

Lignes directrices pour de meilleures pratiques en matière d'inventaire et de suivi des populations de grands singes

H. Kühl, F. Maisels, M. Ancrenaz & E.A. Williamson

Série éditée par E.A. Williamson



Document occasionnel de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN No. 36

UICN, Union internationale pour la conservation de la nature

Fondée en 1948, l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) rassemble des Etats, des organismes publics et un large éventail d'organisations non gouvernementales au sein d'une alliance mondiale unique: plus de 1000 membres dans quelque 160 pays.

L'UICN, en tant qu'Union, a pour mission d'influer sur les sociétés du monde entier, de les encourager et de les aider pour qu'elles conservent l'intégrité et la diversité de la nature et veillent à ce que toute utilisation des ressources naturelles soit équitable et écologiquement durable.

Afin de sauvegarder les ressources naturelles aux plans local, régional et mondial, l'UICN s'appuie sur ses membres, réseaux et partenaires, en renforçant leurs capacités et en soutenant les alliances mondiales.

La Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN

La Commission de la sauvegarde des espèces est la plus grande des six commissions bénévoles de l'UICN avec un réseau mondial d'environ 8000 experts. La CSE conseille l'UICN et ses membres sur les nombreux aspects techniques et scientifiques de la conservation des espèces et consacre ses efforts à préserver la diversité biologique. La CSE apporte une contribution notable aux accords internationaux concernant la conservation de la diversité biologique.

Web: www.iucn.org/themes/ssc

Le Programme pour les espèces de l'UICN

Le Programme de l'UICN pour les espèces soutient les activités de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN et de ses groupes de spécialistes, tout en appliquant des initiatives de conservation des espèces au niveau mondial. Il fait partie intégrante du Secrétariat de l'UICN et il est géré depuis le Siège international de l'UICN à Gland, en Suisse. Le Programme pour les espèces comprend plusieurs unités techniques qui se consacrent au commerce des espèces sauvages, à la Liste rouge, aux évaluations de la biodiversité des eaux douces (toutes se trouvent à Cambridge, Royaume-Uni) et à l'initiative d'Évaluation de la biodiversité mondiale (située à Washington, DC États-Unis).

Le Groupe de spécialistes des primates UICN/CSE

Le Groupe de spécialistes des primates (GSP) se préoccupe de la conservation de plus de 630 espèces et sous-espèces de prosimiens, de singes et de grands singes. Il a pour tâches particulières d'effectuer des évaluations des états de conservation, de compiler de plans d'action, d'émettre des recommandations sur des sujets liés à la taxinomie et de publier des informations sur les primates pour les orientations de politiques de l'UICN. Le GSP facilite l'échange d'informations essentielles parmi les primatologues et la communauté professionnelle de la conservation. Russell A. Mittermeier est le Président du GSP, Anthony B. Rylands en est le Vice-président et Liz Williamson est la Coordinatrice de la section sur les grands singes.

Web: www.primates-g.org/

Lignes directrices pour de meilleures pratiques en matière d'inventaire et de suivi des populations de grands singes

H. Kühl, F. Maisels, M. Ancrenaz & E.A. Williamson

Série éditée par E.A. Williamson



La terminologie géographique employée dans cet ouvrage, de même que sa présentation, ne sont en aucune manière l'expression d'une opinion quelconque de la part de l'UICN ou des autres organisations impliquées sur le statut juridique ou l'autorité de quelque pays, territoire ou région que ce soit, ou sur la délimitation de ses frontières. Les opinions exprimées dans cette publication ne reflètent pas nécessairement celles de l'UICN et des autres organisations qui y ont participé.

Publié par: l'UICN, Gland, Suisse.

Ce document fait partie d'une série de lignes directrices pour de meilleures pratiques produite par le groupe de spécialistes des primates UICN/CSE. Série éditée par E.A. Williamson.

Copyright: © 2009 Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources

La reproduction de cette publication à des fins non commerciales, notamment éducatives, est permise sans autorisation écrite préalable du ou des détenteurs des droits d'auteur à condition que la source soit dûment citée.

La reproduction de cette publication pour la revente ou à d'autres fins commerciales est interdite sans autorisation écrite préalable du ou des détenteurs des droits d'auteur.

Citation: H. Kühl, F. Maisels, M. Ancrenaz & E.A. Williamson (2009). Lignes directrices pour de meilleures pratiques en matière d'inventaire et de suivi des populations de grands singes. Gland, Suisse : Groupe de spécialistes des primates de la CSE de l'UICN. 32 pp.

ISBN: 978-2-8317-1134-8

Photo couverture: © Crickette Sanz

Mise en page: Center for Applied Biodiversity Science à Conservation International

Traduction: Fanja Andriamialisoa

Disponibilité: j.lucena@conservation.org; www.primate-sg.org/

Table des matières

Résumé exécutif.....	1
Section 1. Introduction	2
1.1. Présentation	2
1.2. Portée de ces lignes directrices.....	4
1.3. Définition des termes et clarification de la différence entre inventaires et suivi	5
1.4. Objectifs et conception de l'échantillonnage	6
1.5. Quantification de l'abondance des grands singes	7
Section 2. Revue des méthodes d'inventaire des grands singes	8
2.1. Introduction.....	8
2.2. Méthodes d'échantillonnage selon la distance	9
2.3. Méthodes selon la distance — transects en bandes et placettes	12
2.4. Échantillonnage basé sur des indices.....	13
2.5. Inventaires directs et indirects	13
2.6. Méthode basée sur l'occupation de l'habitat.....	19
2.7. Comptages complets	19
2.8. Inventaires selon le marquage-recapture	21
2.9. Estimation du territoire	23
2.10. Techniques d'entretiens	23
2.11. Pertinence des différentes méthodes	25
Arbre décisionnel : Inventaires et suivi — que faire et quand?	25
Remerciements	26
Bibliographie.....	26
Publications citées.....	26
Autres publications utiles.....	29
Annexe I: Contacts et ressources pour des informations et des financements supplémentaires	32
Annexe II: Ressources en ligne de données SIG.....	32

Résumé exécutif

Les menaces qui touchent aujourd'hui les grands singes appellent à des actions immédiates de conservation à tous les niveaux : initiatives locales, stratégies nationales et régionales, conventions internationales et plans d'action. Une estimation préalable de la densité des grands singes est nécessaire pour avoir une base de suivi des impacts de menaces spécifiques et pour évaluer le succès des programmes de conservation.

Ce document présente les approches appliquées aujourd'hui en matière d'inventaires et de suivi des grands singes. Il s'adresse aux biologistes de terrain, aux responsables des aires protégées, aux départements officiels en charge de la faune sauvage et à la communauté de la conservation au sens large. Les Sections 3 à 8 fournissent d'autres informations détaillées relatives à la conception d'un inventaire, aux méthodes de terrain, aux approches analytiques et abordent des considérations pratiques telles que les aspects logistiques et financiers et la rédaction des rapports. Ces sections sont disponibles en ligne et peuvent être téléchargées à l'adresse <http://apes.eva.mpg.de/guidelines.html>.

Ces lignes directrices sont publiées principalement sur Internet pour permettre leur mise à jour continue en fonction des avancées en matière de méthodes de terrain et d'outils statistiques. Il faut garder à l'esprit qu'il n'y a pas de 'meilleure' méthode d'inventaire adaptée à toutes les situations, qui soit à la fois efficace, précise, fiable, simple et peu coûteuse. Nous nous sommes efforcés de fournir des directives concrètes et pratiques en évitant de répéter ce qui a déjà été publié auparavant. Certains textes majeurs publiés par d'autres auteurs, tels que Blake (2005) et White et Edwards (2000) sont disponibles sur <http://apes.eva.mpg.de/documentation.html>. Vous trouverez en fin de document une bibliographie et des listes de ressources et de contacts pour plus d'informations, des sources potentielles de financement (Annexe I) et de données SIG (Annexe II).

La conservation des grands singes sauvages passe par une connaissance détaillée de la taille de leur population, de leur distribution géographique et des évolutions démographiques. Les programmes d'inventaire et de suivi sont conçus de manière à fournir précisément ce type d'informations. Dans l'idéal, les données d'inventaire et de suivi permettraient d'évaluer les sources et les impacts des menaces telles que la chasse, la dégradation et la fragmentation de l'habitat, les maladies et les catastrophes naturelles. Elles devraient aussi permettre d'identifier les zones importantes pour la conservation et d'évaluer l'efficacité des stratégies de protection et de gestion. Dans la réalité cependant, on en sait peu sur l'état de conservation de la majeure partie des populations sauvages de grands singes. Ces animaux ne sont présents qu'en faibles densités sur leurs territoires et se trouvent parfois dans des endroits reculés et difficilement accessibles. Ces facteurs combinés à leur caractère secret rendent particulièrement difficile la mise en œuvre de programmes efficaces d'inventaire et de suivi. Ainsi, les plans d'action publiés ces dernières années sur les grands singes africains et asiatiques ont insisté sur la nécessité d'une détermination correcte



De longues marches en forêt dans des zones reculées sont nécessaires pour procéder à l'inventaire de la plupart des populations de grands singes. Une équipe cherche ici des nids d'orangs-outans en combinant marches de reconnaissance et transects linéaires dans les forêts de Sabah, dans la partie malaysienne de Bornéo.

Photo: © M. Ancrenaz

de l'état de conservation des populations sauvages (ex. Kormos et Boesch 2003; Singleton *et al.* 2004; Tutin *et al.* 2005). L'examen de la distribution et de l'intensité des menaces ainsi que des zones de présence actuelles des grands singes permet d'identifier les sites les plus pertinents pour la création d'aires protégées. On peut également en obtenir des données empiriques pour évaluer les stratégies actuelles de gestion dans les aires protégées et non protégées qui abritent les populations de grands singes. Ces données sont par ailleurs essentielles aux évaluations de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN™, qui doivent être basées sur la taille et l'état exacts de la population.

Section 1. Introduction

1.1. Présentation

Depuis toujours, les biologistes en charge de l'étude des grands singes ont produit des cartes de distribution géographique. Il existe ensuite plusieurs manières d'estimer la taille des populations : par la détermination de la taille la plus probable sur la base de discussions avec des chasseurs ou des exploitants forestiers locaux dans les sites reculés; par des méthodes d'échantillonnage pour obtenir une densité moyenne sur une grande zone ou par un comptage assez précis en partant de l'hypothèse que la plupart des individus dans la zone concernée étaient connus. La plupart du temps, le suivi des grands singes consistait à étudier des groupes cibles à long terme; c'est le cas des chimpanzés de Gombe (Pusey *et al.* 2007) et de Mahale (Nishida *et al.* 2003) ainsi que des gorilles de montagne de Karisoke (Robbins *et al.* 2001). Cependant, il n'est ni possible ni rentable d'habituer et de suivre plusieurs groupes de chaque taxon de grands singes sur une grande superficie.

La perte et la fragmentation de l'habitat des forêts humides s'accéléraient dans les années 1980; il devint évident que la chasse et le massacre illégal avaient un impact lourd et direct sur les grands singes et leur habitat. Préoccupés par cette situation, certains chercheurs ont commencé à envisager d'évaluer la taille de populations entières d'une espèce donnée et de suivre l'évolution de leur distribution et de leur abondance (Ghiglieri 1984; Tutin et Fernandez 1984). L'exploitation industrielle classique du bois représente une menace indirecte majeure pour les grands singes, en altérant leur habitat et surtout en ouvrant un réseau de routes qui facilite l'accès des chasseurs et des agriculteurs dans des zones autrefois isolées (favorisant ainsi la chasse et une perte accrue de l'habitat). Les troubles civils poussent les populations humaines déplacées vers des forêts

Un technicien de terrain mesure la distance perpendiculaire entre un tas de crottes et un transect linéaire au Gabon.

Photo © F. Maisels



reculées et inhabitées. Ces populations perturbent et chassent parfois certaines espèces d'animaux sauvages comme les grands singes (ex. Hart et Mwinyihali 2001; Kalpers 2001). Les troubles civils ont également conduit à une prolifération d'armes automatiques, intensifiant le niveau de la chasse et les manquements à la loi et à l'ordre là où les réglementations de protection de la faune sont souvent les premières à être ignorées.

Aujourd'hui, un réseau d'aires protégées de forêts humides tropicales existe où, du moins en théorie, les grands singes sont légalement protégés de la chasse et les forêts de l'exploitation ou d'autres modifications anthropiques. En théorie, en protégeant à la fois les grands singes et de grandes étendues où l'habitat est en bon état, des populations viables et protégées de grands singes devraient subsister éternellement. Cependant, des études récentes montrent que les maladies infectieuses et les pathogènes émergents posent également des risques importants aux grands singes (Leendertz *et al.* 2006; Köndgen *et al.* 2008). Sur de vastes zones d'Afrique centrale, la fièvre hémorragique Ebola a occasionné un déclin rapide et spectaculaire des populations de gorilles et de chimpanzés en seulement un an (Bermejo *et al.* 2006). Selon les estimations, les populations de grands singes de la région ont diminué de moitié ces 20 dernières années (Walsh *et al.* 2003, 2007). Selon les estimations, même si la chasse et la perte de l'habitat pouvaient être arrêtées aujourd'hui, il faudrait plus d'un siècle pour que les populations de grands singes des régions affectées par Ebola retrouvent leur niveau initial.

Les actions d'inventaire et de suivi ne doivent pas seulement prendre en compte le comportement des grands singes et les variables connues définissant un habitat favorable, mais doivent également rassembler des informations relatives aux menaces importantes pour leur survie à long terme. Plus spécifiquement, il faudrait relever les indices de présence de l'homme et les covariants de la perturbation. Il faudrait également inclure les informations relatives à la localisation des routes et des chemins de fer, les cours d'eau navigables, les installations humaines et les nouveaux schémas agricoles car ces variables ont une influence sur la distribution et la densité des grands singes.

Les grands singes construisent des nids en structures végétales qui peuvent être visibles pendant des semaines ou des mois. L'échantillonnage implique généralement un comptage des nids plutôt que des comptages directs des animaux eux-mêmes. Un important travail a été fourni pour arriver à estimer la taille des populations à partir du nombre de nids qui (i) sont beaucoup plus nombreux que leurs marqueurs (ii) ne s'enfuient pas et (iii) sont plus visibles. Les nids s'accumulent pendant plusieurs mois à un endroit donné. Le comptage de la densité des nids nous permet donc d'estimer la densité de la population avec en hypothèse une vitesse de dégradation donnée sur un site donné à une saison donnée. Par rapport aux observations directes, ces estimations sont moins sensibles aux fluctuations de la densité locale sur une courte durée (dûes à la saisonnalité). Le dénombrement répété des nids a été utilisé depuis 1959 pour le suivi des gorilles de montagne de Virunga. Certaines études ont porté sur des petites populations à l'intérieur et autour d'aires protégées existantes, d'autres ont consisté en inventaires à l'échelle nationale, d'autres encore ont comparé différentes méthodes d'inventaire et de cartographie pour déterminer la méthode la plus précise ou la mieux adaptée à chaque situation.

À ce jour, les inventaires ont été pour la plupart réalisés par comptage des nids dans un objectif spécifique au site concerné. Un bon nombre de ces inventaires ont été réalisés dans le cadre d'un projet de recherche ou d'un programme de suivi d'une aire protégée. Plusieurs grandes zones n'ont fait l'objet que d'un seul inventaire, voire d'aucun, par manque de ressources humaines et financières. Même dans le cas d'inventaires effectués récemment, les résultats peuvent ne pas être assez précis pour détecter une évolution positive ou négative (Plumptre 2000). Traduire le nombre de nids en estimation de la population représente un autre problème majeur. La densité des nids n'est pas corrélée de manière fixe et constante à la densité de grands singes. La vitesse de dégradation varie fortement d'un site à l'autre et d'une saison à l'autre. Dans l'idéal, les inventaires devraient donc comprendre une estimation de la vitesse de dégradation des nids selon la nature du site et la saison. La collecte des données nécessaires à l'estimation de la vitesse de dégradation peut prendre plus d'un an avant de pouvoir effectuer l'inventaire lui-même. Cette collecte est rarement possible lorsqu'il faut procéder à l'inventaire de l'ensemble des sites d'un pays ou d'une région dans un délai et avec un budget limité. Par ailleurs, le simple effort nécessaire pour



Jeune chimpanzé, *Pan troglodytes verus*.

Photo: © K. Hockings

parcourir à pied des grandes étendues sauvages limite la précision et l'exactitude des données d'inventaire et de suivi.

Les données d'inventaire et de suivi des grands singes pour un pays ou pour une espèce ont rarement été centralisées et évaluées en termes de taux de déclin ou d'évolution dans l'aire de distribution géographique actuelle et passée. La plupart des données brutes et des rapports sont dispersés dans des tiroirs, des archives, des disques durs ou des supports vieillissants. La base de données en ligne Ape Populations, Environments and Surveys (A.P.E.S.) (<http://apes.eva.mpg.de>), développée récemment, a pour objectif de centraliser toutes les données d'inventaires, présents et passés, des grands singes. L'analyse de ces données permettra à la communauté de la conservation de détecter les changements de distribution et de nombres de grands singes. Elle permettra également aux agences gouvernementales des pays où vivent les grands singes et aux agences internationales de conservation comme l'UICN une

meilleure prise de décision avec une vision plus complète, au niveau des espèces et des populations, par rapport à l'exploitation d'informations dispersées. Tous les détenteurs de données pertinentes sont encouragés à contacter A.P.E.S. (email apes@eva.mpg.de).

1.2. Portée de ces lignes directrices

Les grands singes vivent en majorité dans des forêts tropicales denses où la visibilité est réduite. Ils sont rarement recensés par observation directe. Dans la plupart des cas, nous devons dépendre des signes ou des indices indirects tels que les nids et les fèces. Le défi consiste à interpréter la fréquence de ces signes dans l'habitat pour déterminer l'abondance des grands singes. Plusieurs méthodes d'inventaire ont été mises au point et sont présentées dans la Section 2.

Les résultats d'inventaires ne peuvent pas être extrapolés d'une région à l'autre car on sait que la densité de grands singes varie fortement même sur des petites échelles spatiales. Le rapport entre le nombre de nids dénombrés à un endroit et le nombre de grands singes construisant ces nids peut être très différent d'un endroit à l'autre compte tenu des variations des facteurs de conversion (production des nids, vitesse de dégradation) ou de l'habitat. Nous devons donc choisir un modèle d'inventaire adéquat qui nous permettrait d'obtenir un échantillon représentatif de la zone qui nous intéresse. La Section 3 (en ligne) aborde la conception des inventaires et fournit quelques exemples.

Dans l'idéal, le temps alloué et les ressources financières disponibles devraient être suffisants pour réaliser un inventaire bien conçu dans la zone concernée. Dans la réalité malheureusement, la plupart des projets ont des budgets et une expertise technique limitée. La Section 4 (en ligne) aborde les aspects financiers et administratifs des projets d'inventaire et de suivi.

Le syndrome de «garbage in, garbage out» (erreur à l'entrée, erreur à la sortie) s'applique aux inventaires de grands singes. Si les données collectées ne sont pas de bonne qualité, ou si l'échantillonnage n'est pas représentatif de la zone concernée, l'analyse et l'interprétation des données poseront problème. La procédure d'inventaire devrait respecter un schéma et des protocoles de terrain rigoureux pour garantir la cohérence et la qualité des données. D'autres détails se trouvent en ligne dans la Section 5 (Aspects de terrain : logistique et protocoles de collecte des données) et dans la Section 6 (Formation).

L'analyse des données est un élément fondamental de tout projet d'inventaire et de suivi (Section 7 en ligne). Plusieurs procédures analytiques et logiciels ont été mis au point. Pendant la phase de préparation de l'inventaire, il est conseillé de consulter un statisticien professionnel qui a l'expérience des inventaires et du suivi de la faune sauvage.

Les inventaires sont souvent réalisés dans le cadre d'un projet spécifique et s'achèvent par un rapport ou une publication finale. D'autres sont effectués dans le cadre d'un programme de suivi d'une aire protégée. Les données obtenues sont précieuses et nécessaires à l'analyse de l'évolution des

populations. L'archivage est donc un aspect important qui est abordé dans la Section 8 (Rapports standard, en ligne).

1.3. Définition des termes et clarification de la différence entre inventaires et suivi

Les schémas de comportement et de déplacement des populations de grands singes sont très variables dans le temps et dans l'espace. Les populations peuvent réagir à des changements saisonniers d'abondance ou de dispersion des ressources en adoptant différents schémas de regroupement et/ou d'utilisation de leur territoire, en changeant d'habitat et/ou en modifiant leurs modes d'activité (Wich *et al.* 2004). Elles laissent des traces - nids, fèces ou restes de nourriture- qui se décomposent à des différentes vitesses selon la période de l'année, généralement en fonction des pluies et de l'intensité de l'activité des insectes, en particulier dans le cas des fèces (Ancrenaz *et al.* 2004a). Les grands singes se comportent de manière plus discrète à certaines périodes et adaptent leur comportement en fonction des menaces persistantes comme la chasse. Sur une longue durée, la densité (nombre d'individus par unité de surface) peut varier sur la base de facteurs naturels ou anthropogéniques, ce qui complique l'estimation de l'abondance des grands singes.

Inventaires : produire des estimations de référence de l'abondance

Les inventaires fournissent des informations de référence sur la distribution et la taille des populations. Il s'agit ici d'évaluer la situation à un moment donné, contrairement aux programmes de suivi qui surveillent l'évolution de la situation par rapport à un objectif. A cause de contraintes logistiques, financières ou de temps, les inventaires des grands singes ne peuvent parfois fournir que des indications d'abondance (taux de rencontre de groupes de nids par exemple) au lieu d'une estimation de la taille totale de la population. Différentes approches d'inventaire, adaptées à différentes situations, existent (voir Section 1.4).

Compte tenu des contraintes pratiques et budgétaires, il faut trouver un compromis entre les résultats idéaux et ce qui est possible à réaliser. L'idéal serait d'avoir des estimations exactes et précises de toutes les populations de grands singes, permettant une prise de décision parfaitement fondée en matière de gestion et de conservation (état d'une population donnée ou valeur d'un endroit donné pour la protection d'une sous-population). Cependant, compte tenu des contraintes, les programmes d'inventaire et de suivi ne peuvent parfois estimer que des indices d'abondance relative (voir ci-dessous). Souvent, et surtout en dehors des aires protégées, de telles contraintes peuvent signifier qu'aucune action complémentaire ne sera prise après la réalisation de l'inventaire. L'abondance relative fournit des informations utiles sur la distribution spatiale et la taille de la population (Greenwood 1996) et peut constituer une référence pour un éventuel programme de suivi. Cependant, des références sur l'abondance absolue (si possible) sont plus utiles. Les inventaires sont également importants pour le développement de réseaux d'aires protégées, la délimitation de réserves ou de corridors reliant des populations isolées, et la prise de décision quant aux endroits où investir du temps et des efforts pour des activités de protection et de recherche.

Suivi : détection des changements de la population

Le suivi fait référence à l'inventaire régulier et périodique d'une population dans l'espace et dans le temps. Les programmes de suivi peuvent être mis en œuvre pour détecter simplement des changements sur le temps de la taille d'une population. Dans l'idéal, un objectif de taille, de distribution et de densité est prédéfini pour pouvoir évaluer le progrès effectué et mettre en œuvre des actions de gestion en réponse aux problèmes identifiés. Les interventions peuvent être réalisées à court terme pour faire face aux menaces immédiates associées au déclin de la population (patrouilles anti-braconnage par exemple) ou à long terme, pour atténuer les menaces en se basant sur l'analyse des tendances longitudinales de l'état de la population et des menaces. L'analyse des menaces peut se baser sur une connaissance plus sophistiquée des facteurs influençant la densité des populations et contribuer de manière optimale aux stratégies de gestion de la conservation.

Le suivi de la population contribue à améliorer notre connaissance sur l'impact des menaces comme la chasse et les maladies, sur les effets de l'exploitation forestière, de la dégradation et/ou de la fragmentation de l'habitat ou des activités touristiques. Le suivi permet de fournir des informations préliminaires sur l'écologie des grands singes et sur leurs réactions face à des facteurs spécifiques de perturbation. Compte tenu de la lente capacité de reproduction de ces animaux,

les inventaires devraient être répétés tous les un à cinq ans. Cependant, il n'y a pas de règle générale quant à la fréquence des inventaires qui dépend de l'espèce concernée, de la situation d'une population donnée et de l'intensité des menaces. Des intervalles plus courts entre les inventaires sont préférables pour obtenir les informations nécessaires à une analyse de séries temporelles, mais c'est souvent impossible pour raisons de coût et de personnel. La variance des estimations de chaque inventaire devrait être suffisamment faible pour pouvoir détecter des changements importants sur le temps.

Dans l'idéal, les programmes de suivi des grands mammifères et des impacts de l'homme devraient inclure des inventaires réguliers. La conception et le calendrier devraient permettre une détection facile et rapide des changements. Les responsables seront ainsi informés de la distribution spatiale et de l'abondance de l'espèce concernée ainsi que de la variation de ces paramètres dans le temps et dans l'espace - à la fois sur une base saisonnière et à long terme. C'est important pour obtenir des informations sur les sources, la distribution et l'intensité des menaces (même si souvent, les menaces sont déterminées précisément par un suivi complémentaire de l'application des lois). Les données obtenues par les deux types de suivi (biologique et application des lois) peuvent être utilisées pour orienter les actions de conservation (gestion adaptative) et pour évaluer le succès ou l'échec des stratégies de gestion. Nous apportons ici des éléments pour aider les responsables à choisir des méthodes rentables pour ces aspects essentiels.

1.4. Objectifs et conception de l'échantillonnage

Différents objectifs nécessitent différentes approches d'échantillonnage. Il n'y a pas un seul mode d'échantillonnage répondant à toutes les questions relatives à l'état d'une population (plus de détails dans la Section 2). Il faut absolument choisir le mode d'échantillonnage et les procédures statistiques les mieux adaptés à l'analyse et au traitement de données avant de lancer un inventaire ou un programme de suivi. Il est tout aussi important d'être formé aux méthodes de terrain prévues. Il faudrait effectuer une étude pilote non seulement pour former le personnel, mais également pour obtenir des données sur la variance des taux de rencontre (nombre d'objets rencontrés par unité d'échantillonnage, ex. groupes de nids par kilomètre parcouru). L'effort total d'échantillonnage (nombre d'unités d'échantillonnage à visiter et/ou nombre total d'objets à compter) dépendra du taux de rencontre et de sa variation. Sans définition précise des objectifs et du schéma d'inventaire, les résultats seront au mieux non-concluants et au pire inexacts et trompeurs. La première étape de tout inventaire ou suivi devrait être une identification précise des objectifs de l'étude, du modèle d'échantillonnage et du protocole d'analyse avant l'initiation des activités sur le terrain.

On distingue trois grandes catégories d'informations à collecter par échantillonnage ou recensement. Ces catégories sont présentées ci-dessous par ordre de complexité croissante.

La distribution est généralement l'information la plus facile et la moins chère à obtenir

Objectif : Déterminer la présence, le territoire et la distribution d'une espèce donnée.

Ces inventaires vont d'une collecte d'indications simples de présence/absence à une mesure de la densité relative par unité de surface. Ils servent également à collecter des informations localisées sur les sources de menace et les préférences en habitat de l'espèce considérée. Les méthodes d'étude de la distribution sont les marches de reconnaissance (Walsh et White 1999) et l'analyse de l'occupation de l'habitat (MacKenzie et Royle 2005). Dans certains cas, l'analyse de l'occupation de l'habitat peut être également appliquée pour estimer l'abondance (ex. Royle et Nichols 2003).

Avantages : Facile à réaliser; l'analyse de données ne demande ni un personnel très qualifié ni un niveau d'expertise élevé. Moins cher et plus rapide à réaliser par rapport aux estimations de densité. Ces types d'inventaire peuvent contribuer à l'identification d'habitats ou de sites clés pour la conservation d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, ou d'un type d'habitat important dans lequel la présence de l'espèce est connue (McGraw 1998; van Krunkelsven *et al.* 2000).

Inconvénients : Certaines méthodes sont sensibles aux différences d'un observateur à l'autre et à la variation de l'habitat ou de la détectabilité de l'espèce en fonction des saisons. Elles ne fournissent pas d'estimations absolues de la population.

Estimation de l'abondance

Objectif : Obtenir une estimation de la taille totale de la population pour une zone donnée

L'abondance est estimée par un échantillonnage d'un sous-ensemble de la population considérée. La méthode standard actuelle dans le cas des grands singes consiste à dénombrer les nids par échantillonnage selon la distance en utilisant un transect linéaire. La taille de la population totale dans la zone prédéterminée est ensuite estimée par extrapolation à partir de l'échantillon. La principale hypothèse est celle de la représentativité de l'échantillon pour toute la zone, notamment en ce qui concerne les menaces, la topographie, la végétation et l'altitude.

Avantages : Lorsqu'il est réalisé correctement, cet inventaire apporte plus d'informations sur le statut de la population de grands singes que la simple indication de présence/absence.

Inconvénients : Plus coûteux et nécessite plus de personnel par rapport à la détection de la présence/absence. Nécessite un niveau de formation plus élevé en collecte et en analyse des données.

Dénombrement total de la population (recensement)

Objectif : Dénombrer tous les individus présents à un moment donné à un endroit donné.

Avantages : Apporte beaucoup d'informations et très précis si on respecte l'hypothèse selon laquelle tous les individus présents sont comptés une fois et aucun individu n'est compté deux fois.

Inconvénients : Rarement possible avec les grands singes et précision incertaine car cette méthode est basée sur une hypothèse de dénombrement exhaustif. On ne peut pas être certain de ne pas avoir raté certains animaux ou d'avoir compté certains individus deux fois.

En apportant des informations sur l'évolution de la population et sur l'impact de l'homme, chacune de ces méthodes d'inventaire peut servir à évaluer les changements à apporter aux réponses de gestion des responsables. Cependant, le niveau de précision est différent dans chaque cas. Le suivi de l'évolution d'une population ne nécessite pas forcément d'avoir une idée de la taille ou de la densité de celle-ci. Les indices d'abondance des grands singes, tels que le taux de rencontre de nids par kilomètre parcouru ou la densité des nids, peuvent être utilisés dans certaines conditions sans être traduits en nombre d'individus. Cependant, il faut faire très attention car la probabilité de détection et la dégradation de l'indice peuvent varier de manière saisonnière et/ou selon le niveau des précipitations.

1.5. Quantification de l'abondance des grands singes

Les types d'informations et de variables à relever sur le terrain dépendent de manière évidente des objectifs de l'inventaire. Les méthodes doivent être standardisées avant le démarrage du travail sur le terrain pour garantir la qualité des données. Il faudrait essayer de formater les données par rapport à d'autres sites/projets/inventaires pour pouvoir les comparer. D'autres sections de ce manuel présentent les variables en détail mais nous les présentons brièvement ici. Les paramètres à mesurer lors des inventaires des grands singes peuvent être divisés en quatre catégories : les indices laissés par les grands singes, les signes associés à l'homme, les facteurs descriptifs de l'habitat et les facteurs climatiques.

Les grands singes et les indices associés

Les indicateurs de présence et d'abondance des grands singes comprennent les observations directes, les nids, les fèces, les restes de nourriture, les outils, les empreintes, les vocalisations, les carcasses ainsi que les informations orales récoltées auprès des populations locales. Ces variables peuvent être collectées par différentes méthodes en fonction des objectifs de l'inventaire. Les détails sont présentés dans les sections suivantes. Il faut garder à l'esprit que l'étude devrait être prolongée et/ou l'inventaire répété pour parvenir à une conclusion d'absence d'une espèce (Ross et Neeve 2003). La modélisation de l'occupation fournit un niveau de la probabilité de présence d'une espèce, même pour des sites sans indice de présence détecté (MacKenzie et Royle 2005).

Signes associés à l'homme

Le type, la distribution et l'intensité des activités humaines qui affectent les grands singes et leurs habitats doivent être quantifiés pour évaluer leur impact sur la taille et sur la distribution spatiale des populations de grands singes et pour examiner la possibilité d'une gestion efficace de ces zones dans un objectif d'amélioration des perspectives de survie de ces espèces.

Type de végétation et caractéristiques géographiques

Le type de végétation est un facteur important de détermination de la distribution et de l'abondance de nourriture et d'abris. Par ailleurs, l'abondance et la distribution de prédateurs (homme y compris) dépendent en partie de la végétation. La topographie et la quantité de barrières naturelles sont également des facteurs clés.

La végétation peut être décrite de manière qualitative et quantitative. La description qualitative porte sur les principales caractéristiques observées sur le terrain - par exemple un marécage à *Raphia* ou une forêt mixte *de terre ferme*. Une évaluation quantitative associe des valeurs numériques à chaque caractéristique (par exemple : une pente de 20%) ou indique le pourcentage de composition botanique des différents types d'habitat. La sélection des variables à prendre en compte lors du travail de terrain sera déterminée par les objectifs de l'inventaire, le temps disponible, les capacités des intervenants, la superficie de l'aire d'étude et le niveau de connaissance sur la zone d'intervention.

Facteurs climatiques

Il est parfois nécessaire d'avoir des informations sur la température, l'humidité et les précipitations pour interpréter la distribution de la population. Ces facteurs ont probablement un impact maximal lorsqu'ils déterminent les types de végétation et leur niveau de productivité et par conséquent le nombre de grands singes que l'habitat peut abriter. Ils auront certainement une influence sur la présence et la prévalence des maladies ainsi que sur les activités humaines. Les facteurs climatiques ont également un impact sur les vitesses de dégradation des nids, des fèces et d'autres signes.

Classification de l'utilisation des terres

Le statut administratif des sites (aire protégée, concession minière ou exploitation forestière etc.) où l'on trouve des indices associés aux grands singes devrait être noté car plus de 80% de l'habitat des grands singes se trouve en-dehors des aires protégées.

Section 2. Revue des méthodes d'inventaire des grands singes

2.1. Introduction

Cette section présente les diverses méthodes d'inventaire et de suivi des populations de grands singes. Les méthodes les plus communes consistent à suivre des groupes cibles et à compter les nids sur des transects. Nous abordons également des méthodes moins fréquentes telles que les comptages entiers et des techniques récentes telles que les inventaires en hélicoptère. Cette section se termine par un résumé d'avancées potentielles, tels que les inventaires génétiques ou par vidéosurveillance de capture-marquage-recapture qui ont été utilisés avec succès pour d'autres grands mammifères. La plupart des méthodes d'inventaires ont fait l'objet de nombreuses publications; nous encourageons le lecteur à obtenir plus de détails sur ces méthodes en exploitant la bibliographie à la fin de ce document.

Il faut clairement définir les objectifs de l'inventaire. Souhaitons-nous connaître la distribution spatiale des grands singes sur un site donné ou le nombre d'individus d'une population donnée? Sommes-nous plus intéressés par l'évolution temporelle de la population et les causes de cette évolution, ou par les facteurs à la source des gradients de densité de la population? Toutes les méthodes d'inventaire ne peuvent répondre à toutes ces questions. Selon l'objectif de l'inventaire,

il faut appliquer des approches précises (Tableau 1) et sélectionner le modèle et les données à collecter (Encart 1).

2.2. Méthodes d'échantillonnage selon la distance

Aujourd'hui, l'approche la plus commune est l'échantillonnage selon la distance, une méthode qui a été décrite en détail (Buckland *et al.* 1993, 2001, 2004). L'échantillonnage selon la distance se base sur la détection le long de transects prédéfinis soit des animaux eux-mêmes soit des indices de leur présence comme les nids ou les fèces.

Pour cette méthode, les observateurs suivent une série de transects linéaires ou couvrent un ensemble de points-transects. Dans chaque cas de figure, l'information (la distance perpendiculaire, la distance radiale d'observation et l'angle ou seulement la distance radiale pour les points-transects) est collectée pour calculer la distance la plus courte entre la ligne ou le point et les objets d'intérêt (animaux individuels, groupes d'animaux, nids, etc.). On ne présume pas que tous les objets soient détectés, à l'exception de ceux qui se trouvent sur la ligne ou sur le point central. Cette méthode est particulièrement utile dans les habitats forestiers où la visibilité est réduite et où la probabilité de détection d'un objet diminue rapidement en fonction de l'éloignement de l'observateur. L'échantillonnage selon la distance utilise des outils statistiques pour estimer la diminution de la probabilité de détection en fonction de l'éloignement de l'observateur et en déduit l'abondance réelle de l'objet (Whitesides *et al.* 1988; Buckland *et al.* 1993, 2001, 2004). La probabilité de détection est modélisée comme une fonction des distances observées et combinée ensuite au taux de rencontre (et à la taille estimée du groupe, si l'unité d'observation est le groupe) pour calculer la densité et l'abondance des objets d'intérêt dans la zone d'étude. Tant qu'un échantillon aléatoire est obtenu

Encart 1. Décisions à prendre pour préparer l'inventaire de grands singes

Selon l'objectif de l'inventaire, il faut déterminer:

- 1) **Les objets à recenser** : nids, fèces, signes d'alimentation, empreintes, individus, ADN, vocalisations
- 2) **L'approche d'inventaire** : ex. transects, marches de reconnaissance, placettes, comptage complet, inventaire aérien, capture-marquage-recapture.
- 3) **Les variables auxiliaires**: ex. vitesse de dégradation des nids, vitesse de dépôt/construction, taille du groupe.

Tableau 1. Liste des méthodes d'inventaire

Méthode	Objectifs	Avantages/inconvénients	Section
Echantillonnage selon la distance	Présence/Absence Distribution Densité et abondance	Bien développée, solide, la méthode standard d'inventaire des grands singes actuellement	2.2
Méthodes liées à la distance	Présence/Absence Distribution Abondance	Facilement applicables, ont tendance à biaiser les résultats si elles ne sont pas correctement appliquées	2.3
Méthodes selon les indices	Présence/Absence Distribution Index d'abondance	Facilement applicables, ont tendance à biaiser les résultats si elles ne sont pas correctement appliquées	2.4
Méthodes selon l'occupation de l'habitat	Présence/Absence Distribution Abondance	Ne sont pas encore appliquées aux inventaires de grands singes	2.6
Comptages complets	Distribution Abondance	Ne sont que rarement réalisables, les hypothèses essentielles de base sont facilement violées	2.7
Capture-recapture	Abondance	A cause du comportement territorial des grands singes, il faut affiner cette méthode	2.8
Inventaires génétiques	(Minimum) Abondance Structure de la population	Très précis en théorie. Les méthodes pour les grands singes sont en cours de développement; important niveau d'expertise nécessaire	2.8
Piégeage photographique	Présence/Absence Distribution Abondance Structure de la population	Fort potentiel, méthodes en cours de développement	2.8
Estimation du territoire	Abondance	Rarement utilisée, la méthode doit être approfondie	2.9
Techniques d'entretiens	Présence/Absence	Fournit rapidement des informations sur la présence des grands singes sur de grandes zones Résultats souvent inexacts	2.10

Encart 2. Hypothèses essentielles sous-jacentes à la théorie de l'échantillonnage selon la distance

- 1) Les transects linéaires ou les points-transects sont situés de manière aléatoire par rapport à la distribution des animaux ou des objets cibles.
- 2) Tous les animaux ou les objets situés directement sur ou au-dessus de la ligne ou du point doivent être détectés.
- 3) La distance à laquelle se trouvent les animaux est relevée à leur position initiale, avant qu'ils ne s'éloignent ou ne se rapprochent de l'observateur.
- 4) Les observations sont des événements indépendants.
- 5) Les distances et/ou les angles sont mesurés avec exactitude et précision.

par un inventaire bien conçu, et tant que le nombre d'objets et la distance entre la position initiale d'un objet et un point ou une ligne sont relevés correctement, on peut obtenir des estimations fiables de densité, même si un certain nombre d'objets situés loin de l'observateur n'est pas détecté. C'est un aspect essentiel de la théorie de l'échantillonnage selon la distance.

Principales hypothèses de l'échantillonnage selon la distance

Les principales hypothèses de cette méthode (Buckland *et al.* 2001) sont présentées dans l'Encart 2. Les inventaires doivent être conçus et réalisés par des personnes qui ont l'expérience de cette méthodologie (voir Section 3 Conception des inventaires, en ligne). Si les inventaires sont mal conçus et les distances incorrectement mesurées, les estimations de la densité seront inexactes. Les lignes ou les points doivent être placés de façon aléatoire ou systématique avec un point de départ aléatoire. Si les transects sont placés le long de routes ou de sentiers existants utilisés par l'homme, la densité ne sera pas correctement estimée car la présence de l'homme a probablement un impact sur l'abondance des grands singes. L'habitat ne sera pas non plus échantillonné de manière représentative si les transects

sont établis le long de routes ou de sentiers non utilisés : les routes et les sentiers se trouvent souvent sur des arêtes ou le long de cours d'eau et les choisir comme bases de transects reviendrait à sur-échantillonner ou à sous-échantillonner certains habitats. Par ailleurs, les routes sont généralement flanquées d'un corridor de végétation secondaire héliophile, un habitat relativement rare dans la matrice forestière et un des habitats préférés de certains grands singes (les gorilles par exemple).

Il ne faut pas supposer que tous les objets situés sur le transect linéaire et au-dessus ont été détectés, sous peine d'avoir une estimation très biaisée. Certains objets (en particulier les nids) peuvent être indétectables même s'ils sont directement au-dessus de l'observateur; la densité réelle sera ainsi sous-estimée (voir van Schaik *et al.* 2005). Après avoir détecté les objets d'intérêt situés sur ou au-dessus de la ligne ou du point, il faut mesurer la distance avec précision avant que l'objet ne bouge en réaction à l'observateur. Si les observations ne sont pas des événements indépendants, l'estimation de la densité ne sera pas biaisée mais celle de la variance en sera altérée. Ainsi, pour les animaux ou les objets qui se présentent en groupes (grands singes ou sites de nids), le groupe est l'unité d'observation privilégiée et l'information à collecter sera la distance par rapport au centre du groupe.

Sur la base de ces hypothèses de conception et de réalisation des inventaires de terrain, le logiciel DISTANCE (Thomas *et al.* 2006), qui est téléchargeable gratuitement, est généralement utilisé pour les inventaires et l'analyse des données (pour cadrer à une fonction de détection et estimer la densité et la variance de l'échantillonnage). Pour plus de détails, voir la Section 7 Analyse des données (en ligne) et pour obtenir le logiciel et d'autres informations, consulter : <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

Autres facteurs à prendre en compte pour l'échantillonnage selon la distance

Efficacité de l'observateur : Plusieurs études ont montré que l'expérience a un impact sur la détection d'objets (ex. détection de nids : van Schaik *et al.* 2005). La qualité des observateurs dépend de plusieurs facteurs : a) *La capacité individuelle à détecter les objets* : les caractéristiques individuelles en matière de vision, d'ouïe, de taille et d'effort auront un impact sur le nombre de nids trouvés. Cependant, l'échantillonnage selon la distance modélise la probabilité de détection; garder les mêmes observateurs individuels ou des observateurs ayant des qualifications similaires pendant tout le cycle d'inventaire permettra d'éliminer ce premier problème; b) *La fatigue* : il est important de limiter la durée des sessions d'inventaire. Si les observateurs se sentent fatigués, ils détecteront moins d'objets et introduiront une variabilité supplémentaire dans le processus; c) *La concentration* : Le recensement de trop de types d'objets (par exemple pour l'inventaire de

plusieurs espèces) aura certainement un impact sur la probabilité de détection et sur la qualité des données (précision des mesures de distance par exemple); en bref, il ne faut pas essayer de chercher trop de choses en même temps. En principe, un observateur devrait regarder en l'air pour trouver les nids dans les arbres et un autre par terre pour les nids à même le sol (le cas échéant) et pour d'autres indices comme les fèces, les empreintes ou les traces d'activités humaines.

Environnement : les variables environnementales et la saisonnalité déterminent certainement le nombre d'objets détectés en influençant les taux de rencontre, le processus de détection, voire la taille des groupes : ces facteurs environnementaux sont le climat (vent, pluies, luminosité, ensoleillement), la structure et la composition forestière, la hauteur de la forêt etc. (Bibby et Buckland 1987). Les caractéristiques physiques de la zone d'étude ont également un impact sur la capacité des observateurs à détecter les individus, les signes et autres indices : des conditions rigoureuses (endroits escarpés, marais, rivières, végétation dense) entraveront le processus de détection ou modifieront les taux de rencontre. Cependant, si ces facteurs sont notés pour chaque objet détecté, ils peuvent servir de covariants lors des analyses. De manière similaire, noter les variables qui ont une influence probable sur les taux de rencontre (changements de type d'habitat par exemple) permet de stratifier ces variables lors de l'analyse.

Une taille d'échantillon adéquate : Au moins 60 à 80 observations sont nécessaires pour respecter les contraintes de base de l'échantillonnage selon la distance. Cependant, il faut un nombre d'échantillons bien plus important pour estimer correctement d'autres valeurs essentielles à l'évaluation de la densité et de la taille des populations (voir en ligne la Section 3 - Conception des inventaires et la Section 7 - Analyse des données). Dans les zones à faible densité d'objets (groupes de nids, individus), cette quantité minimale d'observations peut être difficile à respecter sans un effort important consacré à l'inventaire. Les groupes de nids étant souvent rassemblés dans un habitat approprié, il est important de déterminer une longueur de transect suffisante qui permette de réduire la probabilité de l'absence de nids sur un transect donné. Pour déterminer cette longueur, on peut examiner les informations existantes sur le site ou celles obtenues grâce à une étude pilote.

Echantillonnage selon la distance sur les transects linéaires

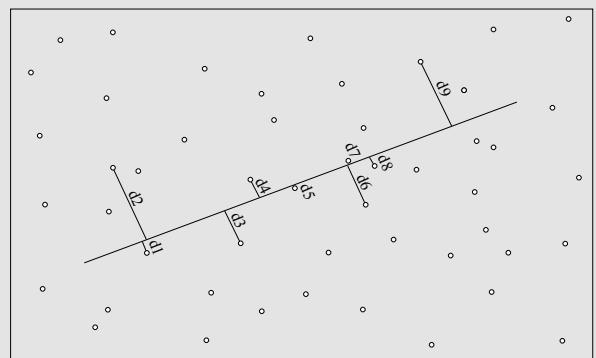
Le transect linéaire est une méthode sans placette : les observateurs se déplacent le long de lignes droites d'une longueur connue, tracées de manière aléatoire ou systématique dans la zone d'étude (voir Encart 3). La zone échantillonnée le long du transect linéaire est la zone hypothétique de détection probable de tous les indices ou animaux. Cette surface est égale à $2L\mu$ où L est la longueur totale du transect et μ la largeur de la bande au-delà de laquelle le nombre d'objets détectés est égal au nombre d'objets non-détectés en deçà de cette limite. μ est appelé largeur effective et est déterminée par le logiciel Distance.

Pour estimer μ , il faut relever précisément les distances perpendiculaires par rapport aux objets cibles détectés sur un transect linéaire. Parfois, pour respecter les hypothèses de l'échantillonnage selon la distance, on relève plutôt la distance d'observation/radiale et l'angle (pour éventuellement calculer la distance perpendiculaire), en particulier lorsqu'il s'agit d'animaux vivants. Pour les méthodes qui utilisent les distances d'observation, il faut aussi connaître l'angle d'observation pour calculer la distance perpendiculaire et estimer la densité (discuté dans Hayes et Buckland 1983). Il est généralement reconnu que la méthode utilisant la distance d'observation et l'angle est statistiquement invalide par rapport à la méthode utilisant la distance perpendiculaire (par exemple, Plumptre et Cox 2006).

Les distances perpendiculaires peuvent être mesurées (ou estimées) directement (données non groupées) ou placées dans des catégories de distance appropriées (données groupées). Cette dernière option n'est considérée valable que lorsqu'il est impossible d'obtenir des distances exactes; en effet, le regroupement

Encart 3. Inventaire sur un transect linéaire

Un seul transect linéaire est représenté. Les cercles représentent les objets cibles distribués dans la zone entourant le transect. La distance perpendiculaire des neuf objets détectés est indiquée par $d_1, d_2 \dots d_8$ (voir Buckland *et al.* 2001).



Encart 4. Inventaire aérien de nids d'orangs-outans à Sabah au nord-est de Bornéo

Les inventaires à Sabah ont été réalisés à partir d'un petit appareil Bell 206 Jet Ranger, volant à une vitesse et à une altitude constante (70 km/h et 60–80 m au-dessus de la canopée). Une méthode systématique de stratification utilisant des transects linéaires parallèles et équidistants a été développée. La position de la première ligne a été choisie de façon aléatoire (voir Ancrenaz *et al.* 2005 pour les détails).

La capacité de détection des nids à partir d'un hélicoptère ou d'un petit avion dépend fortement de la structure de la canopée et des aptitudes de l'observateur. Dans l'idéal, il faudrait modéliser spécifiquement l'estimation des densités de nids à partir des indices aériens, pour différents types d'habitat et pour différents niveaux d'aptitude d'observation. Avant de développer ces modèles, il faut valider un modèle de référence sur le terrain dans les différents types d'habitat et déterminer le cas échéant des facteurs de correction spécifiques à l'habitat. Des caméras vidéo fixés sur chaque côté de l'appareil peuvent enregistrer toutes les observations. Ces enregistrements peuvent ensuite être analysés attentivement après le vol.

Le relevé des distances par rapport aux nids n'est pas réalisable à partir de transects linéaires aériens. On ne peut donc pas directement en déduire des estimations de densité des nids, mais plutôt des taux de rencontre. Les inventaires aériens sont réalisés conjointement avec une étape de pré-calibrage sur la base d'inventaires terrestres de nids pour obtenir des estimations plus classiques de la densité de nids d'orangs-outans. Ce modèle a été appliqué à toutes les forêts de l'Etat de Sabah pour lesquelles seules des données aériennes étaient disponibles. À l'avenir, un regroupement par intervalle de distance d'un côté ou de l'autre de l'appareil des observations de nids peut être réalisable pour faciliter l'estimation de la probabilité de détection.

des données restreint fortement les options d'analyse. Une fois les données exactes de distance collectées, on peut toujours opter pour un regroupement pour résoudre les problèmes de mesure; les données exactes de distance offrent donc plus de flexibilité pour l'analyse.

Observation aérienne sur des transects linéaires

À Sabah (au nord-est de Bornéo), des inventaires aériens de nids d'orangs-outans sur des transects linéaires ont été réalisés (Ancrenaz *et al.* 2005). Une observation aérienne permet d'échantillonner une surface beaucoup plus importante par unité de temps. Par rapport aux inventaires terrestres classiques, l'inventaire aérien permet également d'étudier des zones reculées et difficilement accessibles par voie terrestre et de réduire le temps et l'effort humain consacrés à l'inventaire (Caughley 1974; Ancrenaz *et al.* 2004b). L'utilité d'un inventaire aérien dépend de la proportion d'objets cibles que les observateurs peuvent détecter avec précision d'en haut; si cette proportion est beaucoup plus faible que 100%, il faudrait appliquer des méthodes correctives (voir Encart 4).

Un inventaire aérien des nids est probablement peu utile en Afrique car les grands singes africains nichent plus bas voire sur le sol forestier et les nids sont dissimulés par la canopée. Il peut être également impossible de distinguer de haut les nids de gorilles de ceux des chimpanzés dans les zones où les deux espèces sont sympatriques. Un inventaire aérien peut cependant être utile pour déterminer la distribution et l'abondance relative des populations dans les paysages ouverts tels que les mosaïques de savane en Afrique de l'Ouest.

Echantillonnage selon la distance sur des points-transects

Le point-transect peut être envisagé comme étant un transect linéaire d'une longueur ramenée à zéro. L'étude porte sur une série de points et on mesure la distance radiale entre les objets détectés et le point central (voir Encart 5). En pratique, la série de points se trouve le long d'une ligne droite. Pour les points-transects, seule la zone au point central peut avoir une probabilité de détection égale à 1. La surface étudiée sur les

points-transects est $A = \pi r^2$, où r est le radius effectif estimé.

2.3. Méthodes selon la distance — transects en bandes et placettes

Les transects en bandes permettent un comptage total sur un rectangle (ou quadrat) donné, de longueur et de largeur, et donc de superficie, connues. Aucune distance n'est mesurée lors de l'échantillonnage des bandes mais cette méthode exige que tous les objets situés sur le quadrat soient détectés. Dans le cas des grands singes, il est fort probable que cette hypothèse ne soit pas respectée, en particulier en forêt car l'observateur ne se déplace qu'au milieu de la bande et peut rater des objets situés en bordure et sous-estimer ainsi la densité réelle (voir Vincent *et al.* 1996). Par conséquent, une approche modifiée a été utilisée pour l'inventaire des nids d'orangs-outans dans une forêt marécageuse de Bornéo : des placettes circulaires ou selon un diagramme en boîte ont été placées de manière aléatoire sur une carte et délimitées en forêt. Leurs frontières ont été clairement marquées et les placettes ont été recensées en profondeur pour y dénombrer tous les objets. Cette approche est basée sur une théorie d'échantillonnage de population finie (Cochran 1977) qui suppose que la taille exacte de l'aire d'étude soit connue d'avance et tous les objets sur l'aire échantillonnée soient détectés. L'inventaire des placettes a permis d'estimer une densité des nids bien supérieure à celle estimée par transect linéaire, et cette estimation était proche de

la densité réelle estimée selon d'autres approches (van Schaik *et al.* 2005).

2.4. Échantillonnage basé sur des indices

Cette méthode produit des taux de rencontre qui sont supposés être proportionnels aux densités réelles et qui sont souvent plus faciles à obtenir que les estimations de densité. Cependant, ces indices peuvent traduire la variance de facteurs autres que la densité. Ils peuvent également refléter des différences de probabilité de détection selon les observateurs et les types de végétation, ou la variation des taux de production, de détérioration et de regroupement de nids ou de fèces. Il faut examiner attentivement les sources possibles de variation lors de l'utilisation de ces indices et mettre en place des contrôles pour interpréter et réduire ces variations, par exemple en mettant en graphique le nombre cumulatif des observations par distance unitaire et en poursuivant l'échantillonnage jusqu'à ce que la courbe tracée se stabilise.

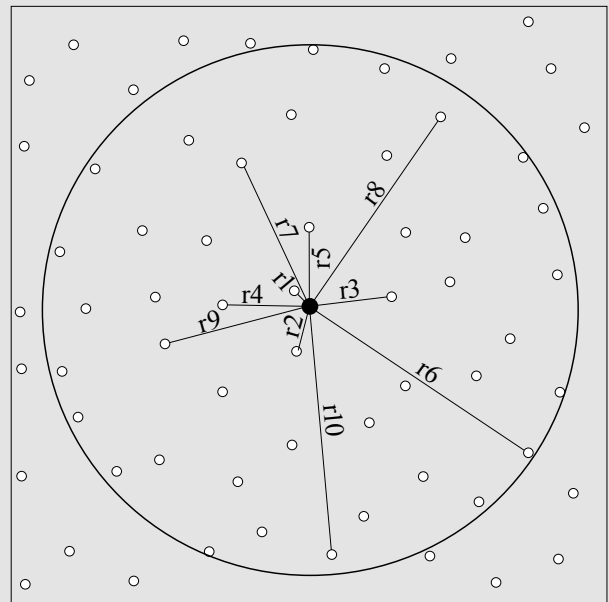
Marches de reconnaissance. La marche de reconnaissance ou éreccéi consiste à se déplacer dans l'aire d'étude dans une direction prédéterminée en suivant le chemin le plus facile (Walsh et White 1999). Les marches de reconnaissance éguidées ne doivent pas dévier de plus de 40° d'une direction prédéfinie; elles sont considérées plus informatives que les marches non guidées qui peuvent dévier à loisir de la direction initiale. La collecte de données est similaire à celle effectuée sur les transects linéaires (nombre d'objets, distance le long de la ligne, données auxiliaires), sauf que les distances perpendiculaires ne sont pas relevées et la largeur de la bande échantillonnée est fixée (généralement à 1 m de part et d'autre de l'observateur) pour réduire la variation de la visibilité d'un type d'habitat à l'autre. Les marches de reconnaissance sont souvent utilisées lors des inventaires pilotes; elles permettent aux observateurs de se familiariser avec la zone d'étude (végétation, topographie) et de s'habituer à la détection des différents indices. Elles servent également à collecter des données relatives à la distribution spatiale d'une espèce. Si ces indices peuvent être utiles dans une certaine mesure, il faut garder à l'esprit que l'échantillonnage obtenu est certainement biaisé et que la variation des taux de rencontre lors de ces marches s'explique certainement par d'autres facteurs que la variation de la densité. Les protocoles de suivi biologique combinent souvent transects linéaires et recces (Encart 6).

2.5. Inventaires directs et indirects

Inventaires directs. Il s'agit du comptage d'animaux individuels ou de groupes d'animaux. Cette méthode n'est possible que si les animaux peuvent être facilement détectés et se déplacent lentement par rapport à l'observateur. Ce n'est malheureusement pas le cas des grands singes qui sont plutôt timides et fuyants. Un suivi direct est sans doute possible pour les communautés connues de grands singes et peut illustrer les fluctuations de taille des populations (Boesch et Boesch-Achermann 2002; Bermejo *et al.* 2006; Pusey *et al.* 2007). La majorité des inventaires par transect linéaire des grands singes africains dénombre les groupes plutôt que les individus car le critère d'observations indépendantes est plus facile à respecter dans le cas des groupes. Cependant, il est également important de dénombrer tous les individus d'un même groupe et de prendre en compte la moyenne et l'écart type de la taille des groupes pour estimer la densité et la taille de la population.

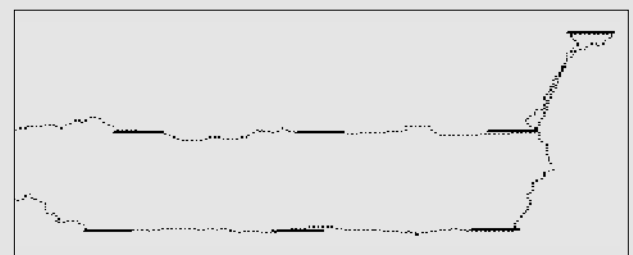
Encart 5. Inventaire sur des points-transects

Les distances radiales des 10 objets détectés sont indiquées par $r_1, r_2 \dots r_{10}$ (voir Buckland *et al.*, 2001). Le cercle représente la distance maximale de détection à partir du centre.



Encart 6. Combinaisons de recces et de transects linéaires

Une section du schéma d'inventaire est représentée. Les transects (lignes courtes continues) sont connectés par des marches de reconnaissance guidées (en pointillé). La distance perpendiculaire n'est mesurée que le long des transects linéaires.



Observations indirectes. Les comptages directs de grands singes sont rarement réalisables; la plupart du temps, on compte plutôt les indices de présence. Les nids sont les signes les plus nombreux et les plus faciles à observer. Le dénombrement d'autres indices comme les fèces est une option sauf pour les orangs-outans qui sont strictement arboricoles. Pour calculer la densité des grands singes à partir de la densité d'indices indirects, il faut se baser sur les vitesses connues de production et de dégradation de ces indices, ainsi que sur la proportion de la population qui laisse vraiment des indices détectables. Si possible, les résultats obtenus par observation indirecte doivent être validés par rapport aux estimations de la densité réelle.

Lorsqu'il s'agit de détecter la variation temporelle ou spatiale réelle de la taille de la population, les observations indirectes peuvent produire des estimations variables pour des raisons qui ne sont pas liées à la variation réelle de l'abondance de grands singes. Certaines sources d'erreurs d'échantillonnage, comme les différences de méthodes, les différentes aptitudes des membres des équipes d'inventaires ou la difficulté variable de détection des nids dans les différents types de forêts peuvent être résolues à travers une formation, des outils analytiques et l'utilisation de protocoles standard. D'autres sources d'erreurs sont cependant plus difficiles à contrôler. La plus importante est liée à l'estimation de la durée de vie des nids. La durée de vie des nids (c'est-à-dire la durée moyenne pendant laquelle un nid de grand singe est visible) varie substantiellement au sein d'une même zone et d'une zone à l'autre à cause de nombreux facteurs, notamment le niveau de précipitations, l'altitude, le pH du sol, la hauteur et l'exposition du nid et l'espèce d'arbre utilisée pour la nidification (van Schaik *et al.* 1995; Singleton 2000; Buij *et al.* 2003; Ancrenaz *et al.* 2004a,b; Johnson *et al.* 2005; Marshall *et al.* 2006, 2007; Mathewson *et al.* 2008). Les estimations de densité peuvent également être influencées par l'unité d'observation choisie (nids individuels ou groupes de nids). Selon Morgan *et al.* (2006), les estimations faites à partir de groupes de nids sont de 15 à 20% supérieures à celles basées sur les nids individuels. Cependant, en raison du peu d'études faites à ce sujet, les causes de cette divergence restent inexplicables. Les équipes d'inventaire et les responsables doivent être conscients de l'envergure et de la nature des impacts des différents types d'erreurs. Seul un examen attentif des sources d'erreur permettra d'évaluer si les différentes estimations de densité traduisent véritablement des différences d'un site à l'autre ou d'une période à l'autre.

Comptage des nids

Les grands singes sevrés construisent des nids pour y dormir la nuit ou s'y reposer parfois pendant la journée. Les nids peuvent rester visibles en forêt pendant quelques semaines ou quelques mois après leur construction et leur utilisation. Les nids sont trouvés plus fréquemment que les animaux eux-mêmes; on obtient ainsi des points de données en plus grand nombre et une plus grande précision à condition que les variables de calcul de la densité (c'est-à-dire le taux de production, le taux de dégradation) soient estimées correctement. De plus, comme les nids ne bougent pas, il est plus facile de déterminer les distances perpendiculaires et la taille du groupe de nids. Il est important de distinguer les différentes caractéristiques des nids lorsque des espèces sont sympatriques (Tutin *et al.* 1995). Sanz *et al.* (2007) ont montré que la collecte de quelques caractéristiques additionnelles des nids permettait de différencier convenablement les nids de gorilles de ceux de chimpanzés.

Il faut également veiller à ne pas confondre les nids de grands singes avec ceux d'autres espèces. En Asie, les écureuils géants, l'ours malais et certaines espèces d'oiseaux (marabouts, rapaces) construisent des nids que des observateurs peu expérimentés peuvent confondre avec des nids d'orangs-outans. Il faut donc former correctement les observateurs.

On utilise deux types de comptage des nids, le comptage des nids sur la base d'un passage unique (*standing crop nest counts*) (ex. Tutin et Fernandez 1984; Morgan *et al.* 2006) et la méthode des nids marqués (*marked nest counts*) (Plumptre et Reynolds 1994, 1996; Hashimoto 1995; Furuichi *et al.* 2001). Pour la méthode de passage unique, tous les nids trouvés sont inclus dans le recensement. La méthode des nids marqués ne prend en compte que les nids construits récemment (c'est-à-dire depuis l'inventaire initial ou antérieur) lors de parcours répétés. Dans les deux cas, des variables auxiliaires ou des facteurs pour convertir le nombre de nids en abondance de grands singes sont nécessaires. Pour la méthode sur la base d'un passage unique, les variables nécessaires sont les taux de construction et de dégradation des nids; pour la méthode des nids marqués,

il ne faut que le taux de construction (voir Encart 7). Les deux méthodes ont des avantages et des inconvénients en termes d'efficacité et de précision (voir ci-dessous).

Détermination de variables auxiliaires comme facteurs de conversion

Il est difficile de quantifier les variables auxiliaires car il n'y a pas de relation statique entre la densité des nids et celle des grands singes. Les vitesses de dégradation et de construction des nids sont fortement variables dans l'espace et dans le temps (ex. Walsh et White 2005). Par conséquent, les inventaires qui reposent sur des taux publiés (voir Tableau 2) plutôt que sur des taux spécifiques au site et au moment de l'inventaire risquent d'être fortement biaisés (ex. Mathewson *et al.* 2008). Ainsi par exemple, les orangs-outans de Sumatra construisent régulièrement en milieu de journée des nids de jour, alors que ce n'est pas le cas chez les orangs-outans de Bornéo (Ancrenaz *et al.* 2004a).

Comptage des nids marqués

La vitesse de dégradation des nids n'est pas une donnée nécessaire dans le cas du comptage des nids marqués (Plumptre et Reynolds 1994, 1996; Hashimoto 1995; Plumptre et Cox 2006). Pour cette méthode, les transects sont parcourus plusieurs fois et seuls les nids construits entre deux passages sont recensés. L'intervalle de temps entre chaque parcours étant connu de manière précise, la densité des nids peut être traduite en densité de grands singes sans avoir à estimer la vitesse de dégradation des nids, à condition que l'intervalle de temps soit suffisamment court pour supposer qu'aucun nid n'ait eu le temps de disparaître (c'est-à-dire de se décomposer entièrement). Cependant, les nids de construction récente seront peu nombreux à moins que la densité d'animaux ne soit élevée. Par conséquent, il

Box 7. Converting nest counts into ape density

Standing crop nest count

$$\hat{D}_{Apes} = \frac{\hat{D}_{all_nests}}{\hat{p} \times \hat{r} \times \hat{t}}$$

where \hat{D}_{all_nests} is the estimated nest density of all nests, \hat{p} the estimated proportion of nest builders, \hat{r} the estimated rate of nest production per day per individual, and \hat{t} the estimated mean life span of a nest, in days.

Marked nest count

$$\hat{D}_{Apes} = \frac{\hat{D}_{recent_nests}}{\hat{p} \times \hat{c} \times \hat{r} \times \hat{d}}$$

\hat{D}_{recent_nests} is the estimated density of only recently built nests, \hat{c} the proportion of nests remaining until the next census in fresh or recent age classes, and \hat{d} is the inter-visit interval, in days, between first/previous and revisit for the marked nest count method.

Tableau 2. Variabilité spatiale des vitesses de dégradation des nids. Les fortes différences enregistrées montrent clairement que des estimations spécifiques au site et à l'inventaire sont nécessaires.

Espèce	Temps de dégradation estimé [jours]	Site	Source
Bonobo	76 99	Sud-ouest de la Salonga, RDC Lomako, RDC	Mohneke & Fruth 2008 van Krunkelsven 2001
Chimpanzé	73 90 106 111 114 221	Taï, Côte d'Ivoire Goualougo, Congo Lopé, Gabon Kibale, Ouganda Belinga, Gabon Fouta Djallon, Guinée	Marchesi <i>et al.</i> 1995 Morgan <i>et al.</i> 2007 Hall <i>et al.</i> 1998 Ghiglieri 1979 Tutin & Fernandez 1984 Ham 1998
Gorille	54 78 90 170	Belinga, Gabon Lopé, Gabon Goualougo, Congo Ngotto, RCA	Tutin & Fernandez 1984 Tutin <i>et al.</i> 1995 Morgan <i>et al.</i> 2007 Brugière & Sakom 2001
Orang-outan	81 145 202 217 228 250 258/399 319 602	Ketambe, Indonésie Danau Sentarum, W. Kalimantan, Indonésie Kinabatangan, Malaisie Kalimantan centrale Forêt marécageuse Suaq Balimbing, Indonésie Ketambe, Indonésie Gunung Palung, O. Kalimantan, Indonésie Forêt de colline Suaq Balimbing, Indonésie Lesan, E Kalimantan, Indonésie	Rijksen 1978 Russon <i>et al.</i> 2001 Ancrenaz <i>et al.</i> 2004a Morrogh-Bernard <i>et al.</i> 2003 Singleton 2000 Buij <i>et al.</i> 2003 Johnson <i>et al.</i> 2005 Singleton 2000 Mathewson <i>et al.</i> 2008

faut accomplir un effort bien plus important pour obtenir un taux de recensement et une précision équivalents à ceux obtenus par la méthode à passage unique.

La méthode des nids marqués suppose que tous les nids présents le long des transects soient marqués et que les inventaires ultérieurs se feront à des intervalles de temps suffisamment courts pour relever tous les nids construits depuis le dernier passage. Les nids de chimpanzés en Afrique de l'Est ont été recensés à un intervalle de temps de deux semaines (ex. Furuichi *et al.* 2001), tandis que l'intervalle de temps entre les inventaires des nids d'orangs-outans de Sabah à Bornéo peut aller jusqu'à six semaines. Il est important que des nids n'aient pas eu le temps d'être construits et de disparaître entre deux passages successifs, car cela produirait une sous-estimation de la densité. C'est notamment le cas des nids de gorilles qui ont des vitesses de dégradation variables en fonction du type de nid et de sa construction (Tutin et Fernandez 1984). Pour prendre en compte la rapidité de dégradation de certains types de nids de gorilles, il faudrait parcourir les transects à des intervalles plus rapprochés. Il faut également noter que les inventaires répétés peuvent nécessiter un investissement important en temps et en effort, en particulier dans les zones reculées où l'appui logistique est limité.

Vitesse de dégradation des nids

La vitesse de dégradation des nids varie en fonction de l'espèce concernée, de l'espèce d'arbre de nidification et de paramètres abiotiques tels que les précipitations, l'altitude, la température, le type de sol et le pH (van Schaik *et al.* 1995; Buij *et al.* 2003; Ancrenaz *et al.* 2004a; Walsh et White 2005; Marshall *et al.* 2006; Mathewson *et al.* 2008). Compte tenu des grandes variations de ces paramètres, toute tentative d'extrapolation des vitesses de dégradation publiées ou provenant d'autres inventaires est susceptible d'engendrer des erreurs graves. De telles généralisations ont parfois occasionné des erreurs d'estimation (Ancrenaz *et al.* 2005).

L'estimation doit refléter une vitesse de dégradation qui soit spécifique au site au moment de l'inventaire ou à une date proche de l'inventaire. Les conditions environnementales préalables à l'inventaire ne sont pas forcément celles qui existeront après l'inventaire ou à un autre instant. Une estimation effectuée indépendamment de cet inventaire ne sera probablement pas représentative. L'estimation la plus fiable sera le résultat d'un suivi direct de la durée d'un nombre suffisant de nids (Buij *et al.* 2003; Ancrenaz *et al.* 2004a) lors de visites multiples réalisées avant l'inventaire. Il faut cependant reconnaître qu'il faudra certainement plusieurs années pour y parvenir.

Il est difficile de définir ce qu'est un nid dégradé est problématique, et aucune définition satisfaisante n'existe jusqu'à présent. Les nids sont généralement classés en quatre ou cinq catégories d'âge (frais, récent, vieux, très vieux). Cependant, cette classification peut être interprétée différemment en fonction des observateurs et peut biaiser les estimations. Une mesure plus objective de l'état de dégradation des nids est nécessaire.

Estimation rétrospective de la vitesse de dégradation sur la base de deux visites

Une approche suggérée auparavant consiste à estimer la vitesse de dégradation de manière rétrospective en se basant sur deux seules visites par site (Laing *et al.* 2003). Cette approche repose sur l'idée que les conditions environnementales avant l'inventaire déterminent la vitesse de dégradation et par conséquent la quantité de nids présents au moment de l'inventaire. Pour cette méthode, il faut que les sites où les nids sont fraîchement construits soient situés de manière représentative. La recherche de sites de nids fraîchement construits doit être répétée au moins à six reprises, et à intervalle régulier jusqu'à l'inventaire. La première mission doit être programmée de manière à ce que la plupart des nids détectés lors de cette mission soient dégradés lorsque l'inventaire démarre. Au début de l'inventaire, on détermine le nombre de nids dégradés/non dégradés (selon des critères objectifs) et ensuite la vitesse de dégradation par régression logistique. Par ailleurs, cette approche permet d'inclure des covariants tels que le type d'habitat, le niveau de précipitations ou les espèces d'arbres.

Aucun inventaire n'est instantané et l'idéal serait de répéter cette approche pour chaque sous-ensemble de la zone d'étude. Elle nécessite un important effort humain et beaucoup de déplacement, mais produit en retour des estimations fiables de la vitesse de dégradation spécifique au site et au moment de l'inventaire.

Méthodologie utilisant une chaîne de Markov

Il faut un important investissement en temps pour obtenir une estimation précise à partir du suivi de la dégradation d'un échantillon approprié de nids; plusieurs études utilisent donc une chaîne de Markov pour estimer la durée de vie des nids (van Schaik *et al.* 1995; Russon *et al.* 2001; Buij *et al.* 2003; Morrogh-Bernard *et al.* 2003; Johnson *et al.* 2005; Mathewson *et al.* 2008). Cette technique utilise une matrice mathématique basée sur les vitesses de transition entre des états de dégradation prédéfinis (ex. un nid fraîchement construit, un nid contenant quelques feuilles mortes). Elle a comme avantage de pouvoir utiliser des observations échantillonnées (ex. nids qui n'ont pas été trouvés peu de temps après leur construction ou qui n'ont pas disparu pendant la période d'étude considérée), ce qui accroît la taille des échantillons d'analyse. L'analyse selon une chaîne de Markov permet une modélisation du processus de dégradation des nids et fournit une estimation de t à partir de deux seuls inventaires (van Schaik *et al.* 1995). En comparant à des vitesses de dégradation réelles, les analyses utilisant une chaîne de Markov ont tendance à surestimer la durée de vie des nids (van Schaik *et al.* 1995; Buij *et al.* 2003; Johnson *et al.* 2005) car les nids à plus longue durée de vie ont une probabilité plus élevée d'être recensés. Un facteur de correction est généralement appliqué pour améliorer le niveau de précision. Ce facteur est calculé en comparant la durée de vie observée aux résultats obtenus par une analyse Markov. Comme les estimations de durée de vie, les facteurs de correction ont tendance à être spécifiques aux sites.

Prédiction de la dégradation des nids

Plusieurs études ont suggéré que la vitesse de dégradation des nids pouvait être déduite à partir de covariants environnementaux, tels que la température, le niveau de précipitations, l'altitude ou le pH (van Schaik *et al.* 1995; Buij *et al.* 2003; Walsh et White 2005). Cependant, on ne sait pas à quel point ces facteurs environnementaux sont véritablement corrélés à la durée de vie des nids. Dans certains cas, les corrélations établies sur un site ne permettent pas une prédiction fiable de la dégradation des nids sur d'autres sites. Par exemple, alors que le pH peut être corrélé à la vitesse de dégradation des nids dans les forêts des zones sèches de Sumatra, (Buij *et al.* 2003), ce n'est pas le cas sur deux sites à Bornéo (Johnson *et al.* 2005; Marshall *et al.* 2006).

Taux de construction des nids

Le taux de construction des nids est une variable nécessaire aux deux méthodes de comptage. Il s'agit du nombre de nids construits en moyenne par un individu sur chaque période de 24 heures. La vitesse de construction des nids ne peut pas être déterminée lors d'un inventaire. Elle est généralement dérivée d'observations de grands singes habitués qui vivent dans la zone d'étude ou dans un habitat similaire. Pour cette raison, les estimations de la vitesse de construction des nids sont rares. Bradley *et al.* (2008) ont montré que les gorilles peuvent construire plus d'un nid en une seule nuit; parfois ils dorment à même le sol. Ces habitudes varient sans doute de manière saisonnière et dans l'espace et ont un impact sur le stock de nids présents. Par conséquent, si les taux de construction de nids appliqués proviennent de publications, une grande prudence est requise dans l'interprétation des estimations de densité. La vitesse de construction des nids est

Tableau 4. Vitesse de construction des nids (nids par individu sevré par période de 24h)

Espèce	Vitesse de construction des nids	Situation géographique	Source
Bonobo	1,37	Lomako, RDC	Mohneke & Fruth 2008
Chimpanzé	1,09	Budongo, Ouganda	Plumptre & Reynolds 1997
	1,09	Goulougo, Congo	Morgan <i>et al.</i> 2007
Gorille	1,0	Goulougo, Congo	Morgan <i>et al.</i> 2007
Orang-outan	1,0	Kinabatangan, Sabah, Malaisie	Ancrenaz <i>et al.</i> 2004a
	1,2	Gunung Palung, Malaisie	Johnson <i>et al.</i> 2005
	1,7	Ketambe, Indonésie	van Schaik <i>et al.</i> 1995
	1,9	Suaq Balimbing, Indonésie	Singleton 2000

nécessaire pour traduire la densité de nids en densité d'individus, et il faut garder à l'esprit que cette donnée peut être sujette à une variation spatio-temporelle (Tableau 4).

Réutilisation des nids et autres problèmes

Occasionnellement, les grands singes réutilisent des nids (ex. chimpanzés : Plumptre et Reynolds 1996; gorilles : Iwata et Ando 2007; orangs-outans : Ancrenaz *et al.* 2004a). Un suivi direct d'un nombre suffisant de nids pourra théoriquement prendre en compte la double utilisation de certains nids (car quelques nids dans les échantillons sont susceptibles d'être réutilisés). Ce comportement doit également être pris en compte lors de l'estimation des taux de production quotidiens.

Dans des zones fortement dégradées du Kalimantan oriental, la réutilisation des nids atteint un niveau de 10% dans les zones où le choix de sites de nidification est restreint. Ceci montre que la réutilisation des nids n'est pas uniforme d'un habitat à l'autre mais dépend plutôt de la disponibilité des sites de nidification. Appliquer les estimations de dégradation des nids des zones où les nids sont fortement réutilisés à des zones où c'est rarement le cas, ou *vice versa*, pourrait fortement biaiser les résultats.

Il faut également mentionner la question de la durée de la visibilité. C'est une chose de suivre les nids sur plusieurs mois ou années et de vérifier chaque mois s'ils sont toujours visibles. Mais déterminer la vitesse de dégradation de cette manière peut conduire à une surestimation, car de nombreux nids dans les derniers stades de dégradation peuvent ne pas être facilement détectés ou identifiés en tant que tels lors d'un inventaire unique. La surestimation est donc possible, sauf s'il y a un moyen d'arrêter le suivi d'un nid et de le classer comme édisparu, au stade exact de dégradation qui ne permettrait pas sa détection lors d'un inventaire (van Schaik et Azwar 1991).

Proportion d'animaux qui construisent des nids

Lors de la conversion de la densité de nids en densité d'individus, nous ne prenons pas en compte les jeunes qui dorment avec leur mère ou qui ne construisent pas encore leurs propres nids. En théorie, si la proportion d'animaux construisant des nids est connue à partir de l'observation de grands singes habitués (voir Tableau 5), ce facteur peut être inclus pour estimer la population. Cependant, la proportion d'animaux construisant des nids n'est pas une valeur constante, car la structure d'âge des populations varie dans l'espace et dans le temps. Ces estimations extrapolées à partir des grands singes habitués ne peuvent donc être considérées qu'approximatives.

Comptage des crottes

Des méthodes de comptage de crottes sont souvent utilisées pour de nombreuses espèces mais ont une utilisation limitée en ce qui concerne les grands singes car il est assez rare de trouver leurs crottes, à l'exception du gorille de plaine de l'Ouest. Pour ce dernier cas, le comptage de crottes a un certain potentiel, selon une étude récente à Bai Hokou qui montre que les crottes et les nids sont trouvés à une fréquence comparable (Todd *et al.* 2008). Les comptages de crottes peuvent être réalisés de manière similaire aux comptages des nids sur des transects (méthodes ci-dessus) (Plumptre 2000). Par ailleurs, compte tenu de la dégradation rapide des crottes de gorilles, les vitesses de dégradation peuvent être déterminées de manière continue lors des inventaires, ce qui supprime le problème que nous rencontrons dans le cas des nids. Cependant, les vitesses de

Tableau 5. Proportion de constructeurs de nids (proportion d'individus qui construisent des nids)

Espèce	Proportion de constructeurs de nids	Situation géographique	Source
Bonobo	0.7–0.8 ¹	Lomako, RDC	Fruth 1995
Chimpanzé	0.83	Budongo, Kalinzu, Bwindi et Kibale, Ouganda	Plumptre & Cox 2006
Gorille	0.76–0.77	Bwindi, Ouganda et Virunga, Ouganda, Rwanda et RDC	McNeilage <i>et al.</i> 2006; Gray <i>et al.</i> en cours de revue
Orang-outan	0.85–0.90	Bornéo, Sumatra	McKinnon 1972; Payne 1988; van Schaik <i>et al.</i> 2005; Ancrenaz <i>et al.</i> 2004a; Johnson 2005

¹ Valeur approximative dans la communauté d'Eyengo sans enfants

dégradation des crottes de gorille sont sujettes à une énorme variation spatio-temporelle (Kühl *et al.* 2007). Il ne faut donc jamais extrapoler les vitesses de dégradation d'un site à l'autre.

Des méthodes d'estimation des vitesses de dégradation des crottes ont été publiées (Plumptre et Harris 1995; Laing *et al.* 2003; Kühl *et al.* 2007); voir également les vitesses de dégradation des nids ci-dessus. Lors du comptage des crottes, il faut prendre en compte le fait qu'on compte des tas de crottes plutôt que des cas uniques de défécation. Par conséquent, pour convertir la densité de crottes en densité d'individus, le taux de production d'un tas de crottes plutôt que le taux de défécation est la variable utile. Le Tableau 6 présente des estimations de Bai Hokou (Todd *et al.* 2008).

Les comptages de crottes de gorilles n'ont pas encore été beaucoup utilisés. Cependant, cette approche peut être utile lorsque les gorilles et les chimpanzés sont sympatriques et que le comptage des nids est par conséquent difficile.

2.6. Méthode basée sur l'occupation de l'habitat

Objets à inventorier : Tous les indices de présence des grands singes (nids, fèces, signes d'alimentation, etc.)

Approche d'échantillonnage : Placettes, points-transects

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Des études de l'occupation sont utilisées pour de nombreuses espèces mais pas souvent pour les grands singes. Les méthodes basées sur l'occupation (ex. MacKenzie et Royle 2005; Pellet et Schmidt 2005; Buij *et al.* 2007) utilisent une fraction d'unités d'échantillonnage, tels que les points-transects, dans laquelle une espèce est présente pour en déduire la présence, l'aire de répartition, la distribution et la sélection d'habitat. Ces méthodes sont relativement faciles et efficaces à appliquer. Elles se basent sur une visite, ou plus souvent sur des visites répétées, d'endroits-échantillons pour évaluer la présence d'une espèce donnée. Dans le cas des grands singes, les indicateurs de présence sont les nids, les crottes et les signes d'alimentation. Plusieurs approches ont été développées pour réduire les faux négatifs (une conclusion incorrecte d'absence de l'espèce) causés par une détection imparfaite (ex. MacKenzie et Royle 2005). Si certaines conditions sont respectées, les méthodes basées sur l'occupation peuvent également être utilisées pour estimer l'abondance (ex. Royle et Nichols 2003). Comme pour tout inventaire, l'étude doit être conçue attentivement.

2.7. Comptages complets

Objets à inventorier : Individus, crottes (ADN)

Approche d'inventaire : Pistage, observation directe

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Un comptage complet ou un recensement est basé sur la supposition préalable que tous les objets présents dans un endroit donné au moment de l'inventaire soient détectés et dénombrés. On obtient des tailles absolues de population. Les comptages complets ne sont réalisables que dans des zones relativement petites, comme la zone de 400 km² de la chaîne des volcans de Virunga et de la forêt impénétrable de Bwindi (Harcourt et Fossey 1981; Aveling et Harcourt 1984; McNeillage *et al.* 2001, 2006; voir Encart 8). Les méthodes ci-après ont été utilisées lors de recensements complets.

Balayage

Dans un inventaire par balayage, une ligne d'observateurs se déplace dans la même direction pour recenser tous les objets d'intérêt rencontrés lors de leur progression. Les observateurs sont assez rapprochés pour réduire la probabilité de non-détection d'un objet. Cette méthodologie peut également être utilisée pour compter les nids dans des placettes de taille prédéterminée. Cette approche ne fonctionne que si l'espèce étudiée laisse une trace au sol que les pisteurs peuvent suivre facilement pour localiser les sites de nids ou les animaux eux-mêmes. L'application du

Tableau 6. Taux de défécation/production de tas de crottes du gorille de plaine de l'Ouest

Mesures	Classe d'âge	Estimation (échelle)
Piles de crottes/jour	Dos argenté Subadulte	5,03 (3,99–10,64) 5,57 (2,08–12,03)
Cas de défécation/jour	Dos argenté Subadulte	4,30 (1,82–8,71) 4,36 (2,46–9,26)

balayage est limitée dans certains habitats comme ceux à sous-bois herbacé. Ainsi, les tentatives d'inventaires des gorilles de la rivière Cross ont été difficiles car on ne pouvait pas suivre les chemins empruntés par les animaux pour se nourrir. (Oates comm. pers.).

Comptage des individus connus

Objets à inventorier : Individus

Approche d'inventaire : Observation directe

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Rares sont les cas où il a été possible d'identifier et de suivre tous les individus grâce à une observation continue. Cette approche n'est possible que dans des aires d'étude relativement petites où les animaux ont été habitués aux observateurs et sont régulièrement suivis par des chercheurs ou des gardes. On peut estimer les densités réelles à partir de ce comptage si on connaît la taille du territoire des grands singes. Le comptage des individus reconnaissables est réalisé dans le cadre des études sur le long terme des grands singes dans les clairières forestières ou *baïs* au nord du Congo (Magliocca *et al.* 1999; Parnell 2002; Stokes *et al.* 2003). Bien qu'il ne soit pas possible de déterminer la densité des individus sans connaître les schémas de distribution, des méthodes

Encart 8. Méthode d'inventaire par balayage de la population de gorilles de montagne dans le parc national de Bwindi Impénétrable en Ouganda (McNeilage *et al.* 2006)

Le parc a été divisé en petits secteurs (environ 5–10 km²) centralisés autour de campements et de points d'accès. Six équipes constituées de pisteurs et de chefs d'équipe ont parcouru le parc de manière systématique. Une équipe a été désignée pour recenser chaque secteur, de manière à ce que la période de temps entre la fin d'un inventaire dans un secteur et le début de l'inventaire suivant dans le secteur contigu ne dépasse pas trois jours, ceci afin d'éviter de rater des groupes de gorilles dont le territoire s'étend sur tout l'habitat. L'inventaire de chaque secteur est réalisé en parcourant un réseau irrégulier de routes de reconnaissances sur toute la zone. Le chemin parcouru est principalement déterminé par la nature du terrain et par l'existence de sentiers mais de manière à ce que la distance entre deux routes adjacentes ne dépasse jamais 500 à 700 m, ceci afin de ne rater aucun endroit qui soit suffisamment vaste pour qu'un groupe de gorilles puisse y passer plus d'une semaine. Les gorilles construisent un nid frais chaque nuit pour y dormir. Lorsqu'on trouve un sentier récent de gorille (moins de 5–7 jours), on suit ce sentier jusqu'à ce que des sites de nids soient localisés. À l'aide de cartes topographiques et de relevés GPS effectués tous les 250 mètres, de relevés par boussole et altimètre, chaque équipe de recensement cartographie aussi précisément que possible tous les chemins parcourus et les sentiers suivis. Ainsi, on est sûr d'avoir trouvé tous les groupes et de ne pas avoir pris en compte un groupe deux fois. Cela permet également de différencier des groupes de gorilles de taille similaire et trouvés de manière rapprochée. Sur chaque site de nids, les nids sont comptés, on mesure les fèces et l'on note la présence/absence de poils argentés pour établir la structure par âge et par sexe du groupe. Les équipes ont pour objectif de trouver au moins trois sites de nids pour chaque groupe pour en confirmer la composition, car des nids individuels ou des fèces peuvent passer inaperçus sur un seul site. Les catégories de taille des fèces utilisées sont:

Mâle adulte (SB): > 7,2 cm (avec des poils argentés)

Femelle adulte ou mâle à dos noir (MED): 5,5–7,2 cm

Juvénile/subadulte (JUV): < 5,5 cm (dormant dans son propre nid)

Jeune (INF): en général < 4 cm (dormant dans le même lit que sa mère)

Les catégories d'âge 'juvénile' (3–6 ans) et 'subadulte' (6–8 ans) sont combinées car l'expérience montre que les tailles des fèces ne permettent pas de différencier précisément ces deux catégories. Les jeunes individus qui construisent leurs propres nids sont toujours placés ici dans la catégorie commune 'juvéniles/subadultes', et non dans la catégorie 'jeunes'. Si les nids ne présentent pas de crottes de jeunes, on ne peut pas distinguer les nids des femelles adultes de ceux de mâles subadultes de taille similaire. La catégorie de classification est donc 'medium'.

Les fèces des individus les plus jeunes (moins d'un an environ) sont rarement trouvées dans les nids. Ces méthodes sous-estiment donc le nombre de jeunes d'une population. Cependant, on peut déterminer un facteur de correction: les recensements antérieurs de groupes dont la composition était connue montrent que le nombre de jeunes était généralement sous-estimé d'un-tiers (Schaller 1963). Ce facteur de correction a été appliqué au nombre total de jeunes des groupes non habitués.

de marquage-recapture ont été appliquées pour suivre l'évolution d'une population de gorilles (Caillaud *et al.* 2006). Cette approche est cependant limitée à des situations particulières (ex. Kalpers *et al.* 2003) et n'est mentionnée dans ce chapitre que pour des raisons d'exhaustivité.

2.8. Inventaires selon le marquage-recapture

Objets à inventorier : Individus, ADN

Approche d'inventaire : Observation directe

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Les études basées sur la capture-recapture reposent principalement sur l'idée que la proportion d'individus identifiés (écapturé) dans une population lors d'une première session de capture devrait être égale à la proportion d'individus identifiés à nouveau (érecapturé) lors d'une deuxième session de capture un peu plus tard (voir Encart 9).

Les méthodes de capture-recapture peuvent être utilisées sans avoir à littéralement capturer les animaux (le piégeage des grands singes n'est ni pratique ni éthique) si les individus peuvent être systématiquement détectés et identifiés. Cette identification peut être réalisée à distance grâce aux caractéristiques physiques individuelles ou en utilisant des profils génétiques élaborés à partir de matières déposées dans l'environnement tels que les poils ou les fèces. De nombreuses méthodes existent. Pour un récapitulatif des techniques, hypothèses et calculs voir Nichols et Conroy (1996), Borchers *et al.* (2002), ou Ross et Reeves (2003). Plusieurs logiciels de traitement des données existent également (voir Southwood et Henderson 2000, et voir ci-dessous).

Pour les méthodes de capture-recapture, il ne faut pas que les marques se perdent lors de l'étude et soient toujours correctement reconnues. Des méthodes ont été développées récemment pour respecter cette hypothèse et en partie pour résoudre les problèmes liés à la capture-recapture de l'ADN. (Voir Lukacs et Burnham 2005a). Les analyses de base supposent que tous les animaux aient une probabilité égale d'être capturés, mais d'autres techniques considèrent que les probabilités de capture d'animaux individuels ou de sous-ensembles de population (hétérogénéité) varient en fonction du temps ou de l'historique de capture (comportement). La durée d'échantillonnage doit être suffisamment courte pour respecter l'hypothèse d'une population fermée si les techniques de marquage-recapture sont utilisées pour estimer l'abondance et non pas seulement la survie, la mortalité ou d'autres paramètres liés à la population. Des études génétiques et de piégeage photographique pour la capture-recapture ont été réalisées pour diverses espèces forestières (ex. Karanth et Nichols 1998; Mowat et Strobeck 2000; Henschel et Ray 2003; Goswami *et al.* 2007). Ces méthodes peuvent être potentiellement appliquées aux grands singes. Cependant, les individus ne se mélangent pas de manière aléatoire au sein d'une population, mais occupent des territoires distincts. La capture serait donc fortement hétérogène. Bien que des modèles non-standard de capture-recapture aient été développés pour des situations similaires, une méthode standardisée applicable aux grands singes n'existe pas aujourd'hui.

Comptages minimaux génétiques et capture-recapture

Objets à inventorier : Fèces (ADN)

Approche d'inventaire : ex. pistage

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Ces dernières années, l'échantillonnage génétique non-invasif a été de plus en plus utilisé pour des études de capture-recapture et pour diverses espèces (voir la revue dans Lukacs et Burnham 2005b). Tout d'abord, on peut déterminer un nombre minimum de grands singes dans une zone donnée en comptant simplement le nombre d'individus pour lesquels les empreintes ont été relevées et ont été identifiés par leur ADN. Deuxièmement, l'estimation de l'abondance selon des méthodes de capture-recapture basées sur l'ADN est probablement plus utile pour des populations

Encart 9. Le principe de la méthode de capture-marquage-recapture

Il faut au moins deux sessions de piégeage pour une population donnée. Lors de la première session, n_1 individus différents au total sont 'capturés' et identifiés. Lors de la deuxième session, nous capturons un ensemble de n_2 individus. Sur ce nombre, m_2 individus sont des individus capturés lors de la première session. Dans ce cas, nous pouvons prédire que le ratio d'animaux capturés lors de la deuxième session (m_2) au nombre total d'animaux capturés lors de la deuxième session n_2 est égal au ratio du nombre d'animaux qu'on peut potentiellement capturer (ou nombre capturé lors de la première session) à la population totale :

$$\hat{N}_{total} = \frac{n_1 * n_2}{m_2}$$

relativement petites (jusqu'à quelques milliers d'individus), ce qui est le cas de la plupart des populations de grands singes. Le principe est le même pour les individus reconnaissables par leurs caractéristiques physiologiques : l'ADN de chaque individu est unique et peut être identifié à partir des fèces ou des poils. Comme pour les autres approches, la conception de l'échantillonnage est importante et dépendra de la biologie de l'espèce, de la superficie de la zone, de la durée d'étude et des ressources financières et humaines disponibles.

Généralement, on recherche les signes laissés par les animaux et des échantillons sont prélevés de manière non-invasive. Dans le cas des grands singes, les échantillons de fèces sont en général les sources les plus fiables d'ADN. Les échantillons d'environ 5 g devraient être aussi frais que possible (ex. trouvés dans des nids de nuit frais ou très récents) et conservés correctement dans un tube contenant environ 30 ml d'éthanol pour éviter la dégradation du matériel génétique. Le jour suivant la collecte, le bolus fécal doit être transféré dans des tubes de silice frais pour un séchage supplémentaire (Nsubuga *et al.* 2004). Les marqueurs génétiques très variables permettant de distinguer les individus sont ensuite identifiés sur les échantillons. La plupart des études actuelles reposent sur des loci microsatellites car leur motif est court et par conséquent amplifiable à partir d'échantillons non invasifs, ils sont faciles à caractériser selon leur longueur et très variables (voir Di Fiore 2003 pour une discussion sur différents marqueurs génétiques). La plupart des études utilisent le nombre d'empreintes génétiques uniques (le génotype composite d'allèles spécifiques au niveau des différents loci microsatellites) comme nombre minimal d'individus dans une zone (ex. Bergl et Vigilant 2007). Cependant, la détermination de l'empreinte génétique peut être également utilisée pour évaluer les individus pour l'analyse selon la capture-recapture.

Un problème majeur de la capture-recapture basée sur l'ADN réside dans la possibilité d'erreurs de génotypage. Par conséquent, les études doivent respecter les protocoles rigoureux mis en place pour les échantillons de faible quantité et de moindre qualité (Taberlet et Luikart 1999; Taberlet *et al.* 1999; Mills *et al.* 2000; Morin *et al.* 2001; Waits 2004). L'idéal serait de déterminer au préalable suffisamment de loci microsatellites variables pour avoir une forte probabilité de caractérisation de l'identité (Waits et Paetkau 2005). Récemment, une méthode d'inférence bayésienne de la taille de la population a été appliquée à des données non-invasives de capture-recapture et a montré que les erreurs de génotypage n'ont pas biaisé de manière significative les résultats et ont permis en outre d'avoir des sessions multiples d'échantillonnage, ce qui était auparavant une limite des méthodes classiques de capture-recapture (Petit et Valiere 2006). De plus, des modèles de capture-recapture sur une population fermée ont été développés pour prendre en compte les erreurs de génotypage (Lukacs 2005; Lukacs et Burnham 2005a, 2005b). D'autres modèles ont été mis en place pour estimer la survie, les taux d'émigration, la fécondité et la croissance de la population dans des populations ouvertes (Nichols 1992), et divers logiciels existent pour l'analyse selon la capture-recapture :

Mark <http://www.phidot.org/software/mark>

M-Surge <http://www.cefe.cnrs.fr/BIOM/en/software.htm>

Popan <http://www.cs.umanitoba.ca/~popan/>

Forum en ligne pour l'analyse des données à partir d'individus marqués www.phidot.org/forum.

Comme pour toutes les autres méthodes d'inventaire, nous recommandons vivement de consulter un statisticien professionnel qui connaît bien ces méthodes, à la fois pour la conception de l'inventaire de capture-recapture sur la base de l'ADN que pour le traitement des données collectées.

Piège photographique

Objets à inventorier : Individus

Approche d'inventaire : Installation aléatoire ou systématique d'appareils photographiques

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Le piégeage photographique est devenu un outil de plus en plus répandu pour permettre aux responsables de la gestion de la faune d'évaluer la présence d'une espèce dans une zone donnée, de suivre l'évolution de la population et d'identifier les individus. En théorie, si tous les individus pris en photo sont identifiés de manière catégorique, des outils analytiques de capture-recapture peuvent être utilisés pour estimer la taille de la population (Karanth et Nichols 1998).

L'historique de capture peut être résumé sur une matrice binaire qui est ensuite intégrée dans un logiciel standard de capture-recapture pour produire une estimation de la population (voir Sanderson et Trolle 2005). Cependant, comme il est noté en paragraphe 2.8, la distribution non-aléatoire au sein des populations de grands singes ne respecte pas l'hypothèse de base des modèles standards de capture-marquage-recapture. Il faut approfondir la méthode avant de pouvoir l'appliquer aux grands singes.

Le piégeage photographique peut être également difficile à mettre en œuvre car les grands singes utilisent des habitats à trois dimensions (les orangs-outans sont les espèces les moins terrestres). Ceci dit, des gorilles et des chimpanzés ont été identifiés dans les forêts de Ndoki grâce à des pièges photographiques par des personnes qui connaissaient bien les individus (Sanz *et al.* 2004; Breuer comm. pers.). Les estimations d'abondance n'ont pas encore été calculées à partir de ces données, mais des courbes d'accumulation et des comparaisons avec des données sur des groupes habitués montrent que tous les grands singes de la région peuvent être efficacement recensés grâce à cette méthode (Morgan et Sanz comm. pers.). Cette approche a un potentiel pour les inventaires de grands singes, mais il faut l'évaluer et l'améliorer avant de pouvoir l'appliquer de manière routinière.

2.9. Estimation du territoire

Objets à inventorier : Individus, indices

Approche d'inventaire : ex. pistage

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

La taille du territoire peut être utilisée pour estimer le nombre de communautés résidentes de grands singes dans une zone donnée. Combinée au nombre moyen d'individus dans une communauté et à l'information sur l'étendue du territoire commun, cette mesure peut être utilisée pour estimer la taille de la population sur des grandes zones.

La première application de cette méthode pour estimer la taille d'une population remonte à plusieurs décennies (ex. Reynolds et Reynolds 1965). Bermejo *et al.* (2006) ont utilisé les données territoriales de plusieurs groupes adjacents de gorilles en République du Congo, d'abord pour estimer la superficie du territoire et celle des parties communes et ensuite pour estimer la densité de gorilles. Cette approche se base principalement sur l'idée de suivi sur le temps des endroits où se trouvent les individus d'un même groupe, à travers une observation directe ou par les indices tels que les nids ou les photographies. De nombreuses approches statistiques et non-statistiques existent pour déduire les estimations de superficie du territoire à partir de ces données (ex. plus petit polygone convexe, estimation de densité par la méthode du noyau). Appliquée correctement, cette méthode peut produire une estimation fiable de la densité qui peut servir à confirmer les estimations à partir d'autres approches ou à formater d'autres méthodes. Cependant, cette méthode peut être difficile à appliquer dans le cas des grands singes compte tenu de la superposition importante des différents territoires (Singleton 2000).

La superficie et la superposition des territoires peuvent être fortement variables sur différents niveaux spatiaux. Dans le cas des orangs-outans, ces facteurs varient également selon le sexe et probablement selon l'âge. Ceci signifie que la superficie du territoire et le nombre de membres des communautés doivent être estimés de manière représentative pour une zone d'étude donnée (Singleton 2000). Extrapoler la superficie du territoire biaiserait certainement les résultats. Même si cette méthode peut éventuellement être utile pour évaluer l'état d'une population de grands singes, elle doit être améliorée avant de pouvoir être utilisée de manière routinière.

2.10. Techniques d'entretiens

Objets à inventorier : Informations verbales

Approche d'inventaire : Questionnaire

Variables auxiliaires : Aucune nécessaire

Des entretiens avec les chasseurs, les villageois et/ou les représentants officiels des organisations gouvernementales du pays sont utiles pour obtenir des informations sur la présence perçue des grands singes sur des grandes zones. Cette approche peut être réalisée de manière relativement rapide et économique (Sugiyama et Soumah 1988; Hoppe-Dominik 1991).

Cependant, les informations ainsi collectées sont souvent inexactes, car elles sont souvent dépassées et il est particulièrement difficile d'évaluer la fiabilité de la personne interrogée. Cependant, réalisés avec attention, les entretiens peuvent constituer une étape préliminaire utile à un inventaire de terrain, ou pour obtenir des informations complémentaires.

Deux types d'entretiens existent : (i) les questionnaires envoyés par courrier et (ii) les entretiens en face à face. Dans le premier cas, un questionnaire est élaboré d'avance et envoyé aux personnes cibles dans la zone choisie. Dans le second cas, des entretiens sont menés sur des sites choisis de manière aléatoire ou systématique. Les entretiens peuvent être structurés ou mi-structurés. Dans les deux cas, on aborde des questions ou des sujets spécifiques, mais les entretiens à moitié structurés laissent la possibilité à une discussion ouverte (Bernard 2002). En préparation à l'entretien en face à face, il est utile d'apprendre les noms locaux des espèces susceptibles d'être présentes dans la zone, d'avoir des photographies ou des dessins de spécimens et si possible des enregistrements de leurs vocalisations. Pour pouvoir confirmer la présence de l'espèce, il faut que les réponses apportées par la personne interrogée concordent en ce qui concerne le nom, l'identification de l'espèce sur les images et la description de son comportement, sans questions directives de la part de l'interrogateur. Les entretiens sont généralement plus fiables lorsqu'il s'agit de confirmer l'absence, et non la présence, d'une espèce. Les mentions de présence doivent toujours être directement vérifiées.

2.11. Pertinence des différentes méthodes

Comme noté auparavant, il n'y a pas de 'meilleure' technique d'inventaire des grands singes. Nous présentons ici un arbre décisionnel permettant de déterminer quelle méthode utiliser dans des circonstances différentes.

Arbre décisionnel : Inventaires et suivi – que faire et quand?

I. Tout d'abord, supposons que vous avez besoin de savoir combien d'animaux sont présents au sein d'une population.

1. Tous les animaux de la population sont-ils individuellement connus et peuvent-ils être trouvés en quelques semaines **et/ou** sont-ils relativement peu nombreux, construisent-ils des nids de nuit et se trouvent-ils dans une petite zone?

Non → Si non, allez à 2.

Oui

Si oui, réalisez un comptage complet des individus connus ou procédez à un balayage pour couvrir la totalité de la zone d'intérêt.

Réalisez une étude pilote sur quelques transects à travers la zone d'intérêt pour avoir une idée approximative du taux de rencontre (ceci ne devrait prendre que quelques semaines). Allez ensuite à 3.

2. Le taux de rencontre approximatif des groupes de nids ou des autres signes permettant d'estimer la densité est-il déjà connu?

Non →

Oui

3. Déterminez le coefficient de variation cible que vous voulez pour un inventaire. Si un inventaire ou une série d'inventaires vise des objectifs de suivi, une analyse de puissance doit être réalisée pour estimer la probabilité de la capacité à détecter une tendance compte tenu de la variabilité potentielle des données et de la conception du suivi (la même chose s'applique aux méthodes basées sur le marquage-recapture, etc.). A partir du taux de rencontre obtenu suite à l'étude pilote, calculez le nombre de kilomètres de transects qui vous sera nécessaire pour estimer la densité des groupes de nids. (Utilisez la formule du Chapitre 7, section 7.2.2.1. de Buckland *et al.* (2001). Ce nombre de kilomètres est-il réalisable compte tenu du temps et des ressources disponibles?

Non → Si non, allez à 4.

Oui

Si oui, concevez un inventaire basé sur un transect en combinant le programme DISTANCE et soit ArcView soit ArcGIS. Mettez en œuvre cet inventaire avec des équipes de terrain formées; utilisez les résultats pour estimer la population de grands singes dans la zone d'étude.

4. Vous ne pouvez pas calculer la densité sans investir énormément d'argent. Vous ne pouvez donc pas utiliser des transects pour estimer le nombre d'animaux. Pouvez-vous appliquer des méthodes génétiques?

Non → Si non, étudiez les méthodes d'index (Allez à 5).

Oui

Si oui, et si vous avez accès à un personnel formé et à un laboratoire partenaire pour le traitement des échantillons, envisagez de développer un inventaire utilisant des marqueurs génétiques et mettez-le en œuvre. (NB : Il est conseillé de réaliser une étude pilote – cette approche peut être ou ne pas être plus onéreuse que les méthodes de transects).

II. Vous ne pouvez pas estimer **combien** d'animaux sont présents au sein de la population **et/ou** vous n'avez pas besoin de le savoir. Cependant, vous pouvez calculer l'aire d'occupation (cartes de distribution) et l'abondance relative.

5. Y a-t-il suffisamment de ressources pour couvrir la totalité de la zone à travers des marches de reconnaissance?

Non → Si non, envisagez de réaliser des inventaires sur la base d'entretiens uniquement.

Oui

Si oui, réalisez un programme d'échantillonnage par recce en combinant ArcView ou ArcGIS et le programme DISTANCE et mettez-le en œuvre sur le terrain avec des équipes formées. Vous aurez une carte de distribution et l'abondance relative pour la zone.

(Voir également la Section 3.2 'Methods: what to do and what order to do it' in dans Hedges, S. et D. Lawson. 2006. Dung survey standards for the MIKE programme. CITES MIKE Programme, Nairobi, Kenya <http://www.cites.org/eng/prog/MIKE/index.shtml>)

Remerciements

Nous sommes fortement reconnaissants envers les personnes suivantes pour le temps et l'expertise accordés à la revue et à l'amélioration de ce document : Richard Bergl, Aditya Gangadharan, Kath Jeffery, Andrew Marshall, David Morgan, James D. Nichols, John F. Oates, Andrew Plumptre, Anne Russon, Crickette Sanz, Ian Singleton, Emma Stokes, Samantha Strindberg et Caroline Tutin. Des remerciements particuliers pour leur contribution spécifique relative aux analyses génétiques s'adressent à Mimi Arandjelovic, Richard Bergl, Katja Guschanski, Kath Jeffery et Dieter Lucas, et pour sa contribution sur les nids à Barbara Fruth.

Nous remercions également Kim Meek pour la conception graphique, Anthony Rylands pour la direction éditoriale et Kim Hockings et Crickette Sanz pour l'utilisation de leurs photographies. Christophe Boesch et l'institut Max Planck pour l'anthropologie évolutionnaire, Conservation International, Hutan, la fondation Margot Marsh pour la biodiversité et Wildlife Conservation Society ont apporté leur appui à la rédaction et au développement de ces lignes directrices. La publication a été généreusement financée par une subvention de la fondation Arcus.

Bibliographie

Publications citées

- Ancrenaz, M., Calaque, R. and Lackman-Ancrenaz, I. 2004a. Orang-utan (*Pongo pygmaeus*) nesting behaviour in disturbed forest (Sabah, Malaysia): implications for nest census. *International Journal of Primatology* 25:983–1000.
- Ancrenaz, M., Gimenez, O., Goossens, B., Sawang, A. and Lackman-Ancrenaz, I. 2004b. Determination of ape distribution and population size with ground and aerial surveys: a case study with orang-utans in lower Kinabatangan, Sabah, Malaysia. *Animal Conservation* 7:375–385.
- Ancrenaz, M., Gimenez, O., Ambu, L., Ancrenaz, K., Andau, P., Goossens, B., Payne, J., Tuuga, A. and Lackman-Ancrenaz, I. 2005. Aerial surveys give new estimates for orang-utans in Sabah, Malaysia. *Plos Biology* 3:30–37.
- Aveling, C. and Harcourt, A.H. 1984. A census of the Virunga gorillas. *Oryx* 18:8–13.
- Bergl, R.A. and Vigilant, L. 2007. Genetic analysis reveals population structure and recent migration within the highly fragmented range of the Cross River gorilla (*Gorilla gorilla diehli*). *Molecular Ecology* 16:501–516.
- Bermejo, M., Rodriguez-Teijeiro, J.D., Illera, G., Barroso, A., Vilà, C. and Walsh, P.D. 2006. Ebola outbreak killed 5000 gorillas. *Science* 314(5805):1564.
- Bernard, H.R. 2002. *Research Methods in Anthropology: Qualitative and Quantitative Methods*. Third Edition. Altimara Press, Walnut Creek, USA.
- Bibby, C.J. and Buckland, S.T. 1987. Bias of bird census results due to detectability varying with habitat. *Journal of Applied Ecology* 22:619–633.
- Blake, S. 2005. *Long-Term System for Monitoring the Illegal Killing of Elephants (MIKE): Central African Forests-Final Report of Population Surveys (2003-2004)*. Wildlife Conservation Society, New York.
- Boesch, C. and Boesch-Achermann, H. 2000. *The Chimpanzees of the Tai Forest: Behavioral Ecology and Evolution*. Oxford University Press, New York.
- Borchers, D.L., Buckland, S.T. and Zucchini, W. 2002. *Estimating Animal Abundance: Closed Populations*. Springer-Verlag, London.
- Bradley, B.J., Doran-Sheehy, D.M. and Vigilant, L. 2008. Genetic identification of elusive animals: re-evaluating tracking and nesting data for wild western gorillas. *Journal of Zoology* 275:333-340.
- Brugière, D. and Sakom, D. 2001. Population density and nesting, behaviour of lowland gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) in the Ngotto forest, Central African Republic. *Journal of Zoology* 255:251–259.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London. Free download <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance.book/>
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. and Thomas, L. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London.
- Buij, R., Singleton, I., Krakauer, E. and van Schaik, C.P. 2003. Rapid assessment of orangutan density. *Biological Conservation* 114:103–113.
- Buij, R., McShea, W.J., Campbell, P., Lee, M.E., Dallmeier, F., Guimondoud, S., Mackaga, L., Guisseougou, N., Mboumba, S., Hines, J., Nichols, J.D. and Alonso, A. 2007. Patch-occupancy models indicate human activity as major determinant of forest elephant *Loxodonta cyclotis* seasonal distribution in an industrial corridor in Gabon. *Biological Conservation* 35:189–201.
- Caillaud, D., Levréro, F., Cristescu, R., Gatti, S., Dewas, M., Douadi, M., Gautier-Hion, A., Raymond, M. and Ménard, N. 2006. Gorilla susceptibility to Ebola virus: the cost of sociality. *Current Biology* 16: 489–491.
- Caughley, G. 1974. Bias in aerial survey. *Journal of Wildlife Management* 38:921–933.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. John Wiley and Sons, New York.
- Di Fiore, A. 2003. Molecular genetic approaches to the study of primate behavior, social organization, and reproduction. *American Journal of Physical Anthropology* 122:62–99.
- Fruth, B. 1995. Nests and nest groups in wild bonobos: Ecological and Behavioural correlates. Ph.D. thesis, Ludwig-Maximilian University, Munich.
- Furuichi, T., Hashimoto, C. and Tashiro, Y. 2001. Extended application of a marked-nest census method to examine seasonal changes in habitat use by chimpanzees. *International Journal of Primatology* 22:913–928.
- Ghiglieri, M.P. 1979. The socio-ecology of chimpanzees in Kibale Forest, Uganda. Ph.D. thesis, University of California, Davis.
- Ghiglieri, M.P. 1984. *The Chimpanzee of Kibale Forest*. Columbia University Press, New York.

- Goswami, V.R., Madhusudan, M.D. and Karanth, K.U. 2007. Application of photographic capture-recapture modelling to estimate demographic parameters for male Asian elephants. *Animal Conservation* 10:391–99.
- Gray, M., McNeilage, A., Fawcett, K. Robbins, M.M., Ssebide, B., Mbula, D. and Uwingeli, P. in review. Censusing the mountain gorillas in the Virunga Volcanoes: Complete sweep method vs. monitoring. *African Journal of Ecology*.
- Greenwood, J.J.D. 1996. Basic techniques. In: W.J. Sutherland (ed.), *Ecological Census Techniques: A Handbook*. pp.11–110. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hall, J.S., White, L.J.T., Inogwabini, B.-I., Omari, I., Simons-Morland, H., Williamson, E.A., Saltonstall, K., Walsh, P., Sikubwabo, C., Bonny, D., Prince Kiswele, K., Vedder, A. and Freeman, K. 1998. Survey of Grauer's gorillas (*Gorilla gorilla graueri*) and eastern chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*) in the Kahuzi-Biega National Park lowland sector and adjacent forest in eastern Democratic Republic of Congo. *International Journal of Primatology* 19:207–235.
- Ham, R. 1998. Nationwide chimpanzee census and large mammal survey in Republic of Guinea. Unpublished report to the European Union, Conakry, Guinea.
- Harcourt, A.H. and Fossey, D. 1981. The Virunga gorillas: decline of an island population. *African Journal of Ecology* 19:83–97.
- Hart, T. and Mwinyihali, R. 2001. *Armed Conflict and Biodiversity in Sub-Saharan Africa: The Case of the Democratic Republic of Congo*. Biodiversity Support Program, Washington, DC.
- Hashimoto, C. 1995. Population census of the chimpanzees in the Kalinzu Forest, Uganda: comparison between methods with nest counts. *Primates* 36:477–488.
- Hayes, R.J. and Buckland, S.T. 1983. Radial distance models for the line-transect methods. *Biometrics* 39:29–42.
- Hedges, S. and D. Lawson. 2006. Dung survey standards for the MIKE programme. CITES MIKE Programme, Nairobi, Kenya. Website: www.cites.org/eng/prog/MIKE/index.shtml
- Henschel, P. and Ray, J.C. 2003. *Leopards in African Rainforests: Survey and Monitoring Techniques*. Wildlife Conservation Society, New York. Website: www.savingwildplaces.com/swp-globalcarnivore (English and French pdfs).
- Hoppe-Dominik, B. 1991. Distribution and status of chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) on the Ivory Coast. *Primate Report* 31:45–75.
- Iwata, Y. and Ando, C. 2007. Bed and bed-site reuse by western lowland gorillas (*Gorilla g. gorilla*) in Moukalaba-Doudou National Park, Gabon. *Primates* 48:77–80.
- Johnson, A.E., Knott, C.D., Pamungkas, B., Pasaribu, M. and Marshall, A.J. 2005. A survey of the orangutan (*Pongo pygmaeus wurmbii*) population in and around Gunung Palung National Park, West Kalimantan, Indonesia, based on nest counts. *Biological Conservation* 121:495–507.
- Kalpers, J. 2001. *Volcanoes Under Siege: Impact of a Decade of Armed Conflict in the Virungas*. Biodiversity Support Program, Washington, DC.
- Kalpers, J., Williamson, E.A., Robbins, M.M., McNeilage, A., Nzamurambaho, A., Lola, N. and Mugiri, G. 2003. Gorillas in the crossfire: assessment of population dynamics of the Virunga mountain gorillas over the past three decades. *Oryx* 37:326–337.
- Karanth, K.U. and Nichols, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852–2862.
- Köndgen, S., Kühl, H., N'Goran, P.K., Walsh, P.D., Schenk, S., Ernst, N., Biek, R., Formenty, P., Maetz-Rensing, K., Schweiger, B., Junglen, S., Ellerbrok, H., Nitsche, A., Briese, T., Lipkin, W.I. Pauli, G., Boesch, C. and Leendertz, F.H. 2008. Pandemic human viruses cause decline of endangered great apes. *Current Biology* 18:260–264.
- Kormos, R. and Boesch, C. 2003. *Regional Action Plan for the Conservation of Chimpanzees in West Africa*. Conservation International, Washington, DC.
- Kühl, H.S, Todd, A., Boesch, C. and Walsh, P.D. 2007. Manipulating dung decay time for efficient large-mammal density estimation: gorillas and dung height. *Ecological Applications* 17:2403–2414.
- Laing, S.E., Buckland, S.T., Burn, R.W., Lambie, D. and Amphlett, A. 2003. Dung and nest survey: estimating decay rates. *Journal of Applied Ecology* 40:1102–1111.
- Leendertz, F.H., Pauli, G., Maetz-Rensing, K., Boardman, W., Nunn, C., Ellerbrok, H., Jensen, S.A., Junglen, S. and Boesch, C. 2006. Pathogens as drivers of population declines: the importance of systematic monitoring in great apes and other threatened mammals. *Biological Conservation* 131:325–337.
- Lukacs, P.M. 2005. Statistical aspects of using genetic markers for individual identification in capture-recapture studies. Ph.D. thesis, Colorado University, USA.
- Lukacs, P.M. and Burnham, K.P. 2005a. Estimating population size from DNA-based closed capture–recapture data incorporating genotyping error. *Journal of Wildlife Management* 69:396–403.
- Lukacs, P.M. and Burnham, K.P. 2005b. Review of capture–recapture methods applicable to noninvasive genetic sampling. *Molecular Ecology* 14:3909–3919.
- MacKenzie, D.I. and Royle, J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105–1114.
- MacKinnon, J. 1974. The behaviour and ecology of wild orang-utans (*Pongo pygmaeus*). *Animal Behaviour* 22:3–74.
- Magliocca, F., Querouil, S. and Gautier Hion, A. 1999. Population structure and group composition of western lowland gorillas in north-western Republic of Congo. *American Journal of Primatology* 48:1–14.
- Marchesi, P., Marchesi, N., Fruth, B. and Boesch, C. 1995. Census and distribution of chimpanzees in Cote d'Ivoire. *Primates* 36:591–607.
- Marshall, A.J., Nardiyono, L., Engstrom, M., Pamungkas, B. and Palapa, J. 2006. The blowgun is mightier than the chainsaw in determining population density of Bornean orang-utans in the forests of East Kalimantan. *Biological Conservation* 129:566–578.
- Marshall, A.J., Salas, L.A., Stephens, S., Nardiyono, L., Engstrom, M., Meijaard, E. and Stanley, S.A. 2007. Use of limestone karst forests by Bornean orang-utans in the Sangkuliran Peninsula, East Kalimantan, Indonesia. *American Journal of Primatology* 69:1–8.
- Mathewson, P.D., Spehar, S.N., Meijaard, E., Nardiyono, Purnomo, Sasmirul, A., Sudiyanto, Oman, Sulhudin, Jasary, Jumali, and Marshall, A.J. 2008. Evaluating orangutan census techniques using nest decay rates: implications for population estimates. *Ecological Applications* 18:208–221.
- McGraw, W.S. 1998. Three monkeys nearing extinction in the forest reserves of eastern Côte d'Ivoire. *Oryx* 32:233–236.
- McNeilage, A., Plumptre, A.J., Brock-Doyle, A. and Vedder, A. 2001. Bwindi Impenetrable National Park, Uganda: gorilla census 1997. *Oryx* 35:39–47.
- McNeilage, A., Robbins, M.M., Gray, M., Olupot, W., Babaasa, D., Bitariho, R., Kasangaki, A., Rainer, A., Asuma, S., Mugiri, G. and Baker, J. 2006. Census of the mountain gorilla *Gorilla beringei beringei* population in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Oryx* 40:419–427.
- Mills, L.S., Citta, J.J., Lair, K.P., Schwartz, M.K. and Talmon, D.A. 2000. Estimating animal abundance using noninvasive DNA sampling: promise and pitfalls. *Ecological Applications* 10:238–294.

- Mohneke, M. and Fruth, B. 2008. Bonobo (*Pan paniscus*) density estimation in the SW-Salonga National Park, Democratic Republic of Congo: Common methodology revisited. In: T. Furuichi and J. Thompson (eds.), *The Bonobos. Behavior, Ecology, and Conservation*, pp.151–166. Springer, New York.
- Morgan, D., Sanz, S., Onononga, J.R. and Strindberg, S. 2006. Ape abundance and habitat use in the Goulougo Triangle, Republic of Congo. *International Journal of Primatology* 27:147–179.
- Morin, P.A., Chambers, K.E., Boesch, C. and Vigilant L. 2001. Quantitative polymerase chain reaction analysis of DNA from noninvasive samples for accurate microsatellite genotyping of wild chimpanzees (*Pan troglodytes verus*). *Molecular Ecology* 10:1835–1844.
- Morrogh-Bernard, H., Husson, S., Page, S.E. and Rieley, J.O. 2003. Population status of the Bornean orang-utan (*Pongo pygmaeus*) in the Sebangau peat swamp forest, Central Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation* 110:141–152.
- Mowat, G. and C. Strobeck. 2000. Estimating population size of grizzly bears using hair capture, DNA profiling and mark-recapture analysis. *Journal of Wildlife Management* 64:183–193.
- Nichols, J.D. 1992. Capture-recapture models. *Bioscience* 42:94–102.
- Nichols, J.D. and Conroy, M.J. 1996. Techniques for estimating abundance and species diversity. In: D.E. Wilson, F.R. Cole, J.D. Nichols, R. Rudran and M.S. Foster (eds.), *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*, pp.177–234. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Nishida, T., Corp, N., Hamai, M., Hasegawa, T., Hiraiwa-Hasegawa, M., Hosaka, K., Hunt, K.D., Itoh, N., Kawanaka, K., Matsumoto-Oda, A., Mitani, J.C., Nakamura, M., Norikoshi, K., Sakamaki, T., Turner, L., Uehara, S. and Zamma, K. 2003. Demography, female life history, and reproductive profiles among the chimpanzees of Mahale. *American Journal of Primatology* 59:99–121.
- Nsubuga, A.M., Robbins, M.M., Roeder, A.D., Morin, P.A., Boesch, C. and Vigilant, L. 2004. Factors affecting the amount of genomic DNA extracted from ape faeces and the identification of an improved sample storage method. *Molecular Ecology* 13:2089–2094.
- Parnell, R.J. 2002. Group size and structure in Western Lowland Gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) at Mbeli Bai, Republic of Congo. *American Journal of Primatology* 56:193–206.
- Payne, J. 1988. Orang-utan conservation in Sabah. *WWF-Malaysia International, Report 3759*, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Pellet, J. and Schmidt, B.R. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* 123:27–35.
- Petit, E. and Valiere, N. 2006. Estimating population size with noninvasive capture-mark-recapture data. *Conservation Biology* 20:1062–1073.
- Plumptre, A.J. 2000. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. *Journal of Applied Ecology* 37:356–368.
- Plumptre, A.J. and Cox, D. 2006. Counting primates for conservation: primate surveys in Uganda. *Primates* 47:65–73.
- Plumptre, A.J. and Harris, S. 1995. Estimating the biomass of large mammalian herbivores in a tropical montane forest: a method of faecal counting that avoids assuming a 'steady state' assumption. *Journal of Applied Ecology* 32:111–120.
- Plumptre, A.J. and Reynolds, V. 1994. The impact of selective logging on the primate populations in the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Journal of Applied Ecology* 31:631–641.
- Plumptre, A.J. and Reynolds, V. 1996. Censusing chimpanzees in the Budongo Forest, Uganda. *International Journal of Primatology* 17:85–99.
- Plumptre, A.J. and Reynolds, V. 1997. Nesting behaviour of chimpanzees: implications for censuses. *International Journal of Primatology* 18:475–485.
- Pusey, A.E., Pintea, L., Wilson, M.L., Kamenya, S. and Goodall, J. 2007. The contribution of long-term research at Gombe National Park to chimpanzee conservation. *Conservation Biology* 21:623–634.
- Reynolds, V. and Reynolds, F. 1965. Chimpanzees of the Budongo Forest. In: I. DeVore (ed.), *Primate Behavior. Field Studies of Monkeys and Apes*, pp.368–424. Holt, Rinehart and Winston, New York.
- Rijksen, H.D. 1978. *A Field Study on Sumatran Orang Utans (Pongo pygmaeus abelii Lesson 1827): Ecology, Behaviour and Conservation*. H. Veenman and Zonen B.V., Wageningen, The Netherlands.
- Robbins, M.M., Sicotte, P. and Stewart, K.J. (eds.). 2001. *Mountain Gorillas: Three Decades of Research at Karisoke*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ross, C. and Reeve, N. 2003. Survey and census methods: population distribution and density. In: J.M. Setchell and D.J. Curtis (eds.), *Field and Laboratory Methods in Primatology*, pp.90–109. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Royle, J.A. and Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence absence data or point counts. *Ecology* 84:777–790.
- Russon, A.E., Erman, A. and Dennis, R. 2001. The population and distribution of orang-utans (*Pongo pygmaeus pygmaeus*) in and around the Danau Sentarum Wildlife Reserve, West Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation* 97:21–28.
- Sanderson, J.G. and Trolle, M. 2005. Monitoring elusive mammals. *American Scientist* 701:148–155.
- Sanz, C., Morgan, D. and Gulick, S. 2004. New insights into chimpanzees, tools, and termites from the Congo basin. *American Naturalist* 164:567–581.
- Sanz, C., Morgan, D., Strindberg, S. and Onononga, J.R. 2007. Distinguishing between the nests of sympatric chimpanzees and gorillas. *Journal of Applied Ecology* 44:263–272.
- Singleton, I. 2000. Ranging behaviour and seasonal movements of Sumatran orang-utans (*Pongo pygmaeus abelii*) in swamp forests. Ph.D. thesis, University of Kent at Canterbury, UK.
- Singleton, I., Wich, S., Husson, S., Stephens, S., Utami-Atmoko, S.S., Leighton, M., Rossen, N., Traylor-Holzer, K., Lacy, R. and Byers, O. 2004. *Orangutan Population and Habitat Viability Assessment: Final Report*. IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, MN.
- Southwood, T.R.E. and Henderson, P.A. 2000. *Ecological Methods*, 3rd edition. Blackwell Sciences, Oxford.
- Stokes, E.J., Parnell, R.J. and C. Olejniczak. 2003. Female dispersal and reproductive success in wild western lowland gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*). *Behavioural Ecology and Sociobiology* 54:329–339.
- Sugiyama, Y. and Soumah, A.G. 1988. Preliminary survey of the distribution and population of chimpanzees in the Republic of Guinea. *Primates* 29:569–574.
- Taberlet, P. and Luikart, G. 1999. Non-invasive genetic sampling and individual identification. *Biological Journal of the Linnean Society* 68:41–55.
- Taberlet, P., Waits, L.P. and Luikart, G. 1999. Noninvasive genetic sampling: look before you leap. *Trends in Ecology and Evolution* 14:323–327.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B., and Marques, T.A. 2006. *Distance 5.0. Release 2*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, U.K. Website: www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/

- Todd, A.F., Kühl, H.S., Cippolletta, C. and Walsh, P.D. 2008. Using dung to estimate gorilla density: Modeling dung production rate. *International Journal of Primatology* 29:549–563.
- Tutin, C.E.G. and Fernandez, M. 1984. Nationwide census of gorilla (*Gorilla g. gorilla*) and chimpanzee (*Pan t. troglodytes*) populations in Gabon. *American Journal of Primatology* 6:313–336.
- Tutin, C.E.G., Parnell, R.J., White, L.J.T. and Fernandez, M. 1995. Nest building by lowland gorillas in the Lopé Reserve, Gabon: environmental influences and implications for censusing. *International Journal of Primatology* 16:53–76.
- Tutin, C., Stokes, E., Boesch, C., Morgan, D., Sanz, C., Reed, T., Blom, A., Walsh, P., Blake, S. and Kormos, R. 2005. *Regional Action Plan for the Conservation of Chimpanzees and Gorillas in Western Equatorial Africa*. Conservation International, Washington DC, USA.
- van Krunkelsven, E. 2001. Density estimation of bonobos (*Pan paniscus*) in Salonga National Park, Congo. *Biological Conservation* 99:387–391.
- van Krunkelsven, E., Bila-Isia, I. and Draulans, D. 2000. A survey of bonobos and other large mammals in the Salonga National Park, Democratic Republic of Congo. *Oryx* 34:180–187.
- van Schaik, C.P. and Azwar. 1991. Orang-utan densities in different forest types in the Gunung Leuser National Park (Sumatra), as determined by nest counts. Unpublished report to PHPA, LIPI and L.S.B. Leakey Foundation, Durham, NC.
- van Schaik, C.P., Priatna, A. and Priatna, D. 1995. Population estimates and habitat preferences of orang-utans (*Pongo pygmaeus*) based on line transects of nests. In: R.D. Nadler, B.F.M. Galdikas, L.K. Sheeran and N. Rosen, (eds.), *The Neglected Ape*, pp.129–147. Plenum Press, New York.
- van Schaik, C.P., Wich, S., Utami, S. and Odom, K. 2005. A simple alternative to line transects of nests for estimating orangutan densities. *Primates* 46:249–254.
- Vincent, J.-P., Hewison, A.J.M., Angibault, J.-M. and Cargnelutti, B. 1996. Testing density estimators on a fallow deer population of known size. *Journal of Wildlife Management* 60:18–28.
- Waits, L.P. 2004. Using noninvasive genetic sampling to detect and estimate abundance of rare wildlife species. In: W.L. Thomson (ed.), *Sampling rare or elusive species: concepts, designs and techniques for estimating population parameters*, pp.211–228. Island Press, Washington, DC.
- Waits, L.P. and Paetkau, D. 2005. Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: A review of applications and recommendations for accurate data collection. *Journal of Wildlife Management* 69:1419–1433.
- Walsh, P.D. and White, L.J.T. 1999. What will it take to monitor forest elephant populations? *Conservation Biology* 13:1194–1202.
- Walsh, P.D. and White, L.J.T. 2005. Evaluating the steady state assumption: simulations of gorilla nest decay. *Ecological Applications* 15:1342–1350.
- Walsh, P.D., Abernethy, K.A., Bermejo, M., Beyersk, R., De Wachter, P., Akou, M.E., Huijbregts, B., Mambounga, D.I., Toham, A.K., Kilbourn, A.M., Lahm, S.A., Latour, S., Maisels, S.F., Mbina, C., Mihindou, Y., Obiang, S.N., Effa, E.N. and Starkey, M. 2003. Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature* 422:611–614.
- White, L.J.T. and Edwards, A. (eds.) 2000. *Conservation Research in the African Rain Forests: A Technical Handbook*. Wildlife Conservation Society, New York.
- Whitesides, G.H., Oates, J.F., Green, S. and Kluberanz, R.P. 1988. Estimating primate densities from transects in a West African rainforest: a comparison of techniques. *Journal of Animal Ecology* 57:345–367.
- Wich, S.A., Buij, R. and van Schaik, C.P. 2004. Determinants of orang-utan density in the dryland forests of the Leuser ecosystem. *Primates* 45:177–182.

Autres publications utiles

1. Inventaires et recensements : Présentation et informations générales

- Brockelman, W.Y. and Ali, R. 1987. Methods of surveying and sampling forest primate populations. In: C.W. Marsh and R.A. Mittermeier (eds.), *Primate Conservation in the Tropical Rain Forest*, pp.23–62. Alan R. Liss, New York, USA.
- Ganzhorn, J.U. 2003. Habitat description and phenology. In: J.M. Setchell and D.J. Curtis (eds.), *Field and Laboratory Methods in Primatology*, pp. 40–56. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gruber, B., Reineking, B., Calabrese, J.M., Kranz, A., Poledníková, K., Poledník, L., Klenke, R., Valentin, A. and Henle, K. 2008. A new method for estimating visitation rates of cryptic animals via repeated surveys of indirect signs. *Journal of Applied Ecology* 45:728–735.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. and Hines, J.E. 2005. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier, San Diego.
- Skorupa, J.P. 1987. Do line-transect surveys systematically underestimate primate densities in logged forests? *American Journal of Primatology* 13:1–9.
- Sutherland, W.J. 2000. Monitoring. In: W.J. Sutherland (ed.), *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*, pp.36–64. Blackwell Science, Oxford.
- Sutherland, W.J. 1996. The twenty commonest censusing sins. In: W.J. Sutherland (ed.), *Ecological Census Techniques. A Handbook*, pp.317–318. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Williams, B.K., Nichols, J.D. and Conroy, M.J. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego.

2. Echantillonnage selon la distance et analyses statistiques

- Barnes, R.F.W. 2002. The problem of precision and trend detection posed by small elephant populations in West Africa. *African Journal of Ecology* 40:179–185.
- Barnes, R., Beardsley, K., Michelmores, F., Barnes, K.L., Alers, M.P.T. and Blom, A. 1997. Estimating forest elephant numbers with dung counts and a geographic information system. *Journal of Wildlife Management* 61:1384–1393.
- Burnham, K.P. and Anderson, D.R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd edition. Springer-Verlag, New York.
- Chen, S.C. 2000. Animal abundance estimation in independent observer line transect surveys. *Environmental and Ecological Statistics* 7:285–299.
- Crain, B.R. 1998. Some comments on line transect grouped data analysis. *Ecological Modelling* 109:243–249.
- Hedley, S. and Buckland, S.T. 2004. Spatial Models for Line Transect Sampling. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 9:181–199.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A. and Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255.

- Marques, T. 2004. Predicting and correcting bias caused by measurement error in line transect sampling using multiplicative error models. *Biometrics* 60:757–763.
- Marshall, A.R., Lovett, J.C. and White, P.C.L. 2008. Selection of line-transect methods for estimating the density of group-living animals: Lessons from the primates. *American Journal of Primatology* 70:452–462.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. and Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62:1–135.
- Strayer, D. 1999. Statistical power of presence-absence data to detect population declines. *Conservation Biology* 13:1034–1038.
- Strindberg, S. and Buckland, S.T. 2004. Zigzag survey designs in line transect sampling. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 9:443–461.
- Vaughan, I.P. and Ormerod, S.J. 2005. The continuing challenges of testing species distribution models. *Journal of Applied Ecology* 42:720–730.
- Walsh, P.D., White, L.J.T., Mbina, C., Idiata, D., Mihindou, Y., Maisels, F. and Thibault, M. 2001. Estimates of forest elephant abundance: projecting the relationship between precision and effort. *Journal of Applied Ecology* 38:217–228.

3. Variables mesurables utilisées pour les inventaires de grands singes

- Baldwin, P.J., Sabater Pi, J., McGrew, W.C. and Tutin, C.E.G. 1981. Comparisons of nests made by different populations of chimpanzees (*Pan troglodytes*). *Primates* 22:474–486.
- Brownlow, A.R., Plumptre, A.J., Reynolds, V. and Ward, R. 2001. Sources of variation in the nesting behavior of chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*) in the Budongo Forest, Uganda. *American Journal of Primatology* 55:49–55.
- Fruth, B. and Hohmann, G. 1993. Ecological and behavioral aspects of nest building in wild bonobos (*Pan paniscus*). *Ethology* 94:113–126.
- Johns, A.D. 1985. Differential detectability of primates between primary and selectively logged habitats and implications for population surveys. *American Journal of Primatology* 8:31–36.
- Sugardjito, J. 1983. Selecting nest-sites of Sumatran orang-utans, *Pongo pygmaeus abelii*, in the Gunung Leuser National Park, Indonesia. *Primates* 24:467–474.
- Yamagiwa, J. 2001. Factors influencing the formation of ground nests by eastern lowland gorillas in Kahuzi-Biega National Park: some evolutionary implications of nesting behaviour. *Journal of Human Evolution* 40:99–109.

4. Inventaires des grands singes africains

- Devos, C., Walsh, P.D., Arnhem, E. and Huynen, M.C. 2008. Monitoring population decline: can transect surveys detect the impact of the Ebola virus on apes? *Oryx* 42:367–374.
- Devos, C., Sanz, C., Morgan, D., Onononga, J.R., Laporte, N. and Huynen, M.C. 2008. Comparing ape densities and habitats in Northern Congo: surveys of sympatric gorillas and chimpanzees in the Odzala and Ndoki regions. *American Journal of Primatology* 70:439–451.
- Gonzalez-Kirchner, J.P. 1997. Census of western lowland gorilla population in Rio Muni region, Equatorial Guinea. *Folia Zoologica* 46:15–22.
- Grossmann, F., Hart, J.A., Vosper, A. and Ilambu, O. 2008. Range occupation and population estimates of bonobos in the Salonga National Park: application to large-scale surveys of bonobos in the Democratic Republic of Congo. In: T. Furuichi and J. Thompson (eds.), *The Bonobos. Behavior, Ecology, and Conservation*, pp.189–216. Springer, New York.
- Thomas, S.C. 1991. Population densities and patterns of habitat use among anthropoid primates of the Ituri forest, Zaire. *Biotropica* 23:68–83.
- Williamson, E.A. and Usongo, L. 1996. Survey of gorillas *Gorilla gorilla* and chimpanzees *Pan troglodytes* in the Réserve de Faune du Dja, Cameroun. *African Primates* 2:67–72.
- Yamagiwa, J., Mwanza, N., Spangenberg, A., Maruhashi, T., Yumoto, T., Fischer, A. and Steinhauer-Burkart, B. 1993. A census of the eastern lowland gorillas *Gorilla gorilla graueri* in Kahuzi-Biega National Park with reference to mountain gorillas *G.g. beringei* in the Virunga region, Zaire. *Biological Conservation* 64:83–89.

5. Inventaires des orangs-outans

- Ancrenaz, M. 2006. Consultancy on survey design and data analysis at Betung Kerihun National Park, Indonesia. WWF–Germany. <http://www.wwf.or.id/admin/file-upload/files/FCT1165193058.pdf>
- Blouch, R.A. 1997. Distribution and abundance of orang-utans (*Pongo pygmaeus*) and other primates in the Lanjak Entimau Wildlife Sanctuary, Sarawak, Malaysia. *Tropical Biodiversity* 4:259–274.
- Felton, A.M., Engstrom, L.M., Felton, A. and Knott, C.D. 2003. Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged peat swamp forests in West Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation* 114:91–101.
- Knop, E., Ward, P.I. and Wich, S.A. 2004. A comparison of orang-utan density in a logged and unlogged forest on Sumatra. *Biological Conservation* 120:183–188.

6. Inventaires aériens

- Alpizar-Jara, R. and Pollock, K.H. 1996. A combination line transect and capture-recapture sampling model for multiple observers in aerial surveys. *Environmental and Ecological Statistics* 3:311–327.
- Ottichilo, W.K. and Khaemba, W.M. 2001. Validation of observer and aircraft calibration for aerial surveys of animals. *African Journal of Ecology* 39:45–50.
- Quang, P.X. and Becker, E.F. 1997. Combining line transect and double count sampling techniques for aerial surveys. *Journal of Agriculture Biological and Environmental Statistics* 2:1–14.
- Whitehouse, A.M., Hall-Martin, A.J. and Knight, M.H. 2001. A comparison of methods used to count the elephant population of the Addo Elephant National Park, South Africa. *African Journal of Ecology* 39:140–145.

7. Génétique, capture-recapture

- Bergl, R.A. 2006. Conservation Biology of the Cross River Gorilla (*Gorilla gorilla diehli*). Ph.D. thesis, City University of New York, New York.
- Guschanski, K., Vigilant, L., McNeilage, A., Gray, M., Kagoda, E. and Robbins, M.M. In review. Counting elusive animals: comparison of a field and genetic census of the entire population of mountain gorillas of Bwindi Impenetrable National Park, Uganda.
- Huggins, R.M. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76:133–140.

- Kohn, M.H., York, E.C., Kamradt, D.A., Haught, D., Sauvajot, R.M. and Wayne, R.K. 1999. Estimating population size by genotyping faeces. *Proc. Roy. Soc. Lond. B* **266**:657–663.
- Lukacs, P.M., Eggert, L.S. and Burnham, K.P. 2008. Estimating population size from multiple detections with non-invasive genetic data. *Wildlife Biology in Practice* **3**:83–92.
- Miller, C.R., Joyce, P. and Waits, L.P. 2005. A new method for estimating the size of small populations from genetic mark-recapture data. *Molecular Ecology* **14**:1991–2005.
- Pledger, S. 2000. Unified maximum likelihood estimates for closed capture-recapture models using mixtures. *Biometrics* **56**:434–442.
- Trolle, M., Noss, A.J., Cordeiro, J.L.P. and Oliviera, L.F.B. 2008. Brazilian tapir density in the Pantanal: A comparison of systematic camera-trapping and line-transect surveys. *Biotropica* **40**:211–217.
- White, G.C., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Otis, D.L. 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos.

Annexe I

Contacts et ressources pour des informations et des financements supplémentaires

Base de données sur les populations de grands singes, environnements et inventaires (Ape Populations, Environments and Surveys ou A.P.E.S.)

<http://apes.eva.mpg.de/>

Email: apes@eva.mpg.de

DISTANCE

<http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

Programme sur les grands singes d'USFWS

<http://www.fws.gov/international/rfps/gahow.htm>

Bulletins d'information des donateurs de Biodiversity Conservation and Habitat and Ecosystem Protection

<http://www.bothends.org/service/stand4.html>

Conservation Information Service (CIS)

CIS relie des personnes qui développent et gèrent des projets de conservation à des donateurs qui partagent leurs objectifs.

<http://www.primate.wisc.edu/pin/cis/>

Partenariat collaboratif sur les forêts de la FAO

Forest Funding News

<http://www.fao.org/forestry/site/33747/en/>

Society for Conservation Biology

Liste d'institutions de subvention et contact pour l'appui à la recherche et aux autres activités de conservation en Afrique.

<http://www.conbio.org/sections/Africa/africafunding.cfm>

Base de données sur le financement de Tropical Biology Association

www.tropical-biology.org/alumni/database/main.php

Annexe II

Ressources en ligne de données SIG

Données analysées par trame

Téléchargement de données géographiques de USGS /Earth Resources Observation and Science (EROS)

<http://edc.usgs.gov/>

Données topographiques 1km

Digital Elevation Model (DEM) – National Geophysical Data Center (NGDC)

<http://www.ngdc.noaa.gov/mgg/topo/globe.html>

Données topographiques 90m

SRTM Data – The CGIAR Consortium for Spatial Information (CGIAR-CSI)

<http://srtm.csi.cgiar.org/SELECTION/inputCoord.asp>

Données vectorielles

World Base Map – ESRI

http://arcdata.esri.com/data_downloader/DataDownloader?part=10200 (vector)

The GIS Data Depot (enregistrement nécessaire)

<http://data.geocomm.com/catalog/>

Collection de données SIG

Université de California, Berkeley

<http://biogeo.berkeley.edu/bgm/gdata.php>

The CIESIN World Data Center for Human Interactions in the Environment

<http://sedac.ciesin.columbia.edu/wdc/index.jsp>

Africover – Food and Agriculture Organisation of the United Nations (requires Login)

http://www.africover.org/system/africover_data.php

Carpe Data Explorer – Central African Regional Program for the Environment

<http://maps.geog.umd.edu/metadataexplorer/explorer.jsp>

Global Land Cover Facility – Université du Maryland

<http://glcf.umiacs.umd.edu/index.shtml>

Cartes (sans géoréférencement)

Collection de cartes de la bibliothèque Perry – Castañeda

<http://www.lib.utexas.edu/maps/>

Documents occasionnels de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN

1. *Species Conservation Priorities in the Tropical Forests of Southeast Asia*. Edited by R.A. Mittermeier and W.R. Konstant, 1985, 58pp.*
2. *Priorités en matière de conservation des espèces à Madagascar*. Edited by R.A. Mittermeier, L.H. Rakotovo, V. Randrianasolo, E.J. Sterling and D. Devitre, 1987, 167pp.*
3. *Biology and Conservation of River Dolphins*. Edited by W.F. Perrin, R.K. Brownell, Zhou Kaiya and Liu Jiankang, 1989, 173pp.*
4. *Rodents. A World Survey of Species of Conservation Concern*. Edited by W.Z. Lidicker, Jr., 1989, 60pp.
5. *The Conservation Biology of Tortoises*. Edited by I.R. Swingland and M.W. Klemens, 1989, 202pp.*
6. *Biodiversity in Sub-Saharan Africa and its Islands: Conservation, Management, and Sustainable Use*. Compiled by S.N. Stuart and R.J. Adams, with a contribution from M.D. Jenkins, 1991, 242pp.
7. *Polar Bears: Proceedings of the Tenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group*, 1991, 107pp.
8. *Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies)*. Edited by T.R. New, 1993, 173pp.*
9. *The Conservation Biology of Molluscs: Proceedings of a Symposium held at the 9th International Malacological Congress, Edinburgh, Scotland, 1986*. Edited by A. Kay. Including a Status Report on Molluscan Diversity, by A. Kay, 1995, 81pp.
10. *Polar Bears: Proceedings of the Eleventh Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, January 25–28 1993, Copenhagen, Denmark*. Compiled by Ø. Wiig, E.W. Born and G.W. Garner, 1995, 192pp.
11. *African Elephant Database 1995*. M.Y. Said, R.N. Chunge, G.C. Craig, C.R. Thouless, R.F.W. Barnes and H.T. Dublin, 1995, 225pp.
12. *Assessing the Sustainability of Uses of Wild Species: Case Studies and Initial Assessment Procedure*. Edited by R. and C. Prescott-Allen, 1996, 135pp.
13. *Técnicas para el Manejo del Guanaco [Techniques for the Management of the Guanaco]*. Edited by S. Puig, South American Camelid Specialist Group, 1995, 231pp.
14. *Tourist Hunting in Tanzania*. Edited by N. Leader-Williams, J.A. Kayera and G.L. Overton, 1996, 138pp.
15. *Community-based Conservation in Tanzania*. Edited by N. Leader-Williams, J.A. Kayera and G.L. Overton, 1996, 226pp.
16. *The Live Bird Trade in Tanzania*. Edited by N. Leader-Williams and R.K. Tibanyenda, 1996, 129pp.
17. *Sturgeon Stocks and Caviar Trade Workshop: Proceedings of a Workshop, 9–10 October 1995 Bonn, Germany*. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Federal Agency for Nature Conservation. Edited by V.J. Birstein, A. Bauer and A. Kaiser-Pohlmann, 1997, 88pp.
18. *Manejo y Uso Sustentable de Pecaríes en la Amazonia Peruana*. R. Bodmer, R. Aquino, P. Puertas, C. Reyes, T. Fang and N. Gottdenker, 1997, 102pp.
19. *Proceedings of the Twelfth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 3–7 February 1997, Oslo, Norway*. Compiled by A.E. Derocher, G.W. Garner, N.J. Lunn and Ø. Wiig, 1998, 159pp.
20. *Sharks and their Relatives – Ecology and Conservation*. Compiled by M. Camhi, S. Fowler, J. Musick, A. Bräutigam and S. Fordham, 1998, 39pp. (Also in French)
21. *African Antelope Database 1998*. Compiled by R. East and the IUCN/SSC Antelope Specialist Group, 1999, 434pp.
22. *African Elephant Database 1998*. R.F.W. Barnes, G.C. Craig, H.T. Dublin, G. Overton, W. Simons and C.R. Thouless, 1999, 249pp.
23. *Biology and Conservation of Freshwater Cetaceans in Asia*. Edited by R.R. Reeves, B.D. Smith and T. Kasuya, 2000, 152pp.
24. *Links between Biodiversity Conservation, Livelihoods and Food Security: The Sustainable Use of Wild Species for Meat*. Edited by S.A. Mainka and M. Trivedi, 2002, 137pp. (Also in French)
25. *Elasmobranch Biodiversity, Conservation and Management. Proceedings of the International Seminar and Workshop, Sabah, Malaysia, July 1997*. Edited by S.L. Fowler, T.M. Reed and F.A. Dipper, 2002, 258pp.
26. *Polar Bears: Proceedings of the Thirteenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 23–28 June 2001, Nuuk, Greenland*. Compiled by N.J. Lunn, S. Schliebe and E.W. Born, 2002, 153pp.
27. *Guidance for CITES Scientific Authorities: Checklist to Assist in Making Non-detriment Findings for Appendix II Exports*. Compiled by A.R. Rosser and M.J. Haywood, 2002, 146pp.
28. *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species. Proceedings of the International Conference on Eradication of Island Invasives*. Edited by C.R. Veitch and M.N. Clout, 2002, 414pp.
29. *African Elephant Status Report 2002: An Update from the African Elephant Database*. J.J. Blanc, C.R. Thouless, J.A. Hart, H.T. Dublin, I. Douglas-Hamilton, C.G. Craig and R.F.W. Barnes, 2003, 302pp.
30. *Conservation and Development Interventions at the Wildlife/Livestock Interface: Implications for Wildlife, Livestock and Human Health*. Compiled by S.A. Osofsky and S. Cleaveland, W.B. Karesh, M.D. Kock, P.J. Nyhus, L. Starr and A. Yang, 2005, 220pp.
31. *The Status and Distribution of Freshwater Biodiversity in Eastern Africa*. Compiled by W. Darwall, K. Smith, T. Lower and J.-C. Vié, 2005, 36pp.
32. *Polar Bears: Proceedings of the 14th Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 20–24 June 2005, Seattle, Washington, USA*. Compiled by J. Aars, N.J. Lunn and A.E. Derocher, 2006, 189pp.
33. *African Elephant Status Report 2007: An Update from the African Elephant Database*. Compiled by J.J. Blanc, R.F.W. Barnes, C.G. Craig, H.T. Dublin, C.R. Thouless, I. Douglas-Hamilton and J.A. Hart, 2007, 275pp.
34. *Best Practice Guidelines for Reducing the Impact of Commercial Logging on Great Apes in Western Equatorial Africa*. D. Morgan and C. Sanz, 2007, 32pp. (Also in French)
35. *Best Practice Guidelines for the Re-introduction of Great Apes*. B. Beck K. Walkup, M. Rodrigues, S. Unwin, D. Travis, and T. Stoinski, 2007, 48pp. (Also in French at <http://www.primatesg.org/BP.reintro.htm>)
36. *Best Practice Guidelines for Surveys and Monitoring of Great Ape Populations*. H. Kühl, F. Maisels, M. Ancrenaz and E.A. Williamson, 2008, 32pp.

Un bon nombre de ces publications est disponible sur Internet : www.iucn.org/themes/ssc/publications/thematic_pubs.htm

*(Editions épuisées)



Rue Mauverney 28
1196 Gland
Suisse

Tél +41 22 999 0000
Fax +41 22 999 0002
mail@iucn.org
www.iucn.org

[Siège mondial](#)

