réalisé en peu de temps grâce à une étude aérienne, comparé à des mois de terrain ou d'interviews... D'autre part, toutes ces conclusions sont directement utilisables dans la gestion du Sanctuaire de la Kinabatangan.

### III.A.3.6. Variations des résultats transect par transect en fonction des types d'habitats (variations entre types d'habitats : variations de visibilité ou de densités ?)

Nous avons pu lors de cette étude distinguer quatre types d'habitats nettement visibles du ciel, en fonction de l'ouverture de la canopée, de son état de dégradation mais aussi de la structure forestière. Les types dégradés + et - sont constitués par la forêt à diptérocarpes de basse altitude, inondable ou non (« *semi-inundated dipterocarp forest* », « *dry lowland dipterocarp forest* ») et contiennent les mêmes espèces d'arbres, avec une structure ne différant que par l'état de dégradation et d'ouverture de la canopée. En revanche, les types « marécage » et « colline » diffèrent par leur pédologie, (le sol des marécages étant acide, toujours plus ou moins inondé, le sol des collines étant enrichi en calcaire), leur structure intrinsèquement différente ainsi que leurs espèces caractéristiques.

**Tableau 14 : Description des types d'habitats**

type d'habitat		description	recouvrement de la canopée
« ouvert »	marécage	quelques émergents, eau parfois visible au sol, canopée très discontinue	< 30 %
	dégradé +	généralement canopée basse, plus ou moins fermée, quelques émergents	< 50 %
« fermé »	dégradé -	canopée plus régulière	> 50 %
	colline	canopée plus régulière, sols calcaires et dénivellation	> 50 %

En comparant les résultats globaux en nombre de nids par km, on constate des différences en fonction des types d'habitats.

**Tableau 15 : nids/km totaux pour les quatre types d'habitat**

	km	total nids	total nids/km
marécage	29,535	105	<b>3,555</b>
dégradé +	59,035	580	<b>9,825</b>
dégradé -	87,774	828	<b>9,433</b>
colline	13,417	75	<b>5,590</b>

***Cf. ANNEXE 20 : Analyse de variance pour les types d'habitat***

Une analyse de variance à un facteur montre une différence significative entre les quatre types d'habitats (ANOVA,  $F = 6,59$ ,  $P \text{ value} = 0,0005$  ; test non paramétrique de Kruskal-Wallis,  $P \text{ value} = 0,0003$ ). En comparant les quatre habitats entre eux, en utilisant le test de moyenne U de Mann et Whitney, on montre une différence significative au risque 5 % entre les résultats du type « marécage » et les types « dégradé + », « dégradé - » et « colline » (respectivement,  $P \text{ value} = 0,0001$ ,  $P \text{ value} = 0,0005$ ,  $P \text{ value} = 0,047$ ). Il n'apparaît pas de différence significative au risque 5 % entre les habitats « dégradé + » et « dégradé - » ( $P \text{ value} = 0,1334$ ), « dégradé + » et « colline » ( $P \text{ value} = 0,1764$ ) ainsi qu'entre « dégradé - » et « colline » ( $P \text{ value} = 0,7186$ ).

On peut conclure de ces tests qu'il existe une différence entre les types d'habitats, et ce entre le type « marécage » et les autres. Moins de nids sont repérés pour ce type. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées.

1. La détectabilité est moins bonne pour ce type d'habitat ouvert. Cependant pour l'habitat « dégradé + », d'environ même degré d'ouverture de la canopée, presque trois fois plus de nids ont été comptés.
2. Un effet « zone » peut expliquer cette différence. En réalité, le type marécage était représenté dans les zones en aval, pour lesquels les résultats globaux étaient supérieurs.
3. Il y a moins de nids dans le type marécage, ce milieu supporte des densités inférieures en orangs-outans.

Cette dernière hypothèse peut-être retenue.

D'autre part, en comparant les types d'habitats « dégradé + » et « dégradé - », on ne constate pas de différence significative. Ces deux habitats étant constitués des mêmes types de forêt ( « *semi-inundated* », « *dry lowland dipterocarp forest* »), il n'apparaît pas dans cette étude de différence de visibilité entre les habitats plus ou moins ouverts. Les variations entre types d'habitat peuvent donc être expliquées par des différences de densité et non des différences de visibilité.

## Conclusion

Le type d'habitat « marécage » accueille de plus faibles densités en orangs-outans. Ceci peut-être dû aux essences, à la disponibilité de la ressource alimentaire ou au type de structure de la forêt à canopée discontinue, moins favorable aux orangs-outans. Ces résultats seraient intéressants à confirmer ou infirmer grâce au recensement terrestre.

Il n'apparaît pas de différence de visibilité entre les milieux très dégradés, ouverts et les milieux moins dégradés, à canopée plus fermée. Ceci est directement intéressant pour les comparaisons entre les zones de cette étude : on peut en conclure (cf. paragraphe III.A.3.5.) que les zones 1 à 9, ou les 3 zones A, B et C supportent des densités différentes, ces variations n'étant pas dues aux différences de visibilité en fonction des types d'habitats.

## Conclusion générale

**Beaucoup de nids ne sont pas repérés depuis le ciel.** Des résultats quantitatifs conduiraient à des sous-estimations de densité. Ces données peuvent cependant être interprétées en terme d'abondance relative et fournissent de nombreuses indications sur la répartition des orangs-outans.

Les capacités visuelles des **observateurs** sont déterminantes. La répétabilité de cette méthode est fonction non seulement des conditions de réalisation, mais aussi des observateurs.

**Les densités en orangs-outans du sanctuaire sont plus élevées dans les lots 1, 2, 3, 4 et la réserve forestière de Pangsi.** Les lots 9, 10 et la réserve forestière de Lokan en accueillent comparativement moins.

Les **variations entre types d'habitats** seraient ainsi dues à des **différences de densité**, non à des différences de détectabilité. Le **milieu marécageux accueille de plus faibles densités**, les milieux types colline, dégradé + et - en supportant de plus fortes. Les facteurs expliquant ces variations sont à déduire d'études éco-éthologiques parallèles.

Des traces récentes d'exploitation forestière, illégales ou légales sont aisément visibles depuis le ciel. Cette méthode est donc de plus un **moyen de contrôler les activités d'exploitation forestière**.

**L'étude aérienne fournit donc des résultats directement utilisables en terme d'abondance relative.** Nous allons discuter maintenant de la validité de cette méthode pour fournir des résultats quantitatifs en terme de densité absolue, à travers l'étude de corrélation avec les données terrestres.

## **III.B. Résultats quantitatifs absolus : calculs de densité, corrélation des résultats des transects communs terrestres et aériens**

### III.B.1. Calcul d'effectifs et de densité par la méthode Jolly 2 appliquée au comptage par transect en bande (Jolly, 1969)

L'échantillonnage par transect en bande ayant été réalisé sur tout le Sanctuaire, nous pouvons appliquer la méthode n°2 de Jolly (Jolly, 1969), s'appliquant à des échantillons de taille inégale. L'intensité d'échantillonnage variant pour chacune des zones et les transects



ayant été choisis systématiquement au sein de chaque zone (sachant que le premier transect a été choisi aléatoirement), nous pouvons appliquer cette méthode pour un échantillonnage stratifié. Nous supposons que les deux bandes de 150 mètres de part et d'autre de l'hélicoptère sont constantes.

Calcul par la méthode Jolly 2, pour un échantillonnage stratifié

*i* : numéro de la strate, ici les zones ;  
*N<sub>i</sub>* : nombre d'unités d'échantillonnage (soit nombre de transects) dans la strate ;  
*N<sub>i</sub>* est déterminé en traçant la ligne de base qui passe perpendiculairement aux transects, puis en calculant sa longueur et en divisant cette valeur par la largeur de bande des transects, soit 0,3 km au total pour notre étude ;  
*n<sub>i</sub>* : nombre de transects dans l'échantillon ;  
*Z<sub>i</sub>* : surface de la zone ;  
*z<sub>i</sub>* : surface de chaque transect ;  
*y<sub>i</sub>* : nombre de nids comptés pour chacun des transects ;  
**R<sub>i</sub>** : l'estimateur du ratio de nids comptés pour la zone *i*,  
 avec  $R_i = \sum y_i / \sum z_i$ , **R<sub>i</sub>** est exprimé en nombre de nids /km<sup>2</sup>

*(s y<sub>i</sub>)*<sup>2</sup> : variance entre les nids comptés dans tous les transects  
*(s z<sub>i</sub>)*<sup>2</sup> : variance entre les surfaces des transects  
*s z<sub>i</sub>y<sub>i</sub>* : covariance entre les nids comptés et les surfaces de chaque transect

le nombre de nids total pour chaque strate est :  
**Y<sub>i</sub>** = *Z<sub>i</sub>* x **R<sub>i</sub>** , **Y<sub>i</sub>** est exprimé en nombre de nids

variance de la population :
 
$$\text{Var}(Y_i) = \frac{N_i (N_i - n_i) \times \{ (s y_i)^2 - 2 R_i s z_i y_i + R_i^2 (s z_i)^2 \}}{n_i}$$

erreur standard de la population :  $SE Y_i = \sqrt{\text{Var } Y_i}$   
 limites de l'intervalle de confiance de **Y<sub>i</sub>** = +/- *t* x **SE Y<sub>i</sub>**  
 ( *t* trouvé dans la table de Student, pour *n<sub>i</sub>* - 1 degrés de liberté)

Alors, en regroupant les strates :
 
$$Y = \sum Y_i$$

$$\text{Var } (Y) = \sum \text{Var}(Y_i)$$

$$SE (Y) = \sqrt{\text{Var } (Y)}$$
 les limites de l'intervalle de confiance sont :  
**Y** +/- 1,96 x **SE (Y)**, car *n* =  $\sum n_i$ , est supérieur à 30, au risque de 5 % (*t* = 1,96)

Les calculs ont été effectués pour 6 strates échantillonnées avec une intensité différente.

**Cf. ANNEXE 21 : Calcul par application de la méthode Jolly 2 (Jolly, 1969)**

**Tableau 16 : Calcul de Y et var (Y)**

Strate	Yi	var (Yi)	ni
lot 1 et 2	2 165,12	27 854	10
lot 3 et 4	1 474,14	9 130	5
lot 5 et Gomantong FR	2 495,33	233 970	5
lot 6, 7, 8 et Pin Supu FR	2 188,36	248 417	5
lot 9 et Safoda	1 196,47	160 000	5
lot 10 et Lokan FR	343,83	1 280	3
total	Y = 9 863,25	var (Y) = 680 650	33

(Se reporter au paragraphe II.B.2.2.4. pour l'explication des strates).

(NB : calcul global, sans stratification :  $\sum yi = 1\,424$   
 $\sum zi = 53,4978$   
 $R = 26,618 \text{ nids/km}^2$ )

N = 264

n = 33

**Z = 314,3 km<sup>2</sup>**

Y = 9 863,25 nids

var (Y) = 680 650 et SE Y = 825

d'où Y = 9 863 +/- 1,96 x 825 nids

**Y = 9 863 +/- 1 617 nids** pour tout le sanctuaire. Y est compris entre 8 246 et 11 480 nids.

Ceci équivaut à une densité de nids de :

$$d \text{ nids} = Y / Z = 9\,863 / 314,3 = \mathbf{31,38 \text{ nids/km}^2}$$

Notons que ce nombre est intuitivement bien inférieur à la réalité !

En poursuivant le calcul, pour aboutir à un effectif en orangs-outans du Sanctuaire à partir du nombre total de nids, il est nécessaire d'appliquer la formule décrite dans le paragraphe II.A.2.4 (seconde partie).

Nombre d'orang-outans =

Nombre de nids

---

durée de visibilité des nids x proportion d'animaux construisant un nid x nombre de nids  
 construit par animal et par jour

Les premiers résultats de l'étude sur le site intensif du Kinabatangan Orang-utan Conservation Project et ceux d'études précédentes (Van Schaik *et al.*, 1995 ; Rijksen, 1978 ; Russon, 1997) permettent d'estimer ces paramètres (Cf. paragraphe I.A.2.4., première partie). D'après les premières conclusions issues du suivi des circuits de nids, la durée de visibilité des nids dans le site d'étude se rapprocherait plus de la valeur estimée de 145 jours (Russon, 1997). De même, la proportion d'animaux construisant un nid, soit les animaux adultes et les adolescents ayant quitté leur mère, est comparable à celle des études menées à Sumatra et peut-être estimée à 0,8. En revanche, après suivi éthologique des animaux, le nombre de nids construit par jour et par animal semble être nettement inférieur aux précédentes valeurs décrites : 1,8 (Rijksen, 1978), 1,6 ou 1,7 (Van Schaik *et al.*, 1995). Dans le cas des orangs-outans du Sanctuaire, il apparaît que seulement 1,1 à 1,2 nids seraient construits par animal et par jour, les animaux suivis de la zone ne construisant que peu de nids de jours et même parfois réutilisent de vieux nids auxquels ils rajoutent des feuilles et branchages. En appliquant les valeurs de 145 jours, 0,8 animaux construisant un nid et 1,1 nids construits par animal et par jour dans la formule précédente, on peut estimer le nombre d'orangs-outans présents dans le Sanctuaire.

$$N \text{ orangs-outans} = N \text{ nids} / (145 \times 0.8 \times 1.1)$$

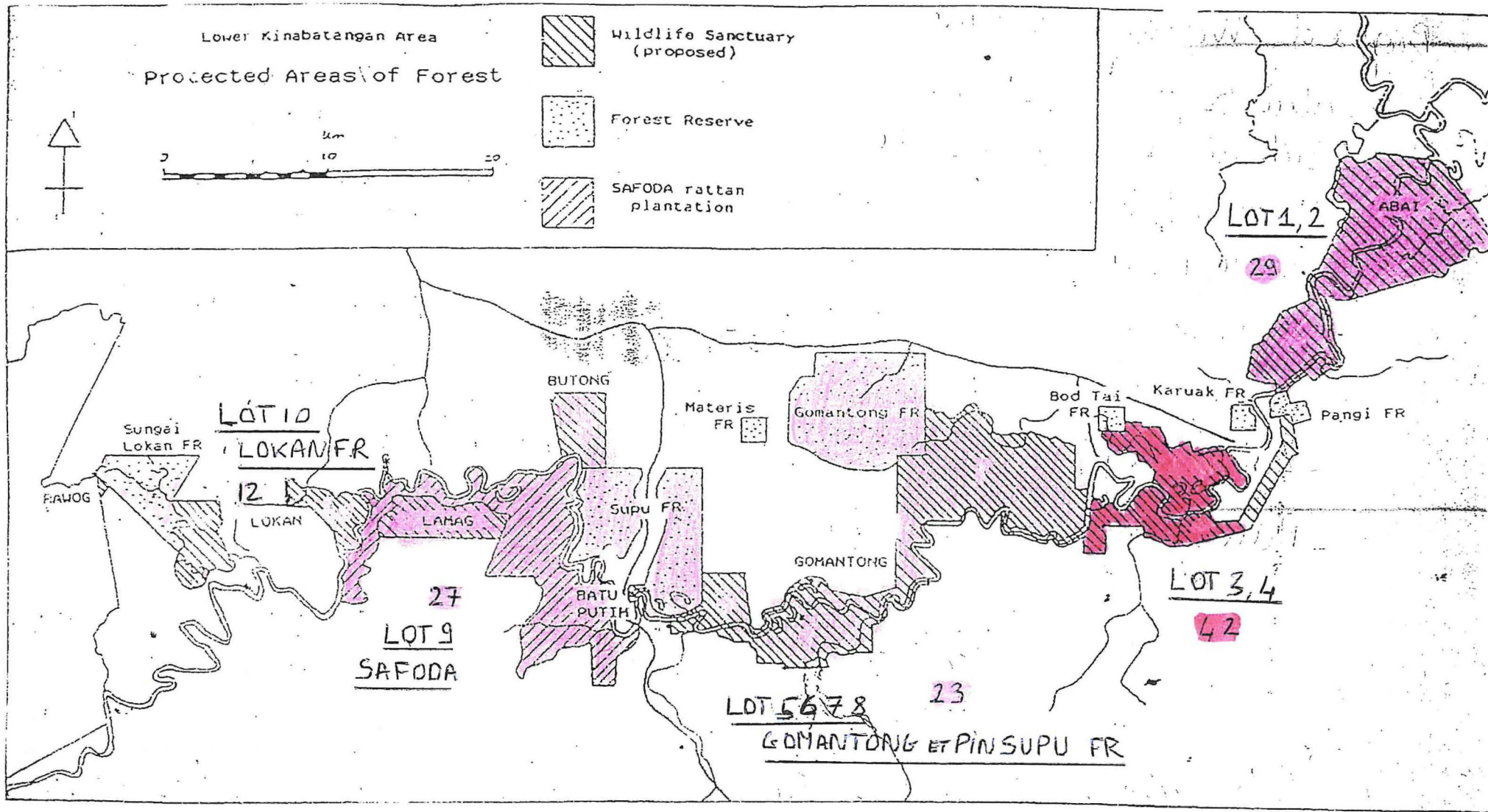
$$\text{avec } N \text{ nids} = Y = 9\ 863 \pm 1\ 617$$







alors, **N orangs-outans = 77 +/- 13 !!** pour la totalité du Sanctuaire...

Ce résultat est forcément bien inférieur à la réalité ! En effet, sur le site d'étude intensif, de 4 à 5 km<sup>2</sup>, une quinzaine d'orangs-outans ont pu être repérés plus ou moins régulièrement ! Cette **méthode sous-estime très largement les effectifs**.

En reprenant les nombres de nids par km<sup>2</sup> des valeurs de chaque strate (Cf. Carte 6), on peut établir une carte en densités de nids pour les différentes zones du Sanctuaire. Ces résultats corroborent l'étude d'abondance relative précédente : plus de nids pour les lots 3 et 4, (42 nids/km<sup>2</sup>) puis les lots 1 et 2 (29 nids/km<sup>2</sup>), le lot 9 et Safoda (27 nids/km<sup>2</sup>), puis les lots 5, 6, 7, 8 et la réserve forestière de Pin Supu (23 nids/km<sup>2</sup>), enfin le lot 10 et la réserve de Lokan (12 nids/km<sup>2</sup>). Ces **densités ne sont pas à interpréter pour leur valeurs absolues, mais pour leurs valeurs relatives**.

**Carte 6 : Densités de nids pour les zones échantillonnées**



 R <sub>2</sub> : 42 NIDS/KM <sup>2</sup> LOT 3,4	 R <sub>3</sub> : 23 NIDS/KM <sup>2</sup> LOT 5 GOMANTONG FR
 R <sub>1</sub> : 29 NIDS/KM <sup>2</sup> LOT 1,2	 R <sub>4</sub> : 23 NIDS/KM <sup>2</sup> LOT 6 7 8 PIN SUPU FR
 R <sub>5</sub> : 27 NIDS/KM <sup>2</sup> LOT 9 SAFODA	 R <sub>6</sub> : 12 NIDS/KM <sup>2</sup> LOT 10 LOKAN FR

ISSU DE : ANNEXE 33



## Conclusion

Cette méthode aérienne sous-estime beaucoup trop les effectifs et densités absolus pouvant être calculés. Ceci est dû aux biais de comptage : beaucoup de nids ne sont pas visibles du ciel et de plus les nids visibles ne sont pas forcément tous repérés (Cf. paragraphe III.A.3.1., 2<sup>nd</sup>e partie). Les comptages dépendent aussi beaucoup des capacités des observateurs, biais prenant toute son importance pour cette méthode. Or l'une des premières hypothèses pour appliquer la méthode de comptage par transect en bande est que l'on repère tous les objets à compter ! En effet, à partir des nombres comptés sur la surface des bandes du transect, on extrapole par calcul à la totalité de la surface de la zone. Si les résultats du comptage sont sous-estimés, les effectifs totaux calculés seront d'autant sous-estimés.

Il est ainsi nécessaire de quantifier la proportion de nids comptés depuis le ciel par rapport aux comptages terrestres et d'établir une corrélation permettant d'exploiter ces données aériennes pour le calcul de densités.

### III.B.2. Etude de la corrélation entre comptages aériens et terrestres

Le deuxième objectif de cette étude vise donc à établir une corrélation entre les résultats de comptage par recensement aérien et terrestre. Nous considérons les résultats terrestres comme référence, bien qu'ils puissent sous-estimer, de moindre façon, les nombres de nids réellement présents.

#### III.B.2.1. Principe

Les transects terrestres ayant été préalablement ouverts et recensés lors du premier passage, réalisé du 24 mai 1999 au 02 juillet 1999, il a été décidé d'effectuer un second recensement dont les dates se rapprochaient matériellement le plus des dates prévues de l'étude aérienne. Le deuxième recensement a donc été réalisé du 11 août au 03 septembre 1999. Tous les transects terrestres ont été survolés, sauf le transect Morisem 1, ne comprenant que 237 mètres. Les points GPS relevés lors de l'étude au sol ont été enregistrés dans le système de navigation de l'hélicoptère. La technique de comptage était identique à celle employée lors de l'ensemble du vol, les observateurs repérant les nids et le signalant au preneur de notes. Treize transects communs peuvent ainsi être comparés.

Nous avons choisi de comparer les valeurs sol et air en nombre de nids par km<sup>2</sup>. En effet, après avoir réfléchi sur des comparaisons en nombre de nids par km, nous avons préféré nous intéresser à des surfaces, les largeurs de bande entre les résultats terrestres et aériens étant forcément différentes. Le fait d'exprimer les résultats en nombre de nids par km<sup>2</sup> permettait d'intégrer cette différence. La largeur de bande ( $w$ ) a été calculée pour le sol en additionnant les distances perpendiculaires de chaque nid, cette somme divisée par le nombre de nids et multipliée par deux afin d'obtenir la largeur de part et d'autre de la ligne de marche. Tous les nids supérieurs à 30 mètres ont été éliminés pour ce calcul. En effet, leurs distances perpendiculaires n'ont pas été déterminées avec la plus grande précision : le décamètre totalisait une longueur de 30 mètres, et matériellement, il n'était pas possible d'être précis à de telles distances. D'autre part, le fait d'avoir pu repérer ces nids était dû à une ouverture artificielle du milieu (ancienne route d'exploitation, marécages très ouverts...). Nous avons

choisi de les éliminer afin de diminuer les biais dus à l'ouverture du milieu. La largeur de bande prise en compte pour les résultats aériens était de 300 mètres, supposée constante.

Plusieurs niveaux de comparaison peuvent être suivis : les comparaisons générales des nombres de nids par km<sup>2</sup>, les nombres de nids par km<sup>2</sup> de l'observateur droit, puis gauche, et enfin les comparaisons par type d'habitat.

### III.B.2.2. Comparaison et corrélation des résultats air - sol généraux

#### III.B.2.2.1. Les données

La première comparaison réalisée est celle en nombre de nids totaux par km<sup>2</sup> entre les treize transects communs comptés depuis le sol et l'air.

**Tableau 17 : Valeurs en nombre de nids/km<sup>2</sup> pour le recensement terrestre**

SOL	distance (km)	nids	Somme distances (m)	W (mètres)	surface (km <sup>2</sup> )	nids / km <sup>2</sup>
Bawang	2,56	48	480,9	20,038	0,051	935,745
Lee	1,71	33	247,1	14,976	0,023	1 599,609
S	0,61	48	453,5	18,896	0,012	4 164,332
Hassan	1,94	45	421,3	18,724	0,036	1 238,802
Pangi	2,1	23	183,8	15,983	0,034	685,269
Caro	1,76	12	101,7	16,950	0,030	402,253
Morisem 2	1,71	20	300,6	30,060	0,051	389,085
Temenggong	1,73	10	88,9	17,780	0,031	325,104
Benoit	0,72	21	366,8	34,933	0,025	834,924
Boy	1,69	46	651,3	28,317	0,048	961,209
Motorob	0,89	26	363,5	27,962	0,025	1 044,774
Q + H	2,86	25	235,5	18,840	0,054	463,973
Husfik	0,98	27	196,2	14,533	0,014	1 895,712
Total	21,26	384	4091,1	21,308	0,453	847,674

#### Remarque :

La largeur de bande estimée est faible : 21,3 mètres ! Ceci est en accord avec la fermeture du milieu. Cette valeur est comparable aux résultats de recensements terrestres réalisés à Sumatra (Van Schaik *et al.*, 1995), pour lesquels la largeur de bande était de 22,6 mètres.

En fait, la valeur de la largeur de bande calculée ne comprend pas tous les nids recensés. Il convient donc de soustraire les nids n'appartenant pas à cette bande moyenne calculée afin de ne pas surestimer les densités au sol. Les nids éliminés l'ont été en fonction de chaque largeur moyenne calculée pour chaque type d'habitat de chaque transect. On obtient ainsi les résultats suivants.

**Tableau 18 : Valeurs en nombre de nids/km<sup>2</sup> pour le recensement terrestre**

SOL	distance (km)	nids	Somme distances (m)	W (mètres)	surface (km <sup>2</sup> )	nids /km <sup>2</sup>
Bawang	2,56	27	480,9	20,038	0,051	526,357
Lee	1,71	21	236,9	13,161	0,023	933,105
S	0,61	28	453,5	18,896	0,012	2429,194
Hassan	1,94	27	421,3	18,724	0,036	743,281
Pangi	2,1	14	183,8	15,983	0,034	417,120
Caro	1,76	7	101,7	16,950	0,030	234,647
Morisem 2	1,71	13	300,6	30,060	0,051	252,905
Temenggong	1,73	6	88,9	17,780	0,031	195,062
Benoit	0,72	12	366,8	34,933	0,025	477,099
Boy	1,69	25	651,3	28,317	0,048	522,396
Motorob	0,89	12	363,5	27,962	0,025	482,203
Q + H	2,86	15	235,5	18,840	0,054	278,384
Husfik	0,98	15	196,2	14,533	0,014	1053,174
Total	21,26	222	4080,9	21,308	0,453	490,066

Pour les transects terrestres, les valeurs suivantes ont été relevées.

**Tableau 19 : Valeurs en nombre de nids/km<sup>2</sup> pour le recensement aérien**

AIR	km	nids totaux	km <sup>2</sup>	nids / km <sup>2</sup>
Bawang	2,333	21	0,6999	30,0043
Husfik	1,085	5	0,3255	15,3610
Lee	2,018	21	0,6054	34,6878
Quenny+Herman	2,567	26	0,7701	33,7618
Hassan	1,75	36	0,52500	68,57143
S	1,75	8	0,52500	15,23810
Pangi	1,668	23	0,5004	45,9632
Caro	1,75	23	0,525	43,8095
Temenggong	1,365	12	0,4095	29,3040
Morisem 2	1,75	35	0,525	66,6667
Boy	1,342	19	0,4026	47,1932
Motorob	1,167	23	0,3501	65,6955
Benoit	1,225	7	0,3675	19,0476
Total	21,77	259	6,531	39,5934

**Remarques :**

Pour les transects Quenny et Herman, constituant le 11<sup>ème</sup> transect du vol numéro 2, les valeurs ont été additionnées. En revanche, les transects S et Hassan, constituant le transect 10 du vol, ont été conservés divisés. Les nids vus sur la première partie du transect, soit 1,75 km, ont été attribués au transect S, les nids de la deuxième partie, sur 1,75 km au transect Hassan. Les distances ne correspondent pas exactement, ceci étant dû à l'imprécision des points GPS. Les drapeaux n'avaient pas été placés à la fin des transects, ce qui logistiquement aurait été trop lourd à gérer.

Notons que les valeurs aériennes sont bien inférieures à celles du sol.

	nombre de nids	km <sup>2</sup>	nids/km <sup>2</sup>
SOL	384	0,453	847,7
AIR	259	6,531	39,6

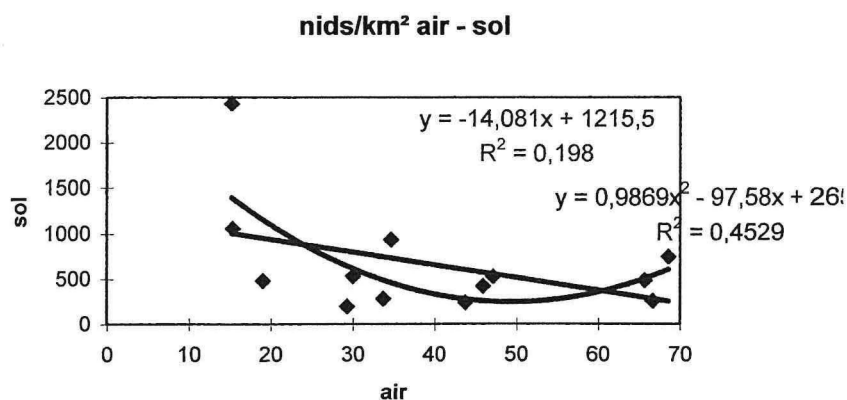
Moins de 5 % des nids ont été repérés par hélicoptère par rapport aux résultats au sol en considérant les treize transects ! Ce résultat correspond au calcul du paragraphe III.A.3.1., avoisinant les 6 %, les transects étant considérés séparément.

### III.B.2.2.2. Calcul de corrélation et régression

La variable air est la variable explicative, et la variable sol la variable expliquée. En effet, on cherche à prédire les valeurs que l'on détecterait au sol par les valeurs comptées suite à l'étude aérienne.

**Tableau 20 : Corrélation air - sol, nids/km<sup>2</sup>**

TRANSECT	nids / km <sup>2</sup> air	nids / km <sup>2</sup> sol
Bawang	30,004	526,357
Lee	34,688	933,105
S	15,238	2429,194
Hassan	68,571	743,281
Pangi	45,963	417,120
Caro	43,810	234,647
Morisem 2	66,667	252,905
Temenggong	29,304	195,062
Benoit	19,048	477,099
Boy	47,193	522,396
Motorob	65,696	482,203
Q + H	33,762	278,384
Husfik	15,361	1053,174



**Figure 2 : Nuage de points nids/km<sup>2</sup> air et sol**



## **Corrélation et régression linéaire**

Le calcul du coefficient de corrélation fournit une valeur de -0,438. Cette valeur n'est pas satisfaisante pour deux raisons : le coefficient devrait se rapprocher le plus de la valeur 1, et cette valeur est négative... Ce coefficient négatif signifie que moins on voit de nids au sol, plus on en voit de l'air... Ceci est en contradiction avec la logique, qui voudrait que plus il y a de nids réellement présents, plus on en détecte au sol, et plus on en repère de l'air... On se heurte ici directement aux difficultés d'interprétation de la méthode aérienne et des biais dus à la détectabilité. Ce résultat est fortement influencé par les valeurs du transect S, pour lequel beaucoup de nids ont été repérés au sol, et relativement peu par air.

La droite de régression linéaire, exprimant les valeurs sol (variable expliquée) par les valeurs air (variable explicative), n'est pas non plus satisfaisante. En effet, seulement 19 % ( $R^2 = 0,198$ ) de la variabilité des valeurs sol est expliqué par l'équation  $y = - 14,081 x + 1215,5$ .  $R^2$  est le coefficient de détermination, ou coefficient d'ajustement.

## **Modèle polynomial**

Les résultats de corrélation et de régression linéaire n'étant pas satisfaisants, il est intéressant d'expliquer la variable sol par un modèle polynomial de degré 2. Nous constatons que environ 45 % de la variabilité est expliquée par ce modèle ( $R^2 = 0,4529$ ). Nous reviendrons sur ce modèle par la suite.

## Conclusion

Corrélation et régression linéaire entre les nids totaux par  $\text{km}^2$  repérés depuis l'air et le sol ne livrent pas de résultats pleinement satisfaisants. Intéressons-nous à la comparaison entre les résultats des deux observateurs pris séparément.

### III.B.2.3. Comparaison et corrélation des résultats air : observateur gauche et droit - sol

#### III.B.2.3.1. Les données

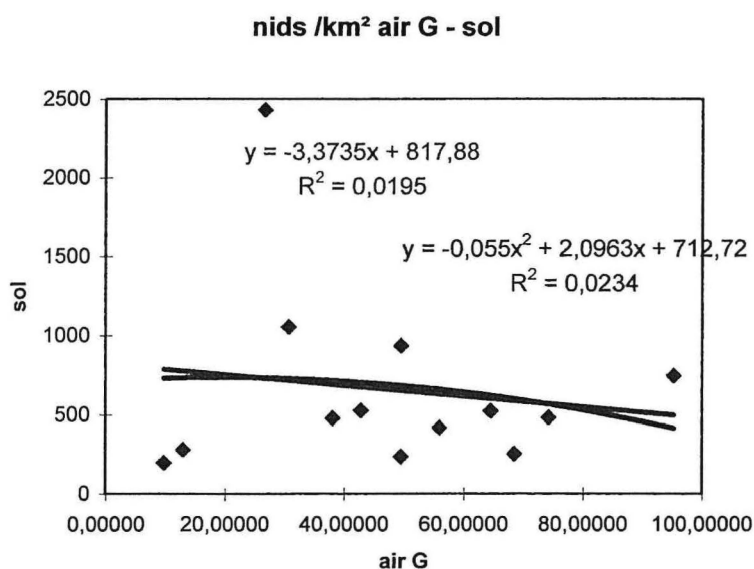
Le tableau précédent pour les valeurs terrestres reste valable. Pour les résultats aériens, il faut séparer les résultats des observateurs droit et gauche. Etant donné qu'il existe une différence significative entre les résultats des deux observateurs, il est intéressant d'étudier séparément leurs résultats.

**Tableau 21 : Valeurs en nombre de nids/km<sup>2</sup>, observateur gauche et droit pour le recensement aérien**

AIR	km	km <sup>2</sup> G, D	nids air G	nids G / km <sup>2</sup>	nids air D	nids D / km <sup>2</sup>
Bawang	2,333	0,3500	15	42,8633	6	17,1453
Husfik	1,085	0,1628	5	30,7220	0	0,0000
Lee	2,018	0,3027	15	49,5540	6	19,8216
Quenny+Herman	2,567	0,3851	5	12,9853	21	54,5384
Hassan	1,75	0,26250	25	95,23810	11	41,90476
S	1,75	0,26250	7	26,66667	1	3,80952
Pangi	1,668	0,2502	14	55,9552	9	35,9712
Caro	1,75	0,2625	13	49,5238	10	38,0952
Temenggong	1,365	0,2048	2	9,7680	10	48,8400
Morisem 2	1,75	0,2625	18	68,5714	17	64,7619
Boy	1,342	0,2013	13	64,5802	6	29,8063
Motorob	1,167	0,1751	13	74,2645	10	57,1265
Benoit	1,225	0,1838	7	38,0952	0	0,0000
Total	21,77	3,2655	152	46,4725	107	32,7142

### III.B.2.3.2. Calcul de corrélation et régression

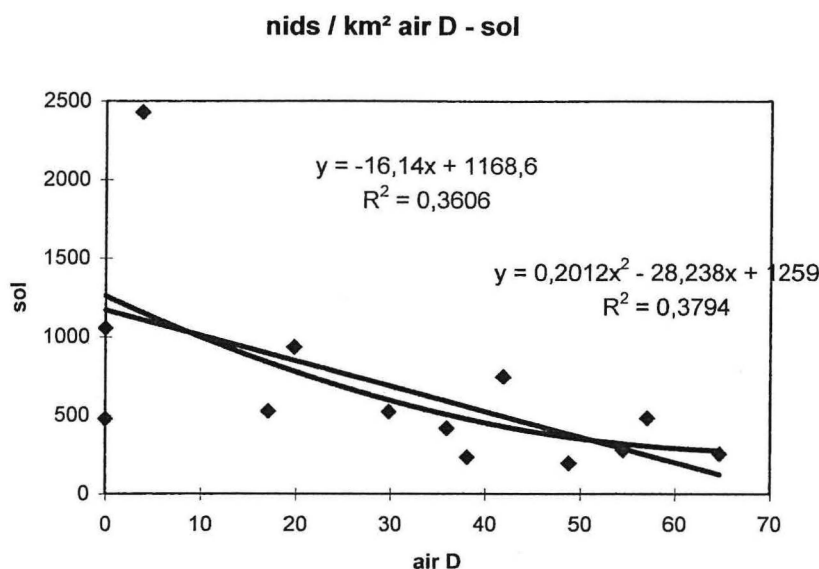
Pour l'observateur gauche, le coefficient de corrélation est de -0,139. Cette valeur, négative est très faible. D'autre part, on constate que les modèles linéaire et polynomial expliquent très mal la répartition des valeurs : les coefficients de détermination sont faibles.



**Figure 3 : Nuage de points nids/km<sup>2</sup> air observateur gauche et sol**

Pour l'observateur droit, le coefficient de corrélation est de -0,60. Cette valeur est négative. On constate d'autre part que les deux modèles, bien qu'ils expliquent mieux la

répartition des valeurs que pour l'observateur gauche ne fournissent pas une prédiction acceptable des valeurs sol par les valeurs air.



**Figure 4 : Nuage de points nids/km<sup>2</sup> air observateur droit et sol**

### Conclusion

Les corrélations et régressions des résultats des observateurs considérés séparément n'apportent pas de solution satisfaisante. Puisque nous avons dans l'analyse quantitative relative des résultats montré qu'il existe des différences significatives entre les différents types d'habitats, il est intéressant de comparer les résultats des deux méthodes pour chaque type.

### III.B.2.4. Comparaison et corrélation des résultats air et sol pour chaque type d'habitat

#### III.B.2.4.1. Les données

Lors du recensement terrestre, les types d'habitats étaient décrits au fur et à mesure de l'avancée de la marche. La classification a été effectuée en cinq types distincts : marécage, forêt à diptérocarpes inondable et sèche, forêt de bordure de rivière et forêt de colline. Ces types n'ayant pas été décrits depuis l'hélicoptère, nous avons reconsidéré les types d'habitats au sol en fonction des critères définis pour l'étude aérienne. Ceci a été possible puisque nous avons réalisé successivement les deux recensements, terrestres et aérien. Les types d'habitats pris en compte sont donc : « marécage », ouvert ou « dégradé + », fermé ou « dégradé - » et « colline ».

***Cf. annexe 22 : Détail des valeurs en nids/km<sup>2</sup> pour les types d'habitats, après élimination des nids extérieurs à la largeur de bande calculée***

Les largeurs de bande pour les données terrestres ont été calculées comme précédemment, pour chaque distance correspondant à un type de forêt en considérant tous les nids situés à une distance inférieure ou égale à 30 mètres de la ligne de marche. La largeur de bande de l'étude aérienne a été supposée constante et égale à 300 mètres.

*Cf. annexe 23 : Valeurs en nids/km<sup>2</sup> pour les types d'habitats (après élimination des nids extérieurs à la largeur de bande calculée)*

Le tableau général utilisé est le suivant.

**Tableau 22 : Valeurs en nombre de nids/km<sup>2</sup> en fonction du type d'habitat**

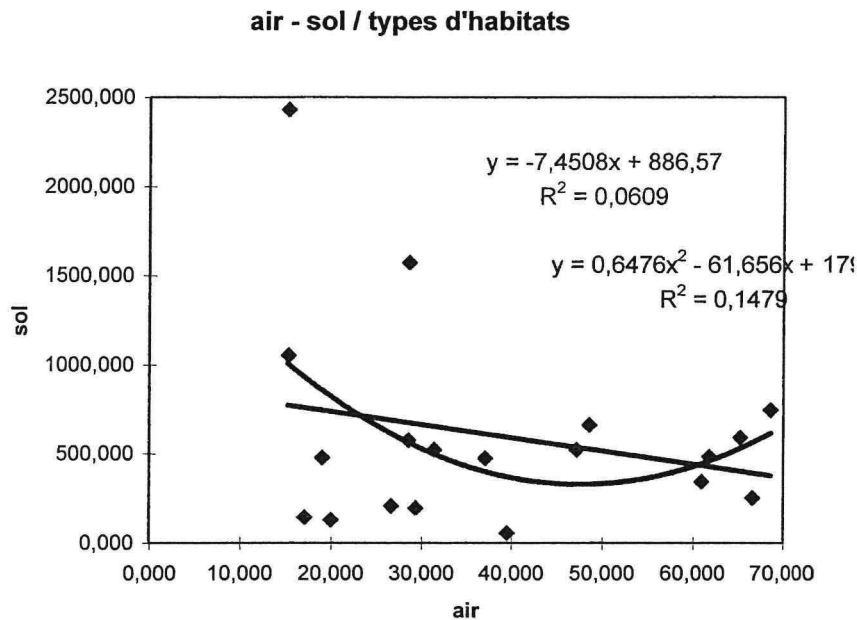
TRANSECT	nids G / km <sup>2</sup>	nids D / km <sup>2</sup>	nids air / km <sup>2</sup>	nids sol / km <sup>2</sup>	type habitat
BAWANG	39,989	22,851	31,420	521,836	colline
LEE	45,740	11,435	28,588	1571,187	colline
PANGI	45,701	51,414	48,558	660,972	colline
CARO	114,253	137,221	60,952	342,857	colline
HERMAN	24,480	106,079	65,279	589,777	dégradé +
PANGI	79,051	0	39,526	55,261	dégradé +
CARO	68,611	45,701	26,667	208,050	dégradé +
MORISEM 2	68,571	64,762	66,667	252,905	dégradé +
BOY	64,580	29,806	47,193	522,396	dégradé +
MOTOROB	63,796	59,809	61,802	482,203	dégradé +
BENOIT	38,095	0	19,048	477,099	dégradé +
BAWANG	45,701	11,425	28,563	576,078	dégradé -
HUSFIK	30,609	0	15,305	1053,174	dégradé -
LEE	50,961	23,164	37,063	473,200	dégradé -
QUENNY	11,425	28,563	19,994	129,199	dégradé -
S	26,667	3,810	15,238	2429,194	dégradé -
HASSAN	95,238	41,905	68,571	743,281	dégradé -
TEMENGGONG	9,797	48,984	29,390	195,062	dégradé -
QUENNY	0	34,305	17,153	144,539	marécage

#### III.B.2.4.2. Calcul de corrélation et régression

Le calcul de corrélation entre les résultats du sol et du total de l'air fournit une valeur de -0,246. Les coefficients de corrélation entre les résultats de l'observateur gauche et droit et les valeurs terrestres sont respectivement de -0,128 et -0,307. Ces coefficients sont négatifs et ne permettent pas de conclure à une corrélation entre les valeurs sol et air, en fonction des types d'habitats.

Pour les modèles linéaire et polynomial, sur les valeurs totales sans dissocier les observateurs, les coefficients d'ajustement sont très faibles.





**Figure 5 : Nuage de points nids/km<sup>2</sup> air et sol, par type d'habitat**

De même, pour les observateurs gauche et droit, les coefficients d'ajustement des modèles ne sont pas satisfaisants.

Les droites de régression et les modèles polynomiaux ne permettent pas d'expliquer les nombres de nids par km<sup>2</sup> du sol par les nombres de nids par km<sup>2</sup> totaux, de l'observateur gauche et de l'observateur droit issus de l'étude aérienne. En effet, les coefficients d'ajustement sont trop faibles, les modèles ne sont pas satisfaisants.

### Conclusion

Les comparaisons par type d'habitat ne permettent pas de conclure à une corrélation entre les nombres de nids par km<sup>2</sup> des études aérienne et terrestre. Revenons au premier modèle polynomial à deux degrés décrit dans le paragraphe III.B.2.2. afin d'essayer de prédire les valeurs sol par les valeurs air.

#### III.B.2.5. Interprétation du modèle polynomial nombre de nids par km<sup>2</sup> depuis l'air et le sol (Cf. paragraphe III.B.2.2.)

Nota : On considère ici les valeurs *avant* l'élimination des nids à l'extérieur de la bande. (Cf. Tableau 18).

Ce modèle :  $\text{sol} = 1,737 \text{ air}^2 - 170,8 \text{ air} + 4\,627$  est celui qui décrit le mieux les variations entre les nombres de nids par km<sup>2</sup>. Le coefficient d'ajustement étant de 0,4587, ceci veut dire que 46 % de la variabilité du sol est expliquée avec le nombre moyen de km aérien.

Nous avons utilisé le logiciel statistique Glim pour tester le modèle.

Termes = constante + air + air<sup>2</sup>

	estimateur	écart type	paramètre
1	4 627	1 267	constante
2	- 170,8	67,43	air
3	1,737	0,7828	air <sup>2</sup>

variance pour la constante = V1 = 12 549 383

ddl1 = 12

variance pour le paramètre air = V2 = 10 137 151

ddl2 = 11

variance pour le paramètre air<sup>2</sup> = V3 = 6 792 782

ddl3 = 10

Pour tester le degré de significativité du degré 2 par rapport au degré 1, en supposant le modèle de degré deux acceptable, on emploie la formule :

$$F = \frac{(V2 - V3) / (ddl2 - ddl3)}{V3 / ddl3}$$

$$\text{soit } F = (3\,344\,369 / 1) / (6\,792\,782 / 10) = 4,923$$

On teste ici la différence des variances de degré 2 et 1 et de la variance du degré 2. C'est le test F de comparaison de deux variances.

La valeur théorique au risque 5 % dans la table de F pour 1 et 10 degrés de liberté est de 4,96. On constate que  $F < F$  théorique. On ne peut donc pas conclure à la significativité du degré deux par rapport au degré 1 au risque 5 %. Cependant cette valeur est très proche et avec un risque légèrement supérieur à 5 %, le modèle polynomial pourrait être validé. En augmentant le nombre de valeurs, soit en augmentant le nombre n, il serait possible de conclure à une significativité puisque l'on augmenterait la puissance du test.

Le test du modèle linéaire par rapport à la constante peut être de la même façon réalisé.

$$F = \frac{(V1 - V2) / (ddl1 - ddl2)}{V2 / ddl2}$$

$$F = (2\,412\,232 / 1) / (10\,137\,151 / 11) = 2,62$$

Cette valeur est inférieure à la valeur F théorique au risque 5 %, de 4,84. On peut conclure que la variable air n'explique pas significativement la variable sol. Le modèle linéaire n'est donc pas valide pour prédire la variable sol par la variable air.

Pour réduire les variances, il a été réalisé une transformation logarithmique des variables. Un modèle de degré 2 a ainsi été obtenu.

$$\log \text{sol} = 1,436 (\log \text{air})^2 - 10,63 (\log \text{air}) + 26,07$$

Cependant ce modèle ne s'est pas avéré satisfaisant.

### Conclusion

Il n'apparaît pas de corrélation entre les valeurs en nombre de nids par km<sup>2</sup> des études terrestres et aériennes. De plus, les coefficients de corrélation sont négatifs, ce qui est contradictoire. Ceci est dû à trois transects (S, Lee et Husfik) où les nombres de nids repérés depuis le sol étaient très importants alors que les valeurs de l'étude aérienne étaient faibles.

Pour les transects S et Husfik, ces valeurs depuis l'air étaient les plus faibles des treize transects ! Le coefficient de corrélation calculé pour dix transects, après élimination de ces trois transects, est de 0,309. Cette valeur est positive, mais reste cependant faible.

La prédiction des valeurs sol par les valeurs air ne peut être réalisée par régression linéaire. Les coefficients de détermination, ou coefficient d'ajustement sont trop faibles.

Un résultat intéressant est le modèle polynomial de degré 2 ( $\text{sol} = 1,737 \text{ air}^2 - 170,8 \text{ air} + 4627$ ) expliquant les valeurs sol par les valeurs air. Un nombre plus important de transects aurait pu permettre de conclure à la significativité du degré 2. La valeur calculée de F étant proche de la valeur théorique pour un risque de 5 %, en considérant un risque légèrement supérieur, le degré 2 serait significatif. Tentons d'utiliser ce modèle afin de calculer un effectif estimé d'orangs-outans pour le sanctuaire.

### Calcul avec utilisation du modèle

$$\text{sol} = 1,737 \text{ air}^2 - 170,8 \text{ air} + 4627$$

air sur la totalité du sanctuaire : 27,25 nids / km<sup>2</sup>

en appliquant cette formule, nids / km<sup>2</sup> sol = 1 262, 53

Sur le site d'étude intensif, de quelques km<sup>2</sup> (transects Hassan, S, Herman, Quenny, Bawang, Husfik et Lee), le nombre de nids / km<sup>2</sup> est égal à 1215. La densité en orangs-outans peut être estimée à environ 3.5 orangs-outans/km<sup>2</sup>. La densité sur le sanctuaire serait donc de 3,63 (après application d'une règle de trois). Ainsi, sur les 314,3 km<sup>2</sup> étudiés, cela représente 1 143 orangs-outans. Ce calcul est extrêmement approximatif et ne peut être réellement utilisé. Ce chiffre semblerait surestimer le nombre total, qui avoisinerait les 600 à 800 orangs-outans (Marc Ancrenaz, communication personnelle).

### Conclusion générale

Il est difficile à partir de cette étude de dégager une relation significativement interprétable permettant de prédire les résultats des recensements terrestres à partir des résultats aériens. Cette méthode ne peut donc pour l'instant pas fournir véritablement de données quantitatives en terme de densités ou d'effectifs d'orangs-outans, car les résultats sont beaucoup trop sous-estimés. Ceci est dû à une faible détectabilité des nids.

Cependant, l'analyse semi-quantitative des résultats fournit de nombreuses informations quant à la distribution des nids, en fonction des zones et des types d'habitats. Nous avons déduit de cette étude que les populations d'orangs-outans sont plus abondantes dans les zones 3 et 4, et dans un ordre décroissant, les zones 1 et 2, la zone 9 et Safoda, les zones 5, 6, 7, 8, les réserves forestières de Gomantong et Pin Supu et enfin la zone 10 et la réserve de Lokan. De plus, la forêt marécageuse supporte de plus faibles densités d'orangs-outans par rapport aux autres types d'habitat. Après comparaison avec une étude précédente (Payne, 1987), le Sanctuaire accueille vraisemblablement de fortes densités, c'est une zone clé à protéger afin d'assurer la conservation des orangs-outans. L'hélicoptère fournit de plus un moyen de gestion très pratique pour la surveillance des activités d'exploitation forestière pour des zones protégées.

## **IV. Discussion et recommandations**

Nous envisagerons successivement une discussion sur la méthode que nous avons employée, afin de livrer quelques recommandations pour une éventuelle étude ultérieure, puis concluons sur cette méthode aérienne.

### **IV.A. Discussion sur la méthode employée**

Nous nous sommes inspirés préalablement des recommandations données par le Dr Payne (Payne, 1987, 1988), qui avait été le seul à entreprendre une étude sur cette méthode aérienne. Ces indications nous ont été précieuses pour la réalisation de cette étude appliquée au Sanctuaire de la Kinabatangan.

#### **IV.A.1. Discussion sur la validité de l'analyse qualitative des résultats et recommandations**

##### **IV.A.1.1. Le matériel**

L'emploi d'un hélicoptère était nécessaire dans notre étude, notamment pour la vitesse et l'altitude de vol réduites qu'il autorise. Les changements de direction sont faciles et ceci permet de limiter les pertes de temps entre transects. *L'hélicoptère est l'appareil de choix pour une étude aérienne de l'abondance relative des nids d'orangs-outans.*

La possibilité d'enregistrer des images depuis une caméra fixée sur trépied aurait pu apporter d'autres éléments. Suite à des problèmes d'autorisations gouvernementales, nous n'avons pu filmer la totalité du vol. *Il serait intéressant de vérifier la validité d'images vidéos, car elles peuvent fournir un excellent moyen de comparaison si deux études sont réalisées successivement.*

Les feuilles de prises de données réalisées se sont révélées très pratiques d'utilisation. Il est essentiel de noter les types d'habitat survolés afin de comparer les variations des résultats en fonction de ces variations.

##### **IV.A.1.2. Les paramètres de vol**

L'altitude et la vitesse ont été choisies en accord avec le pilote et étaient de 60 mètres environ au-dessus de la canopée et 70 km/h. L'altitude aurait pu être inférieure, ainsi que la vitesse. Cela aurait donné aux observateurs plus de temps et de facilité dans le repérage des nids. *Une vitesse de 60 km/h et une altitude de 50 mètres pourraient peut-être être testées.*

La division en deux vols de 3 heures était la plus judicieuse économiquement, puisqu'environ 40 minutes par vol étaient perdues pour effectuer l'aller retour depuis l'aéroport de Sandakan, lieu de décollage et d'atterrissage, jusqu'au premier transect du comptage. Nous avons constaté qu'un vol de deux heures et demi environ de comptage est extrêmement fatigant, nécessitant une concentration soutenue et indispensable de l'équipe. *Il est préférable de ne pas excéder un vol de deux heures de comptage (l'aller et retour depuis l'aéroport n'étant pas compris).*

#### IV.A.1.3. L'équipe

Le fait de travailler avec deux observateurs expérimentés était essentiel. Il aurait pu être réalisé d'autres comparaisons avec des observateurs différents, non expérimentés ou très expérimentés. Les capacités des observateurs sont réellement déterminantes dans ce type de recensement. Il aurait été préférable de travailler avec un pilote appartenant à une équipe du Sabah Wildlife Department, c'est-à-dire un pilote qui soit directement concerné par l'étude afin de respecter au maximum la constance des paramètres de vol. *Il serait intéressant de travailler avec plus de deux observateurs afin de mieux évaluer l'impact de leurs capacités au comptage des nids et avec un pilote directement concerné par l'étude.*

Une bonne coordination lors du vol est nécessaire afin que les observateurs commencent à compter dès le début des transects. La synchronisation des montres entre le copilote et le preneur de notes est obligatoire. Les observateurs doivent être uniquement concentrés sur le comptage, le preneur de notes est là pour noter les nids repérés. La technique de taper sur le genou du preneur de notes à chaque nid repéré s'est révélée simple à réaliser et fiable. Une équipe de quatre participants est le minimum nécessaire pour une étude de ce type. L'organisation de cette équipe telle qu'elle a été effectuée dans notre étude était simple à mener et a fourni de bons résultats. Des réunions explicatives préliminaires au vol sont essentielles. *Une équipe de quatre personnes, organisée comme pour cette étude est recommandée.*

#### IV.A.2. Discussion sur la validité de l'analyse quantitative des résultats et recommandations

##### IV.A.2.1. Choix de l'échantillonnage par transects en bande

Le fait d'avoir choisi la méthode par transect en bandes pour le comptage peut poser problème pour deux raisons :

- cette méthode postule de compter tous les objets à l'intérieur des bandes, ce qui nous l'avons vu ne peut être vérifié dans notre étude (nids cachés, verts et se confondant avec la canopée, difficultés d'observation).
- une deuxième hypothèse à respecter est que la largeur de bande, donc l'altitude, doivent rester constantes. Sans radaraltimètre, ceci est très difficile à vérifier. Dans notre cas, l'altitude était fixée par le pilote par rapport à la canopée. Nous avons supposé la largeur de bande constante, ce qui n'était vraisemblablement pas le cas.

Nous avons cependant choisi l'échantillonnage par transect en bande en raison de :

- son efficacité, minimisant les temps morts entre chaque unité d'échantillonnage. Notre temps de vol était limité par le budget et il s'agissait de l'optimiser.
- sa facilité de réalisation, la navigation étant simplifiée. Cette méthode étant mise en place afin de fournir une ligne de conduite pour le Sabah Wildlife Department, elle devait être facilement répliquable.

Nous avons pensé utiliser la méthode de recensement aérien par *line transect*, décrite par Buckland *et al.* (1993). Par son traitement des données original, elle permet de ne pas sous-estimer les résultats même si tous les objets ne sont pas comptés à l'intérieur des bandes définies. D'autre part, le choix des unités d'échantillonnage ne comporte que peu de contraintes. Le principe est de compter les animaux dans plusieurs bandes consécutives, de



chaque côté de l'appareil, de longueur de plus en plus importante au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la ligne du transect. Plusieurs repères sont fixés afin de délimiter les largeurs des bandes préalablement choisies. Le choix de 6 à 8 bandes est conseillé, par exemple à des intervalles de 100, 200, 350, 500 mètres à l'infini. Les conditions d'application générales du *line transect* sont à respecter (Cf. ANNEXE 4). L'une de ces conditions, stipulant que tous les animaux sur la ligne du transect doivent être comptés, peut de fait ne pas être remplie en cas de recensement aérien, l'appareil ne permettant pas de pouvoir compter les animaux se situant sous celui-ci. Ce problème est résolu par le traitement des données (Buckland *et al.*, 1993). Cette méthode n'a pas pu être appliquée lors de notre étude pour des raisons techniques. Elle nécessite en effet la pose de plusieurs repères délimitant les bandes, à l'extérieur de l'appareil. Le fait de fixer des matériaux à l'extérieur de l'appareil est obligatoirement contrôlé par les autorités afin de ne pas mettre en jeu la sécurité des passagers. Ceci demande la réalisation d'un montage, qui doit ensuite être validé. La fixation de plusieurs repères sur les vitres à l'intérieur de l'hélicoptère aurait été trop imprécise. Nous n'avons donc pas pu retenir cette méthode. De plus, le gain de précision obtenu par cette méthode aurait pu être largement contrebalancé par la difficulté de prise des données, d'où des biais et par une mauvaise réalisation (difficultés pour expliquer aux observateurs, manque de radaraltimètre...). Il était certainement préférable, du point de vue de la réalisation pratique, de ne pas l'employer. *Il serait réellement intéressant de tester la méthode aérienne de line transect pour le comptage de nids d'orangs-outans.*

#### IV.A.2.2. Choix du type d'échantillonnage et des unités d'échantillonnage

Le type d'échantillonnage réalisé a été un échantillonnage systématique et stratifié. L'avantage d'un échantillonnage systématique est sa facilité de réalisation. Dans le cas de notre étude, il pourra être plus facilement réalisé à l'avenir par les dirigeants du Wildlife Department. Cependant, un échantillonnage aléatoire aurait été plus rigoureux. La stratification a été effectuée en fonction des données générales issues des interviews auprès des communautés locales ainsi qu'en fonction de la comparaison avec les transects terrestres. Des données peut être moins intuitives auraient sans doute dû être utilisées, mais nous ne disposions pas d'autres informations. *Un échantillonnage plus « rigoureux » est conseillé.*

#### IV.A.2.3. La largeur de bande

Une largeur de bande de 150 mètres correspond pratiquement aux limites de visibilité des observateurs. *Une largeur de 100 mètres aurait peut-être été plus judicieuse.* La pose des repères de bande adhésive sur les vitres des fenêtres s'est effectuée sans difficultés et les observateurs en étaient satisfaits.

La valeur de cette largeur de bande fixe de 150 mètres a pu varier en relation avec les variations d'altitude. L'absence de radaraltimètre et donc l'impossibilité de vérifier précisément l'altitude lors du vol a rendu l'imprécision de cette valeur impossible à estimer. De plus, le couvert végétal et la hauteur de la canopée ont varié en fonction des positions et ceci a donc pu modifier cette largeur. Cependant, le pilote, se repérant par rapport à la canopée a maintenu cette altitude la plus constante possible. *Un radaraltimètre est recommandé afin d'estimer les variations d'altitude au cours du vol et donc les variations de la largeur de bande.* Néanmoins, même en gardant une altitude par rapport au sol constante, les variations de hauteur de la canopée modifieraient cette largeur. Ceci est une des limites de cette méthode aérienne.

## IV.A.1. Discussion sur la validité de la comparaison des résultats aériens et terrestres et recommandations

### IV.A.3.1. Choix des méthodes à comparer

La méthode du *line transect* pour les recensements terrestres des anthropoïdes est considérée comme référence, capable de fournir les meilleurs résultats dans des milieux fermés et difficiles d'accès. L'utilisation de cette méthode depuis l'air aurait permis de comparer les deux mêmes méthodes. Dans cette étude, même si les transects effectués au sol sont exactement survolés, les comptages terrestres s'effectuent sur des largeurs de 20 à 25 mètres en milieu tropical (Brockelman et Ali, 1987 ; Cf. paragraphe III.B.2.2, 2<sup>nd</sup>e partie), alors que la largeur de bande de comptage aérienne est de l'ordre d'une centaine de mètres. D'autre part, dans notre étude, une bande de 50 mètres environ sous l'hélicoptère ne pouvait être visualisée, celle qui précisément correspondait au recensement au sol. L'emploi d'une caméra vidéo enregistrant les images de cette bande pourrait être un moyen d'améliorer la comparaison des deux méthodes. Cependant, cela nécessite que les nids puissent être comptés à partir d'images enregistrées. *Il serait intéressant de tester cette méthode de comptage par caméra vidéo, par comparaison avec des comptages de plusieurs observateurs et ce pour une même largeur de bande. Il est donc recommandé d'améliorer la comparabilité des données en utilisant une autre méthode que celle des transects en bande.*

### IV.A.3.2. Le nombre et la position des transects comparés

Le nombre de transects en commun dans notre étude est faible, égal à treize. Le nombre de km totaux pris en compte est de 21,77 pour l'air et 21,26 pour le sol. Ces valeurs sont certainement insuffisantes pour aboutir à des résultats statistiques valables. D'autre part, pour l'application du modèle polynomial, on a constaté qu'un résultat significatif aurait pu être obtenu avec un plus grand nombre de transects. Cependant, nous étions limités dans notre étude par plusieurs points. Tout d'abord financièrement, 6 heures de vol seulement étaient à notre disposition pour respecter les deux objectifs fixés : effectuer un recensement balayant tout le sanctuaire, et comparer les résultats air et sol. D'autre part, le temps nécessaire pour une étude au sol est excessivement long et ces recensements très lourds à mettre en place. Les conditions de terrain difficiles et la vitesse d'avancée lors des comptages et de l'ouverture des layons (de 500 à 1000 mètres en six heures, soit une journée de travail) nécessitent beaucoup de temps et d'investissement. Tout ceci explique le nombre restreint des transects étudiés pour la comparaison. *Il est nécessaire afin d'effectuer une comparaison ultérieure de comparer plus de 20 km de transects (peut-être deux fois plus).*

Les transects comparés se situaient dans trois zones, assez rapprochées. Il aurait été certainement très intéressant de comparer d'autres zones, plus en amont du fleuve. Cependant, ceci demande une organisation afin d'effectuer les comptages terrestres qui est très lourde : installation d'un camp, équipe d'assistants mobilisée à plein temps... Un camp a été nécessaire pour le comptage de la zone des transects Boy, Motorob et Benoît, mais cette zone était quand même relativement proche de la station de recherche (moins d'une heure en bateau). On constate d'ailleurs que le nombre de km recensé dans cette zone est le plus faible (au sol : 3,3 km pour cette zone, 10 km pour le site d'étude intensif et 7,53 km pour la zone sur l'autre rive de la rivière). Le recensement terrestre ayant commencé en avril 1999, compter dans une zone plus éloignée de la station n'a pas été possible à organiser avant l'étude aérienne. *Il serait*

*intéressant d'échantillonner par les transects terrestres plusieurs zones relativement éloignées.*

## **IV.B. Discussion sur la validité de cette méthode aérienne**

### *IV.B.1. Les limites ...*

#### IV.B.1.1 Une faible détectabilité des nids

On peut conclure, suite à l'étude des corrélations, que ce n'est pas parce qu'une plus grande quantité de nids est vue au sol que l'on en repérera d'autant plus depuis l'air. En effet, plusieurs problèmes interviennent et rendent une corrélation difficile à obtenir.

1. On ne peut pas repérer beaucoup de nids depuis l'hélicoptère (seulement 5 % ! par rapport au sol pour les treize transects), la proportion des nids comptés par rapport au sol est très faible ;

2. Tous les nids ne peuvent pas être repérés (ceux construits à l'intérieur du feuillage, ou sur des branches basses ne sont pas visibles, les nids neufs et verts ne peuvent être distingués) ;

3. Ce sont précisément ces nids, construits en sous-bois que l'on pourra repérer du sol. On ne repère pas les mêmes nids du sol et de l'air. Au sol, on aura tendance à ne pas compter les nids à la cime des arbres, ceux qui précisément auront plus de chances d'être repérés depuis l'air.

Nous avons déjà évoqué la description lors des recensements au sol des nids « pouvant être vus du ciel » et « ne pouvant être vus ». Les pourcentages de nids « visibles depuis le ciel » étaient globalement assez faibles. Détaillons ces valeurs en fonction des types d'habitats.

*Cf. ANNEXE 24 : Détails des données pour les nids « visibles » et « non visibles »*

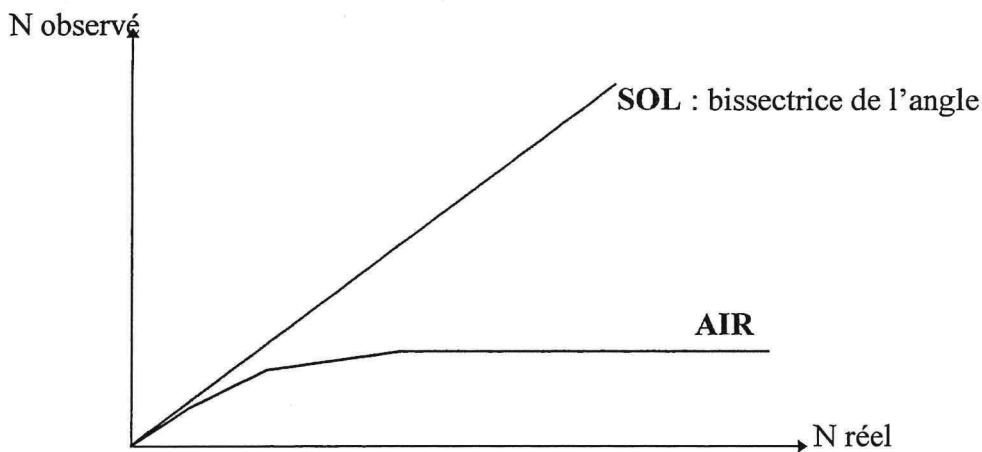
**Tableau 23 : Pourcentages des nids estimés « visibles » de l'air depuis le sol, résultats aériens en nids/km en fonction des types d'habitat**

type d'habitat	% nids « visibles »	total nids air /km
colline	22,67	5,590
dégradé -	22,81	9,433
dégradé +	47,18	9,825
marécage	14,29	3,555

On constate qu'il y a une bonne corrélation, (0,748) en considérant chaque type d'habitat séparé, mais uniquement sur ces valeurs générales. En fait, en considérant les transects séparément, le coefficient de corrélation n'est que de 0,105. Ceci illustre d'autant plus la disparité entre la vision « sol » et la vision « air ».

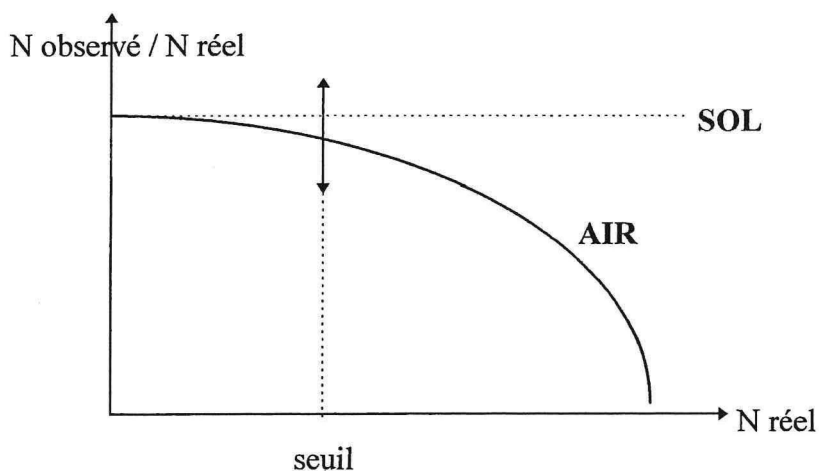


En s'intéressant à l'évolution du nombre de nids repérés en fonction du nombre de nids théoriquement réellement présents, nous pouvons tracer deux courbes. Pour le sol, le nombre de nids comptés peut-être proportionnel au nombre de nids présents. Lorsqu'il y a peu de nids présents, peu de nids sont comptés, lorsqu'il y a beaucoup de nids, beaucoup de nids sont comptés. Cette hypothèse ne peut malheureusement pas être vérifiée actuellement (impossibilité de connaître le nombre réel de nids !) mais en respectant des conditions de recensement strictes : concentration, équipe entraînée..., elle peut être admise. On pourrait cependant imaginer un protocole extrêmement lourd permettant de la tester (dans une zone d'étude restreinte, où l'on suit individuellement tous les animaux présents, on pourrait connaître le nombre de nids réels (!) et faire effectuer un recensement à une équipe extérieure). En revanche, depuis l'air, les nombres de nids repérés étant très faibles, il en est compté très peu, que le nombre de nids réellement présents soit élevé ou non. Les variations ne sont pas proportionnelles. Suite à ces réflexions, on peut tracer les deux graphiques suivants.



N : nombre de nids

**Figure 6 : Relation entre nombre de nids comptés depuis l'air et le sol et nombre de nids théoriquement présents**

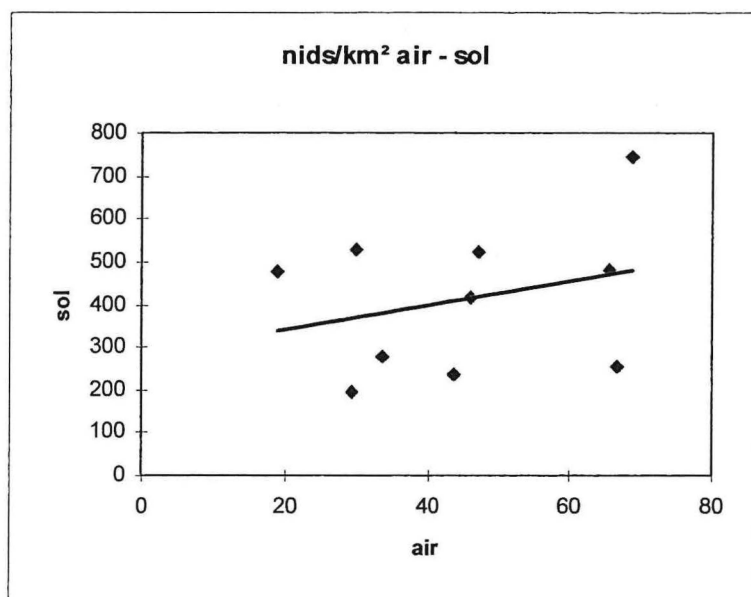


**Figure 7 : Relation entre nombre de nids comptés depuis l'air et le sol/ nombre théorique de nids et nombre de nids théoriquement présents**

On constate qu'il pourrait exister une valeur seuil, à partir de laquelle le nombre de nids deviendrait trop élevé pour établir toute corrélation.

Dans notre étude, on peut en effet constater que ce sont les valeurs de nids au sol très élevées qui posent le plus de problèmes pour l'étude des corrélations. Si l'on s'intéresse uniquement aux transects où les valeurs au sol ne sont pas trop fortes, soit tous les transects pour lesquels le nombre de nids au sol est inférieur à 750 nids /km<sup>2</sup>, on constate que l'on peut établir une corrélation positive, de coefficient 0,289.

*Cf. ANNEXE 25 : Etude de corrélation pour les transects air - sol < 750 nids/km<sup>2</sup>*



**Figure 8 : Nuage de points nids/km<sup>2</sup> air et sol < 750 nids/km<sup>2</sup>**

On constate que l'on peut encore distinguer deux groupes de transects : ceux pour lesquels le nombre de nids / km<sup>2</sup> au sol est supérieur à 400, et ceux inférieur à 400 nids /km<sup>2</sup>. On pourrait poursuivre par des corrélations en séparant ces deux groupes, mais le nombre de transects étant faible, ceci ne pourrait pas être réellement interprété.

On peut réaliser le même raisonnement pour les transects en fonction des types d'habitats, ceci révèle les mêmes tendances, deux groupes de transects distincts en fonction du nombre de nids par km<sup>2</sup> au sol. Nous ne détaillerons pas ici ces calculs, ceux-ci étant de même type que les précédents.

Ces résultats confirment les difficultés d'interprétation des corrélations entre les données air et sol, ceci dû à une faible détectabilité des nids. Il n'est cependant pas raisonnable d'utiliser les droites de régression sur groupes séparés pour essayer de prédire les variables sol par les variables air.

#### IV.B.1.2. Limites pour les calculs de densités absolues et d'effectifs

Le problème de variations de la largeur de bande pour la méthode du strip transect (ou celle du line transect) est quasiment impossible à résoudre. En effet, même si l'altitude par rapport au sol est gardée constante, les variations de hauteur de la canopée modifieraient cette largeur. Ainsi le calcul d'effectifs et de densités à l'aide de cette méthode paraît difficile.

D'autre part, les résultats des comptages sont extrêmement dépendants de l'expérience et des capacités des observateurs.

Reprenons le tableau du paragraphe I.A.4. (2<sup>nd</sup> e partie), comparant les deux méthodes établi dans la perspective de calculer des densités absolues ou des effectifs.

	terrestre	aérien
<b>coût</b>	très élevé	élevé
<b>temps</b>	long	très court
<b>facilité de réalisation</b>	difficile	facile
<b>fiabilité</b>	référence	mauvaise
<b>réplicabilité</b>	+ / -	-
<b>extrapolation, prise en compte de l'impact humain</b>	biaisé	moins de biais

Fiabilité et répliquabilité de cette méthode peuvent être considérées comme insuffisantes dans l'objectif de réaliser des estimations d'effectifs ou de densités.

### Conclusion

Les limites de cette méthode rendent son utilisation pour l'estimation d'effectifs et de densités trop aléatoire. D'autres études comparatives entre les résultats terrestres et aériens pourraient cependant permettre de mieux évaluer ses biais pour cet objectif.

### IV.B.2. ... Et les avantages

Cette méthode prend tout son sens quant à l'étude qualitative et semi-quantitative de ses résultats. En effet, sa rapidité de réalisation et son coût réduit en font une méthode parfaitement adaptée dans les cas suivants.

#### IV.B.2.1. La gestion de zones protégées

Le survol du Sanctuaire nous a permis de repérer de nombreuses traces d'exploitation forestière, aux limites mais aussi à l'intérieur du Sanctuaire. Ceci peut permettre aux autorités d'intervenir rapidement afin de limiter ces activités illégales.

D'autre part, cette étude a fourni d'importantes informations quant à l'état actuel de dégradation de la forêt et l'avancée de la déforestation pour la plantation de palmiers à huile. Presque tout le Sanctuaire est aujourd'hui entouré de plantations et ceci démontre l'importance extrême de conserver cette zone d'une biodiversité exceptionnelle.

#### IV.B.2.2. La conservation d'une espèce par l'identification de zones stratégiques à protéger pour sa survie

L'identification de zones et de types d'habitats où des densités paraissent plus importantes est primordiale pour dresser un plan de conservation d'une espèce. Dans le cas du Sanctuaire, il est certainement plus pressant d'agir pour la protection des lots 3, 4, 1, 2, la



réserve forestière de Pangi et Safoda. Dans le cas de cette ancienne plantation de rotin, il apparaît essentiel pour les populations d'orangs-outans de conserver un corridor de forêt le long de la rivière. Il serait intéressant de mettre en place un site d'étude dans cette zone afin d'évaluer l'impact de la déforestation sur les populations présentes et éventuellement d'intervenir afin de limiter la destruction du milieu.

#### IV.B.2.3. Elle peut être une étude préliminaire à un recensement terrestre ou un suivi éthologique

En apportant des informations concernant la distribution relative des animaux, en fonction des zones, ou des différents types d'habitats, elle permet de posséder des éléments généraux préalables à toute étude de terrain. Elle peut permettre le choix réfléchi d'un site d'étude : choix d'une zone à forte densité, d'une autre zone dont la distribution est différente. Dans le cas du Sanctuaire, en marge du site d'étude intensif établi dans le lot 1, il serait intéressant de commencer une étude dans les lots 3 ou 4. De même, une étude au sein de la plantation de rotin Safoda paraît essentielle actuellement afin d'assurer la protection des populations d'orangs-outans de cette zone. Les tendances concernant la distribution des orangs-outans du Sanctuaire rejoignent les conclusions des interviews menées par le projet. Cette méthode aurait permis de posséder ces informations très rapidement et aurait pu accélérer la mise en place du projet. Cependant, ce travail d'interviews est essentiel afin d'intégrer les communautés à la conservation d'une zone protégée.

## **Conclusion**

L'étude de cette méthode aérienne de recensement s'inscrit, comme toute étude de recensement, dans la problématique générale du Kinabatangan Orang-Utan Conservation Project, qui est de proposer un plan de conservation et de gestion à long terme de l'orang-outan en forêt secondaire. Cette étude a permis de prouver que le Sanctuaire, accueillant vraisemblablement de fortes densités d'orangs-outans est une zone clé à protéger. D'autre part, il a été identifié des variations dans la distribution des animaux en fonction des zones (celles situées en aval en accueillent comparativement plus) et des types d'habitats. Ces résultats sont directement utilisables afin de proposer des recommandations pour un plan de gestion provisoire. Les résultats en terme d'effectifs et de densité absolue ne peuvent pas être interprétables, cette méthode sous-estimant par sa faible détectabilité les nombre de nids présents. La comparaison de transects communs aériens et terrestres n'a pu fournir de corrélation intéressante permettant de corriger ces sous-estimations. Bien plus rapide et moins chère que la méthode terrestre de référence, son étude et ses applications méritent d'être approfondies à l'avenir.

## **Bibliographie**

1. Ancrenaz, M. (1999). Impact of forest disturbance on habitat use by orangutans. Project 6026-97 Research Report, September 1998-August 1999. pp 13
2. Andau, P.M., Hiong, K.L., Sale, J.B. (1994). Translocation of pocketed orang-utans in Sabah. *Oryx*, 28(4) : 263-268
3. Azmi, R. (1996). Conservation of the Kinabatangan floodplain, Sabah : flora, habitats and the role of local village communities. WWF Malaysia Project Report, Kuala Lumpur
4. 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
5. 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
6. 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
7. 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
8. 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
9. Eberhardt, L.L. (1978). Transect methods for populations studies. *J.Wild.Manage.*, 42 : 1-32
10. Fay, J.M., Agnagna, M. (1992). Census of gorillas in northern Republic of Congo. *Am. J. Primatol.*, 27 : 275-284
11. 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
12. Galdikas, B.M.F. (1988). Orangutan diet, range and activity at Tanjung Puting, Central Borneo. *Int. J. Primatol.*, 9(1) : 1-35
13. 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
14. International Union for Conservation of Nature and natural Resources (1972). Red data Book, 1. Morges, Switzerland
15. Johns, A.D. (1985). Selective logging and wildlife conservation in tropical rain forest: problems and recommendations. *Biological Conservation*, 31 : 355-375
16. Johns, A.D., Skorupa, J.P. (1987). Responses of rain forest primates to habitat disturbance : a review. *Int. J. Primatol.*, 8 : 157-191
17. Jolly, G.M. (1969). Sampling methods for aerial censuses of wildlife populations. *E.Afr.agric.For.J.*, 34 (spec.iss.) : 46-49
18. 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
19. 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
20. Lackman-Ancrenaz, I., Ancrenaz, M. (1995). Orangutan Conservation Project : Population status and habitat requirements in multiple-use forests : a field study in the lower Kinabatangan Area, Sabah, Malaysia. Hutan Project Proposal. pp15
21. Lackman-Ancrenaz, I., Ancrenaz, M. (1997). The Kinabatangan Wildlife Sanctuary. Hutan Project Report 1, February 1997. pp 33



22. Lackman-Ancrenaz, I. (1999). Assessing orang-utan populations in logged forests, Sabah, WWF Project Report N° MY 0085.1, July 1999. pp 21
23. Mackinnon, J. (1974). The behavior and ecology of wild orangutans. *Anim. Behav.*, 22 : 3-74
24. 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
25. Marchesi, P., Marchesi, N., Fruth, B., Boesch, C. (1995). Census and distribution of chimpanzees in Côte d'Ivoire. *Primates*, 36(4) : 591-607
26. Murnyak, D.F. (1981). Censusing the gorillas in Kahuzi-Biega National Park. *Biological Conservation*, 21 : 163-176
27. Nadler, R.D. *et al.* (Eds.). The neglected ape, Plenum Press, New York
28. 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
29. 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
30. Payne, J., Davies, G. (1982). A faunal survey of Sabah, Kuala Lumpur : IUCN/WWF Project No 1692. pp214
31. Payne, J. (1987). Surveying orangutan populations by counting nests from a helicopter : a pilot survey in Sabah. *Prim. Conserv.*, 8 : 92-103
32. Payne, J. (1988). Orangutan conservation in Sabah. Unpubl. Report, WWF Malaysia Project No 96/86, WWF International Project No 3759, Kuala Lumpur. pp137
33. Payne, J., Andau, P.M. (1994). Censusing orangutans in Sabah : results and conservation implications. WWF Malaysia Seminar paper, Kuala Lumpur, March 1994. pp11
34. Payne, J., Andau, P.M. (1996). The orangutan in Sabah – an endangered species. The Journal of Wildlife Management and Research, unpublished report. pp12
35. Plumptre, A.J., Reynolds, V. (1996). Censusing chimpanzees in the Budongo Forest, Uganda. *Int.J.Primatol.*, 17(1) : 85-99
36. Rijksen, H.D. (1978). A field study of Sumatran orangutans (*Pongo pygmaeus abelii*, Lesson, 1827). Wageningen : H.Veenman and B.V.Zonen. pp421
37. 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
38. 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
39. Rodman, P.S. (1993). Diversity and consistency in ecology and behaviour. In : Tilson, R., Traylor-Holzer, K., Seal, U. (Eds.). Briefing book of the orangutan population and habitat viability analysis workshop, Medan, Indonesia : 31-51
40. 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
41. Sabah Wildlife Department (1994). Wildlife Management Plan for the lower Kinabatangan basin, Sabah, Malaysia, Kota Kinabalu, pp43
42. 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
43. Sharma, D. (1992). A wildlife survey of the proposed Kinabatangan park, Sabah, WWF Malaysia Project Report, Kuala Lumpur. pp146
44. 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
45. 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

46. 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
47. 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, 18<sup>th</sup>-20<sup>th</sup>
48. 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, 20<sup>th</sup>, Medan, North Sumatra, Indonesia. pp53
49. Tutin, C.E.G, Fernandez, M. (1983). Recensement des gorilles et des chimpanzés du Gabon. CIRMF, Gabon. pp65
50. 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
51. 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
52. 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
53. 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
54. 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
55. 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
56. Whitmore, T.C., Sayer, J.A. (Eds). Tropical Deforestation and Species Extinction. The UICN Forest Conservation Program, Chapman and Hall, London
57. Yeager, C. (Ed.) (1999). Orangutan action plan. Unpublished Report, WWF, CERC, Direktorat Jenderal Perlindungan dan Konservasi Alam. pp34