

# Panduan Amalan Terbaik Survei dan Pemantauan Populasi Kera Besar

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

Editor Seri: E.A. Williamson  
Alih Bahasa: Jaswinder Kaur Kler



Terbitan Bukan Berkala IUCN Species Survival Commission No. 36

### **The International Union for Conservation of Nature (IUCN)**

Ditubuhkan pada tahun 1948, IUCN mengumpulkan negara-negara, agensi kerajaan dan pelbagai organisasi bukan kerajaan dalam satu jaringan unik: kini terdapat lebih daripada 1,000 ahli di 140 negara. Sebagai pertubuhan yang mempunyai kebolehan menyatupadukan pelbagai badan, IUCN mencari ruang untuk mempengaruhi, menggalak dan membantu masyarakat dunia untuk memulihara kepelbagaian alam sekitar dan menentukan sumber alam wujud untuk semua secara mampan. IUCN memperkasakan ahli-ahlinya, jaringan lain dan organisasi yang berkerjasama dengannya untuk meningkatkan keupayaan mereka dan untuk menyokong ahli persekutu dalam usaha menjaga sumber asli di peringkat tempatan, wilayah dan antarabangsa.

### **IUCN Species Survival Commission**

Species Survival Commission (SSC) adalah antara enam suruhanjaya sukarela IUCN. Sebagai suruhanjaya sukarela terbesar di kalangan enam suruhanjaya, ia mempunyai keahlian 8,000 pakar. SSC memberi nasihat kepada IUCN dan ahli-ahlinya tentang aspek teknikal dan saintifik yang melibatkan pemuliharaan spesis, dengan harapan untuk memastikan kepelbagaian biologi akan berkekalan. SSC memberi pandangan penting dalam perjanjian antarabangsa yang melibatkan pemuliharaan biologi.

Web: [www.iucn.org/themes/ssc](http://www.iucn.org/themes/ssc)

### **IUCN Species Programme**

IUCN Species Programme menyokong aktiviti IUCN Species Survival Commission dan Kumpulan Pakar tertentu, selain melaksanakan inisiatif pemuliharaan spesis pada skala global. Ia adalah bahagian penting dalam Sekretariat IUCN dan ditadbir di ibu pejabat antarabangsa IUCN di Gland, Switzerland. Species Programme termasuklah beberapa unit teknikal seperti Perdagangan Hidupan Liar, Senarai Merah (Red List), Penilaian Kepelbagaian Biologi Air Tawar (kesemuanya di Cambridge, UK), dan Inisiatif Penilaian Kepelbagaian Biologi Global atau Global Biodiversity Assessment Initiative (terletak di Washington DC, USA).

### **IUCN SSC Primate Specialist Group**

Primate Specialist Group (PSG) bertujuan untuk memulihara lebih dari 630 spesis dan sub-spesies prosimian, monyet dan kera. Antara tugas utamanya adalah menjalankan penilaian status pemuliharaan, mengumpul pelan-pelan tindakan, membuat rekomendasi tentang isu-isu taksonomi, dan menerbitkan maklumat tentang primat untuk memaklumkan tentang polisi IUCN. Kumpulan ini menyelaras pertukaran maklumat penting di kalangan ahli primatologi dan masyarakat pemuliharaan. Pengurus PSG adalah Russell A. Mittermeier, dan Timbalan Pengurus adalah Anthony B. Rylands, manakala Liz Williamson bertindak sebagai penyelaras Bahagian Kera Besar.

Web: [www.primate-sg.org/](http://www.primate-sg.org/)

# Panduan Amalan Terbaik Survei dan Pemantauan Populasi Kera Besar

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

Editor Seri: E.A. Williamson  
Alih Bahasa: Jaswinder Kaur Kler

Terbitan Bukan Berkala IUCN Species Survival Commission No. 36



Diskripsi kawasan geografi dalam buku ini, dan bahan yang dikemukakan tidak membayangkan pendapat IUCN atau organisasi lain mengenai status perundangan mana-mana negara, wilayah, kawasan atau penguatkuasa tempatan, atau had kawasan sempadan. Pandangan dalam terbitan ini tidak semestinya mencerminkan pandangan IUCN atau lain-lain organisasi yang mengambil bahagian.

**Diterbitkan oleh:** IUCN, Gland, Switzerland

**Hak cipta:** © 2010 International Union for Conservation of Nature and Natural Resources

Penghasilan semula penerbitan ini untuk tujuan pendidikan dan bukan komersil dibenarkan tanpa persetujuan bertulis daripada pemegang hak cipta asalkan sumber yang digunakan disebut.

Penghasilan semula penerbitan ini untuk dijual semula atau lain-lain tujuan komersil tidak dibenarkan tanpa izin bertulis daripada pemegang hak cipta.

**Petikan untuk rujukan:** Kühl, H., Maisels, F., Ancrenaz, M. dan Williamson, E.A. (2010). *Panduan Amalan Terbaik Survei dan Pemantauan Populasi Kera Besar*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG). 36 pp.

**ISBN:** 978-2-8317-1313-7

**Gambar Muka Depan:** © Crickette Sanz

**Alih Bahasa:** Jaswinder Kaur Kler

**Boleh diperolehi daripada:** <http://www.primate-sg.org/>

# Kandungan

Bahagian 1. Pengenalan .....	2
1.1. Butiran Am .....	2
1.2 Ruang lingkup (skop) buku panduan ini .....	4
1.3 Mendefinisi terma dan membezakan survei dengan pemantauan .....	5
1.4. Objektif persampelan dan rekabentuk .....	6
1.5 Mengira bilangan kera .....	7
Bahagian 2: Ulasan Kaedah-Kaedah Survei Kera Besar .....	8
2.1. Pengenalan .....	8
2.2. Kaedah sampel berjarak (Distance sampling) .....	9
2.3. Kaedah berjarak lain – transek strip (kawasan memanjang) dan plot .....	12
2.4. Persampelan Indeks .....	13
2.5. Survei langsung berbanding survei bukan langsung .....	13
2.6. Kaedah penghunian .....	19
2.7. Pengiraan penuh atau lengkap .....	19
2.8. Survei “tanda-tangkap semula” (Mark-recapture) .....	21
2.9. Penganggar ruang tempat tinggal.....	23
2.10. Teknik-teknik menemuduga .....	23
2.11. Kesesuaian menggunakan kaedah-kaedah berbeza .....	24
Pokok Keputusan: Survei dan Pemantauan – Apa yang perlu dilakukan dan bila .....	24
Penghargaan .....	25
Bibliografi .....	25
Penulisan yang telah dirujuk .....	25
Penulisan tambahan yang berguna .....	28
Annex I: Senarai mereka yang boleh dihubungi dan Sumber untuk Maklumat Lanjutan serta Dana .....	30
Annex II: Sumber Dalam Talian Data GIS.....	30



## **Ringkasan Eksekutif**

Kombinasi ancaman yang dihadapi kera besar memerlukan beberapa tindakan pemuliharaan segera. Tindakan-tindakan ini merangkumi inisiatif di peringkat tapak, strategi atau pengurusan kebangsaan dan wilayah, dan pelan tindakan serta persetujuan peringkat antarabangsa. Anggaran kepadatan dari penelitian atau kajian dasar dan pemerhatian seterusnya ke atas kumpulan kera adalah penting bagi menilai kesan ancaman tertentu dan untuk menilai samada program pemuliharaan berjaya.

Dokumen ini memberi butiran pendekatan terkini dalam bidang penilaian dan pemerhatian kera besar, dan boleh digunakan oleh ahli biologi lapangan, pengurus kawasan perlindungan, jabatan hidupan liar yang dimiliki kerajaan dan secara am oleh mereka yang menjalankan aktiviti pemuliharaan. Bahagian 3 hingga 8 mengandungi maklumat terperinci dan tambahan tentang rekabentuk survei, kaedah lapangan, pendekatan analitikal dan faktor lain yang perlu diambil kira seperti lojistik, kewangan dan cara pelaporan yang standard. Kesemua ini boleh didapati dalam talian (online) dan boleh dimuat turun di <http://apes.eva.mpg.de/guidelines.html>. Panduan-panduan ini disediakan di laman web untuk membolehkan ulangkaji berterusan. Menerusi laman web, maklumat terkini boleh dikemaskini apabila kaedah lapangan dan pakej statistik diubahsuai. Perlu diingat bahawa tidak terdapat kaedah survei “terbaik” yang boleh diaplikasi untuk semua tujuan, dan pada masa yang sama, berkesan, tepat, boleh dipercayai, mudah dan murah. Usaha telah dibuat menerusi dokumen ini untuk tidak mengulangi teks yang sedia wujud, tetapi untuk memberi panduan yang betul dan praktikal yang mungkin tidak wujud di tempat lain. Beberapa teks penting oleh penulis lain seperti Blake (2005) dan White dan Edwards (2000), boleh dibaca di <http://apes.eva.mpg.de/documentation.html>. Pada penghujung dokumen ini, terdapat senarai bibliografi dan sumber, termasuk cara menghubungi mereka untuk maklumat tambahan dan sumber dana (Annex I), dan untuk mendapatkan data GIS (Annex II).

Pemuliharaan kera besar liar memerlukan pengetahuan mendalam tentang saiz populasi, penyebaraan dalam kawasan tertentu dan ciri-ciri demografi. Program survei dan pemantauan direka untuk memberi maklumat ini. Secara ideal, data survei dan pemantauan membolehkan penilaian tentang punca dan akibat ancaman seperti memburu, kerosakan dan pecahan habitat, penyakit dan bencana semulajadi. Usaha seperti ini sepatutnya mampu mengenalpasti kawasan yang mempunyai nilai-nilai konservasi yang tinggi, dan mesti mampu menilai keberkesanan strategi-strategi perlindungan dan pengurusan. Namun, realitinya masih banyak yang tidak diketahui tentang status pemuliharaan kebanyakan populasi kera besar. Kera besar wujud dalam kepadatan rendah dalam lingkungan tempat tinggal tertentu dan lazimnya hidup di tempat yang jauh dan sukar untuk disampaikan. Kombinasi faktor-faktor ini dengan sikap “misteri” atau “rahsia” di kalangan kera besar menyukarkan perlaksanaan program survei dan pemantauan. Disebabkan perkara ini, pelan-pelan tindakan untuk kera besar di Afrika dan Asia sejak beberapa tahun kebelakangan ini



Mensurvei kebanyakan populasi kera besar memerlukan perjalanan jauh dalam hutan terpencil. Dalam gambar ini, terdapat satu kumpulan yang mencari sarang orangutan dalam kombinasi perjalanan recce dan transek garis di hutan Sabah, Borneo Malaysia.

Gambar: © M. Ancrenaz

menekankan perlunya dokumentasi terbaik status pemuliharaan populasi liar (contohnya, Kormos dan Boesch 2003; Singleton et al. 2004; Tutin et al. 2005). Mengkaji ruang sebaran dan intensiti ancaman, serta sebaran terkini populasi kera besar dapat membantu mengenalpasti kawasan-kawasan yang berpotensi dijadikan kawasan perlindungan. Ia juga dapat membantu menyediakan data empirikal untuk menilai strategi yang sedia wujud di kawasan perlindungan dan kawasan yang belum dilindungi tetapi mempunyai populasi kera besar. Data ini adalah penting untuk penilaian-penilaian IUCN Red List of Threatened Species (Senarai Merah Spesis Terancam IUCN), yang sepatutnya disenaraikan berdasarkan saiz dan status populasi yang sebenar.

---

## Bahagian 1. Pengenalan

### 1.1. Butiran Am

Sejak dari dahulu, ahli biologi yang mengkaji kera besar akan menghasilkan peta sebaran geografi mamalia tersebut. Ini diikuti dengan anggaran saiz populasi termasuk “tekaan terbaik” berdasarkan temuduga dengan pemburu atau pekerja hutan tempatan di kawasan terpencil, menerusi kaedah sampel yang menganggar kepadatan purata di kawasan liputan yang luas, hingga mengira kera di tempat yang dikaji. Pemantauan kera besar selalunya melibatkan kajian jangka panjang kumpulan-kumpulan fokus seperti chimpanzee di Gombe (Pusey et al. 2007) dan Mahale (Nishida et al. 2003), dan gorila gunung di Karisoke (Robbins et al. 2001). Namun demikian, usaha memantau kumpulan-kumpulan berbeza setiap klasifikasi (taxon) kera besar di lanskap yang begitu luas adalah sukar dan melibatkan kos tinggi.

Apabila habitat mula hilang dan kawasan hutan menjadi terpencil secara meluas pada tahun 1980an, saintis yang prihatin tentang apa yang berlaku mula berikir tentang kemungkinan menganggarkan seluruh populasi spesis tertentu dan memantau perubahan dalam pola sebaran dan bilangan mereka. Dalam melakukan ini, saintis juga mengambil kira aktiviti memburu dan pembunuhan secara haram membawa kesan negatif ke atas kera besar di seluruh kawasan taburannya (Ghiglieri 1984; Tutin dan Fernandez 1984). Salah satu ancaman besar ke atas kera besar adalah aktiviti pembalakan secara konvensional yang bukan sahaja mengubah habitat tetapi turut membawa pada pembinaan jaringan jalan raya dalam hutan. Jalan raya membolehkan pemburu dan mereka yang terlibat dalam sektor perladangan memasuki kawasan terpencil dengan mudah. Keadaan ini memudahkan aktiviti memburu dan kehilangan habitat. Di kawasan tertentu, kekacauan sivil memaksa penduduk yang kehilangan tempat tinggal untuk mencari kawasan berteduh baru di bahagian-bahagian terpencil hutan. Faktor



Ahli teknik lapangan di Gabon mengukur jarak sudut tegak dari timbunan tahi binatang ke garis transek.

Gambar: © F. Maisels

ini membawa gangguan pada kera besar yang mungkin diburu (contoh, Hart dan Mwinyihali 2001; Kalpers 2001). Kekacauan sivil juga memperkenalkan senjata automatik di kawasan hutan yang kemudian disalahgunakan untuk memburu hidupan liar. Wujudnya senjata automatik di kawasan hutan turut menyebabkan undang-undang diabaikan. Antara undang-undang pertama yang akan diabaikan adalah yang berkaitan dengan perlindungan hidupan liar.

Jaringan kawasan perlindungan kini wujud di hutan-hutan tropika di mana secara teori, atau di atas kertas, kera dilindungi menerusi undang-undang dan tidak boleh diburu. Hutan pula dilindungi dari aktiviti pembalakan atau lain-lain perubahan yang dibuat oleh manusia. Kombinasi melindungi kera dan melindungi habitat yang mempunyai kualiti yang baik, secara teori, boleh melindungi populasi kera yang berdaya hidup (viable) untuk selama-lamanya. Walau bagaimanapun, terdapat maklumat terkini bahawa terdapat penyakit berjangkit dan wujudnya patogen yang membawa risiko besar pada kera besar (Leendertz *et al.* 2006; Köndgen *et al.* 2008). Di kebanyakan kawasan barat Afrika di sekitar garis khatulistiwa, populasi chimpanzee dan gorila merundum dalam tempoh setahun disebabkan demam Ebola (Bermejo *et al.* 2006). Adalah dipercayai bahawa penyakit ini telah menyebabkan separuh populasi kera di kawasan tersebut hilang dalam tempoh 20 tahun kebelakangan ini (Walsh *et al.* 2003, 2007). Dianggarkan bahawa sekiranya aktiviti memburu dan kehilangan habitat dapat dihentikan sekarang, populasi kera memerlukan tempoh lebih dari satu abad untuk kembali normal akibat kesan demam Ebola.

Usaha survei dan pemantauan tidak hanya boleh mengambil kira tingkah laku kera besar dan faktor-faktor yang dikaitkan dengan habitat yang baik. Usaha mesti dibuat untuk mengumpul maklumat kesemua ancaman yang mengganggu gugat kemampuan kera besar untuk hidup dalam jangka panjang. Secara khusus, maklumat tentang gangguan manusia dan faktor-faktor berkaitan perlu dinyatakan ketika survei dijalankan. Maklumat tentang kedudukan jalan raya dan laluan keretapi, sungai yang digunakan oleh manusia, kampung atau pekan dan rancangan pertanian baru perlu direkod kerana faktor-faktor ini memberi kesan ke atas taburan dan kepadatan kera besar.

Kera besar membina sarang yang mengandungi struktur daun dan ranting yang boleh dilihat selama beberapa minggu atau bulan. Kaedah berdasarkan sampel selalunya melibatkan pengiraan sarang, dan bukan kera besar itu sendiri. Banyak usaha telah dilakukan untuk menganggarkan saiz populasi kera berdasarkan sarang yang (i) lebih banyak dari kera itu sendiri (ii) tidak bergerak dan (iii) lebih senang untuk dilihat. Bilangan sarang akan meningkat selama beberapa bulan di satu-satu kawasan. Ini bermakna proses mengira kepadatan sarang membenarkan kita menganggarkan kepadatan populasi, dengan andaian terdapat sarang yang reput pada kadar tertentu dalam musim yang tertentu. Oleh sebab itu, sarang-sarang ini kurang sensitif berbanding pemerhatian terus ke atas perubahan jangka pendek dalam kepadatan tempatan (disebabkan oleh faktor musim). Pengiraan berulang sarang telah digunakan untuk memerhati gorila gunung di Virunga sejak tahun 1959. Beberapa kajian telah memberi tumpuan ke atas populasi kecil yang berada di dalam dan di sekeliling kawasan perlindungan, dan ada kajian yang menumpukan perhatian pada survei di seluruh negara. Terdapat juga kajian yang membandingkan kaedah survei dan pemetaan berbeza untuk menentukan yang mana paling tepat, betul atau sesuai untuk keadaan-keadaan yang berbeza.

Sehingga kini, kebanyakan survei melibatkan pengiraan sarang di kawasan khusus dengan tujuan tertentu. Banyak yang telah menjadi sebahagian dari projek penyelidikan, atau program pemantauan di kawasan perlindungan. Terdapat banyak kawasan luas yang pernah disurvei hanya sekali, dan ada pula kawasan yang tidak pernah disurvei disebabkan kekangan sumber manusia dan kewangan. Survei-survei terkini pula mungkin tidak dapat menghasilkan keputusan yang cukup tepat untuk membolehkan pengkaji mengenalpasti perubahan, samada positif atau negatif (Plumptre 2000). Satu lagi masalah besar adalah penterjemahan pengiraan sarang kepada anggaran populasi kera besar. Pertalian atau perhubungan yang berterusan dan tetap antara kepadatan sarang dan kepadatan kera tidak wujud. Terdapat perbezaan besar pada kadar pereputan sarang tertakluk pada kawasan dan musim. Mengambil kira faktor ini, survei perlu mengambil kira anggaran kadar pereputan sarang berdasarkan keadaan tempatan dan musim. Data yang diperlukan untuk menganggarkan pereputan sarang boleh dikutip setahun sebelum survei sebenar dijalankan. Namun, ini sukar dilakukan kerana masa dan kewangan terhad apabila beberapa kawasan dalam sebuah negara atau wilayah perlu disurvei. Selain itu, berjalan kaki di



Chimpanzee muda, *Pan troglodytes verus*.

Gambar: © K. Hockings

kawasan hutan belantara untuk mengutip data adalah cabaran yang sentiasa wujud dalam usaha memperbaiki ketepatan data survei dan pemantauan.

Jarang sekali survei kera besar dan data pemantauan bagi satu negara atau spesis dipusatkan (centralise) dan dikaji untuk mengenalpasti kadar kekurangan populasi atau untuk perubahan yang berlaku pada masa lampau dan pola taburan terkini secara geografi. Kebanyakan data dan laporan kasar/ awal diabaikan di almari atau di komputer dan disk yang lama. Pengakalan data “A.P.E.S” atau “Ape Populations, Environments and Survey” (Populasi Kera, Alam Sekitar dan survei) bertujuan mengumpul dalam satu tempat data survei kera dari dahulu hingga kini (<http://apes.eva.mpg.de>). Analisa data-data ini akan membolehkan pengkaji menjelaki taburan kera besar dan populasi mereka. Agensi-agensi kerajaan di negara-negara yang mempunyai kera besar dan badan pemuliharaan antarabangsa seperti IUCN akan dapat membuat keputusan berdasarkan maklumat. Ini akan memberi gambaran

lebih menyeluruh tentang kera besar di peringkat populasi dan spesis, dan bukan hanya pada peringkat maklumat kawasan seperti yang wujud pada masa ini. Mereka yang mempunyai data relevan tentang perkara ini digalakkan untuk menghubungi A.P.E.S. ([apes@eva.mpg.de](mailto:apes@eva.mpg.de)).

## 1.2 Ruang lingkup (skop) buku panduan ini

Kebanyakan kera besar tinggal di hutan tropika tebal dan melihat mamalia ini dengan mata kasar adalah agak sukar. Jarang sekali pengkaji dapat mengira bilangan kera dengan pemerhatian langsung atau terus. Dalam majoriti kes, kita perlu bergantung pada tanda-tanda atau bukti seperti sarang dan tahi binatang. Kesukaran di sini adalah untuk menterjemahkan kekerapan bukti-buktian tadi di sesuatu habitat pada bilangan kera. Terdapat beberapa kaedah survei yang telah dihasilkan, dan butiran am tentang kaedah-kaedah ini diberi dalam Bahagian 2.

Hasil survei tidak boleh disamakan atau digunakan sebagai panduan dari satu kawasan ke kawasan lain kerana kepadatan kera besar telah terbukti berubah secara dramatik walaupun pada skala ruang yang kecil. Perhubungan antara bilangan sarang yang dikira di satu lokasi dan bilangan kera yang menghasilkan sarang ini mungkin amat berbeza dari satu lokasi ke lokasi lain disebabkan pelbagai faktor (penghasilan sarang, pereputan sarang) atau perbezaan habitat antara dua kawasan. Oleh sebab itu, kita mesti mampu memilih rekabentuk survei yang sesuai. Survei yang kita pilih mesti membolehkan kita mendapat sampel representatif dari tempat yang dipilih. **Bahagian 3** (dalam talian) membincangkan **Rekabentuk Survei**, dan dilengkapi dengan contoh-contoh.

Secara ideal, kita memerlukan masa dan sumber kewangan mencukupi untuk mengaplikasikan survei yang telah dibentuk dengan baik di tempat yang kita pilih untuk kajian. Namun, hakikatnya, kebanyakan projek mempunyai sumber kewangan dan kepakaran teknikal yang terhad. **Bahagian 4** (dalam talian) membincangkan **isu kewangan dan pentadbiran projek-projek survei dan pemantauan**.

Sindrom data “sampah masuk, sampah keluar” adalah benar untuk survei ke atas kera. Sekiranya kualiti data yang dikumpul adalah lemah, atau rekabentuk sampel tidak memberi gambaran sebenar tentang kawasan yang dikaji, kita akan menghadapi masalah menganalisa dan menginterpretasi data. Prosedur persampelan perlu mengikut rekabentuk yang tegas dan protokol lapangan bagi memastikan pengumpulan data secara konsisten dan yang mempunyai kualiti yang terbaik mungkin. Maklumat lanjut boleh diperolehi dalam talian di **Bahagian 5 (isu-isu Lapangan: Logistik dan Protokol Mengumpul Data)** dan **Bahagian 6 (Latihan)**.

Menganalisa data adalah asas penting setiap projek survei dan pemantauan (**Bahagian 7** dalam talian). Pelbagai prosedur analitikal dan peralatan perisian telah dibangunkan. Dalam proses membentuk survei, pengkaji akan mendapat manfaat berlebihan sekiranya mengambil pandangan seorang pakar statistik yang memiliki pengalaman dalam survei dan pemantauan hidupan liar.

Survei biasanya dijalankan untuk projek yang khusus, yang akan berakhir dengan laporan atau penerbitan. Ada juga survei yang dijalankan sebagai komponen dalam program memantau kawasan perlindungan. Menyimpan data adalah isu penting dan perkara ini dibincangkan dalam **Bahagian 8 (Pelaporan Secara Standard, dalam talian)**.

### 1.3 Mendefinisi terma dan membezakan survei dengan pemantauan

Populasi kera besar menunjukkan jurang perbezaan besar dari segi sikap dan pola pergerakan tertakluk pada kawasan dan masa dari segi sikap dan pola pergerakan. Kera ini mungkin memberi tindakbalas pada perubahan bermusim apabila berlaku situasi di mana terdapat banyak sumber atau apabila pergerakan berlaku dengan kumpulan-kumpulan berbeza, perbezaan dalam penggunaan ruang tempat tinggal, dan mengalih habitat, dan/atau perubahan dalam pola aktiviti (Wich et al. 2004). Kera ini akan meninggalkan tanda seperti sarang, tahi, atau sisa makanan, yang akan reput pada kadar berbeza sepanjang tahun, dan yang mempunyai kaitan dengan taburan hujan dan intensiti aktiviti serangga, terutamanya bagi kes tahi (Ancrenaz et al. 2004a). Pada masa tertentu, kera besar sukar untuk dilihat dan akan mengubahsuai tabiat mereka apabila berlaku ancaman seperti pemburuan. Pada jangka waktu yang panjang, kepadatan (jumlah individu dalam satu unit kawasan) mungkin akan berubah disebabkan faktor semulajadi atau faktor manusia. Oleh sebab itu, menganggarkan jumlah kera adalah kerja yang sukar.

#### Survei: Mengenalpasti anggaran jumlah pada peringkat asas

Survei memberi maklumat asas tentang taburan spesis dan saiz populasi. Survei memberi gambaran situasi pada satu ketika, manakala program pemantauan direkabentuk untuk mengenalpasti kemajuan dalam satu situasi yang ditelah ditetapkan. Kadangkala, disebabkan kekangan kewangan, loistik atau masa, survei kera hanya memberi jumlah berdasarkan perangkaan seperti jumlah kumpulan sarang yang ditemui, dan bukannya anggaran jumlah populasi secara keseluruhan. Terdapat pelbagai jenis pendekatan survei yang sesuai untuk keadaan berbeza (lihat Bahagian 1.4).

Kompromi yang ideal diperlukan dalam mencapai objektif survei, apabila mengambil kira terdapatnya halangan dari segi praktikal dan kewangan. Dalam dunia yang ideal, kita akan memperolehi anggaran kepadatan yang tepat dan betul bagi semua populasi kera. Situasi ini akan membolehkan kita membuat keputusan pengurusan dan pemuliharaan berdasarkan maklumat (seperti status populasi tertentu, atau nilai sesuatu kawasan untuk melindungi sub-populasi). Walau bagaimanapun, halangan-halangan ini mungkin akan hanya membolehkan survei atau program pemantauan menganggarkan perangkaan jumlah relatif (lihat di bawah). Dalam banyak kes, terutamanya di luar kawasan perlindungan, halangan serupa mungkin membawa pada situasi di mana kajian berterusan tidak dijalankan selepas survei tamat. Jumlah relatif memberi maklumat berguna tentang taburan dalam kawasan dan saiz populasi (Greenwood 1996), dan ia boleh dijadikan asas untuk program pemantauan pada masa hadapan. Namun, maklumat asas (baseline) jumlah mutlak (di mana yang mungkin) mengandungi maklumat yang lebih banyak. Survei juga penting apabila merangka jaringan kawasan perlindungan, mengenalpasti sempadan hutan simpan atau had koridor yang menghubungkan populasi terpencil apabila kita membuat keputusan samada untuk menghabiskan masa dan usaha dalam aktiviti penyelidikan atau perlindungan.

#### Pemantauan: Mengesan perubahan populasi

Pemantauan adalah proses survei suatu populasi secara berterusan dan berkala. Program pemantauan boleh dilaksanakan hanya untuk mengenalpasti / mencari perubahan berdasarkan masa dalam saiz populasi. Secara ideal, sasaran populasi, taburan dan kepadatan akan ditentukan atau didefinisikan lebih awal supaya proses mencapai sasaran ini dapat diukur, dan tindakan pengurusan boleh diambil untuk mengatasi masalah-masalah yang dikenalpasti. Tindakan-tindakan yang diambil mungkin pada jangka masa pendek bertujuan untuk mengatasi ancaman yang akan berlaku dalam masa terdekat yang dikaitkan dengan penurunan populasi (contohnya, patrol anti memburu), atau strategi jangka panjang berdasarkan analisa kecenderungan status longitud populasi dan ancaman. Strategi jangka panjang yang berdasarkan pemahaman mendalam faktor-faktor yang membawa kesan pada kepadatan kera besar adalah berguna untuk menggubal pelan-pelan pengurusan pemuliharaan.

Pemantauan populasi membantu kita memahami kesan ancaman seperti memburu, penyakit, pembalakan dan kerosnanan atau kerosakan habitat, selain kesan aktiviti pelancongan, dan dapat memberi maklumat asas tentang ekologi kera dan tindakbalas haiwan ini pada faktor-faktor kekacuan yang spesifik. Kera besar mempunyai kebolehan reproduktif yang perlahan, dan disebabkan oleh perkara ini, survei seharusnya diulangi setiap satu hingga lima tahun. Namun, tidak ada peraturan tetap tentang kekerapan survei. Ia bergantung pada spesis yang dikaji, dan situasi populasi tertentu selain intensiti ancaman. Sebaik-baiknya, survei perlu dijalankan dengan agak kerap supaya analisa dapat dibuat berdasarkan satu siri masa, namun kos dan kekurangan pekerja menjadi halangan. Jurang dalam anggaran dalam setiap survei haruslah kecil supaya kecenderungan utama dapat dilihat.

Secara ideal, program pemantauan mamalia besar termasuk dari segi kesan aktiviti manusia, perlu memberi penekanan pada survei yang dijalankan dengan kerap. Rekabentuk dan masa yang dipilih untuk sesuatu program seharusnya membolehkan pengkaji mengesan dengan cepat dan mudah sebarang perubahan yang berlaku. Mereka yang mengurus kera besar ini akan dapat maklumat tentang taburannya dalam satu kawasan, dan bilangannya selain perbezaan parameter ini apabila dilihat dari segi masa dan tempat — secara bermusim atau pada jangka masa panjang. Yang penting, program seperti ini akan membolehkan penghasilan maklumat tentang sumber, taburan dan intensiti ancaman (kadang-kadang ini dibantu oleh penguatkuasaan undang-undang yang direkabentuk untuk mengumpul data tentang ancaman). Data biologi dan perundangan boleh digunakan untuk memberi panduan tindakan pemuliharaan (pengurusan yang boleh diubahsuai mengikut kesesuaian), dan untuk menilai kejayaan atau kegagalan strategi pengurusan. Dalam dokumen ini, kami memberi maklumat yang dapat membantu pengurus dalam mencari kaedah kos-efektif untuk mengatasi isu-isu tersebut.

#### 1.4. Objektif persampelan dan rekabentuk

Objektif berbeza memerlukan pendekatan persampelan yang tersendiri, dan tidak ada satu sampel yang sesuai untuk menjawab semua soalan tentang status populasi (lebih banyak maklumat di Bahagian 2). Adalah amat penting untuk memilih rekabentuk sampel dan prosedur statistik yang paling sesuai untuk memproses data dan melakukan analisa sebelum memulakan program survei atau pemantauan. Penting juga untuk menguasai kaedah lapangan yang akan digunakan. Kajian awal (pilot) harus dijalankan, dan ini akan membantu bukan sahaja dalam melatih kakitangan, tetapi juga memberi data perbezaan dalam kadar penemuan (bilangan objek se-unit sampel, seperti kumpulan sarang setiap kilometer). Kombinasi kadar penemuan dan variasinya, akan menentukan jumlah usaha sampel (bilangan unit sampel yang akan dilawati dan/atau jumlah penuh objek yang akan dikira). Sekiranya objektif dan rekabentuk tidak didefinisikan dengan betul, sukar untuk dapat kesimpulan, dan ada kemungkinan hasil data ini menjadi tidak benar. Langkah pertama dalam setiap projek survei atau pemantauan adalah untuk mengenalpasti objektif kajian, rekabentuk sampel dan protokol analisa sebelum memulakan aktiviti di lapangan.

Terdapat tiga kategori am tentang maklumat yang boleh dikutip menggunakan sampel survei banci, seperti berikut (dari yang mudah ke paling rumit):

**Sebaran adalah maklumat yang paling mudah dan murah untuk diperolehi**

**Objektif:** Untuk memetakan kewujudan, julat dan sebaran sesuatu spesis.

Survei seperti ini meliputi kerja mengutip data awal tentang kewujudan/tidak wujud, sehingga kepadatan relatif unit dalam satu kawasan. Ia juga digunakan untuk mengumpul maklumat geografi yang spesifik tentang sumber ancaman dan habitat yang diminati oleh spesis yang dikaji. Survei taburan termasuk menjelak dengan berjalan atau “recce” (Walsh dan White 1999) dan kaedah penghunian (MacKenzie dan Royle 2005). Dalam beberapa keadaan, kaedah penghunian boleh digunakan untuk menganggar saiz populasi/ bilangan (contohnya, Royle dan Nichols 2003).

**Unsurpositif:** Mudah untuk dijalankan, tidak memerlukan kakitangan yang dilatih secara mendalam, atau yang berkebolehan tinggi untuk menganalisa data. Lebih murah dan mudah untuk dijalankan berbanding anggaran kepadatan. Survei seperti ini boleh digunakan untuk mengenalpasti habitat utama atau kawasan untuk menjalankan pemuliharaan sesuatu spesis, beberapa spesis atau spesis yang kita tahu sedia wujud (McGraw 1998; van Krunkelsven *et al.* 2000).

**Unsur Negatif:** Beberapa kaedah adalah sensitif pada perbezaan yang direkod di kalangan pemerhati, dan variasi dalam habitat atau kebolehan mengesan spesis yang wujud pada musim tertentu, dan tidak memberi anggaran populasi sepenuhnya.

#### Anggaran bilangan menerusi sampel

**Objektif:** Untuk memperolehi anggaran saiz populasi untuk sesuatu kawasan.

Anggaran bilangan diperolehi dengan melakukan sampel ke atas sebilangan kecil populasi yang dikaji. Kaedah yang lazimnya digunakan pada masa ini untuk menganggarkan abundance kera adalah pengiraan sarang menggunakan sampel jarak garis transek (line transect distance). Saiz keseluruhan populasi dalam kawasan yang dikenalpasti dianggarkan dengan penghitungan kasar dari sampel. Andaian utama di sini adalah sampel tersebut boleh digunakan untuk mewakili keseluruhan kawasan, termasuk ancaman, reka bentuk bumi (topografi), jenis hutan (vegetasi) dan ketinggian.

**Unsur positif:** Memberi maklumat tambahan tentang status populasi kera, apabila dilakukan secara betul berbanding kewujudan/tidak wujud yang mudah.

**Unsur negatif:** Melibatkan kos dan tenaga kerja yang lebih banyak berbanding kewujudan/tidak wujud yang mudah. Memerlukan latihan lebih mendalam bagi proses mengutip dan menganalisa data.

#### Jumlah keseluruhan populasi (banci)

**Objektif:** Untuk merekod semua individu yang wujud pada satu-satu masa dalam sesebuah lokasi.

**Unsur positif:** Memberi maklumat berguna, dan sangat tepat sekiranya andaian semua individu hanya dikira sekali, dan bukan dua kali.

**Unsur negatif:** Memandangkan kaedah ini adalah berdasarkan andaian semua individu dikira, ketepatan tidak dapat dikira/dijumlahkan dan oleh sebab itu, adalah kaedah yang kurang sesuai. Adalah mustahil untuk tahu sekiranya haiwan dalam sampel tidak dikira, atau dikira dua kali.

Manapun kaedah survei di atas boleh digunakan untuk menganggarkan kecenderungan, atau untuk mendefinisi tindakbalas pengurusan dengan memberi maklumat tentang perubahan status populasi dan jenis-jenis kesan yang diakibatkan oleh manusia. Namun, kesemua ini akan membawa pada ketepatan yang berbeza. Pemantauan kecenderungan populasi tidak semestinya memerlukan anggaran saiz populasi atau kepadatan. Indeks jumlah kera, seperti kadar sarang yang dijumpai setiap kilometer ketika berjalan kaki, atau kepadatan sarang kera tanpa menggunakan data ini untuk mengira individu kera, boleh digunakan sekiranya beberapa keperluan diambil kira. Namun, langkah ini harus dibuat dengan teliti memandangkan kemungkinan untuk melihat sarang dan tanda-tanda pereputan sarang mungkin berbeza bergantung pada musim dan/atau hujan.

### 1.5 Mengira bilangan kera

Tujuan survei akan menentukan jenis-jenis maklumat dan pembolehubah yang akan direkod di lapangan. Untuk memastikan kualiti data adalah baik, kaedah yang ingin digunakan perlu diselaraskan sebelum kerja lapangan bermula. Usaha untuk menyelaraskan data ini dengan kawasan/projek/survei lain akan membolehkan pengkaji menjalankan perbandingan. Walaupun bahagian lain buku panduan ini akan mengkhususkan pemboleh ubah yang berbeza secara mendalam, di sini kami senaraikan butiran am. Parameter yang perlu diukur ketika survei kera boleh dibahagikan ke empat kategori: tanda-tanda kera besar, tanda-tanda manusia,uraian habitat dan faktor iklim.

#### Tanda-tanda kera besar

Tanda-tanda kewujudan dan bilangan kera besar termasuk pemerhatian terus, sarang, tahi, sisa makanan, peralatan yang digunakan hidupan liar ini, tapak kaki, suara, bangkai dan maklumat yang diperolehi dari masyarakat tempatan. Pembolehubah ini boleh dikutip dengan pelbagai cara, tertakluk pada tujuan survei. Maklumat terperinci diberi dalam bahagian seterusnya. Perlu diambil kira bahawa bukti konklusif ketidakwujudan sesuatu spesis dalam satu kawasan memerlukan kajian yang lama dan/atau penyelidikan berulang (Ross dan Neeve 2003). Sebaliknya, model

penghunian (occupancy modelling) memberi keberangkalian kewujudan kera, termasuk untuk kawasan di mana kera tidak kelihatan (MacKenzie dan Royle 2005).

#### Tanda-tanda manusia

Jenis, taburan dan intensiti/kekerapan aktiviti manusia yang memberi kesan kepada kera besar dan habitat mereka perlu dikira untuk menilai kesan ke atas saiz populasi kera besar dan taburan di sesuatu kawasan. Ini akan membantu dalam usaha mengurus kawasan tertentu supaya spesis yang dikaji dapat terus menjalankan hidupnya.

#### Jenis-jenis vegetasi dan ciri-ciri geografi

Jenis vegetasi yang wujud adalah faktor penting dalam mengenalpasti taburan dan bilangan makanan dan tempat berteduh. Selain itu, jumlah haiwan pemangsa dan taburan (termasuk manusia sebagai pemangsa) sebahagiannya ditentukan oleh vegetasi. Reka bentuk bumi (topografi) dan halangan semulajadi turut diambil kira sebagai faktor-faktor utama.

Vegetasi ini boleh dikenalpasti secara kualitatif dan kuantitatif. Penilaian kualitatif menggunakan diskripsi ciri-ciri utama yang dijumpai di lapangan, contohnya, paya *Raphia* atau hutan campuran *terra firma*. Ciri-ciri diskripsi atau keterangan kualitatif pula menggunakan nilai-nilai nombor untuk mendokumentasikan setiap ciri (contohnya cerun 20%), atau peratusan komposisi botani habitat yang berbeza. Pemilihan pembolehubah yang akan direkod ketika kerja lapangan dibuat akan ditentukan oleh objektif survei, tempoh, kemahiran pekerja lapangan, dan saiz serta pengetahuan sedia ada tentang kawasan yang akan dikaji.

#### Faktor-faktor iklim

Bagi mengintepretasi taburan populasi dan sebarang perubahan, maklumat tambahan tentang suhu, kelembapan udara dan taburan hujan diperlukan. Kesan-kesan iklim ini adalah signifikan kerana menentukan jenis vegetasi dan kadar produktiviti habitat ini, selain memberi panduan bilangan kera habitat tersebut mampu menanggung. Faktor-faktor iklim lazimnya akan memberi kesan ke atas bermulanya penyakit dan penyebarannya, selain aktiviti manusia di sesuatu habitat. Pembolehubah iklim juga memberi kesan ke atas kadar pereputan sarang, najis dan tanda-tanda lain.

#### Klasifikasi guna tanah

Status pentadbiran setiap kawasan di mana terdapat tanda kewujudan kera (samada kawasan terlindung, konsesi galian atau pembalakan, dan lain-lain) mesti direkod, kerana lebih daripada 80% habitat kera hidup di luar kawasan perlindungan.

---

## Bahagian 2: Ulasan Kaedah-Kaedah Survei Kera Besar

### 2.1. Pengenalan

Bahagian ini memberi gambaran umum tentang pelbagai kaedah yang digunakan untuk menjalankan survei dan memantau populasi kera besar. Kaedah paling kerap digunakan adalah pemantauan kumpulan-kumpulan fokus dan pengiraan sarang di transek. Penulis manual ini juga memberi penerangan tentang kaedah-kaedah yang tidak berapa kerap digunakan seperti penjumlahan keseluruhan dan teknik survei menggunakan helikopter. Bahagian ini berakhir dengan ringkasan pembangunan masa hadapan seperti survei genetik atau “tangkap-tanda-tangkap semula” (“capture-mark-recapture”) yang telah digunakan dengan jayanya ke atas mamalia besar lain. Terdapat banyak bacaan untuk kaedah-kaedah survei dan pembaca digalakkan untuk mencari penerangan lanjut dari senarai rujukan di akhir dokumen ini.

Objektif survei perlu didefinisi dengan jelas. Sebagai contoh, adakah kita ingin mengetahui taburan kera di sesuatu kawasan, atau adakah kita ingin mengkaji bilangan individu dalam satu-satu populasi? Adakah kita lebih meminati untuk mengenalpasti kecenderungan masa/waktu populasi dan kenapa ia berlaku sedemikian, atau adakah kita perlu tahu faktor penyebab kenaikan

kepadatan populasi? Bukan setiap kaedah survei mampu menerangkan soalan-soalan ini pada masa yang sama. Tertakluk pada objektif survei, pendekatan berbeza diperlukan (Jadual 1) dan keputusan perlu diambil berdasarkan rekabentuk dan data yang akan dikutip (Kotak 1).

## 2.2. Kaedah sampel berjarak (Distance sampling)

Pada masa ini, kaedah sampel berjarak (distance sampling) adalah pendekatan yang paling luas digunakan dan sudah banyak yang ditulis tentangnya (Buckland *et al.* 1993, 2001, 2004). Sampel berjarak berasaskan samada pengesanan haiwan itu sendiri atau tanda-tandanya (juga dipanggil isyarat) seperti sarang dan tahi di transek yang sudah ditentukan.

Pemerhati yang mengaplikasikan teknik sampel berjarak akan ikut siri garisan transek atau akan membuat liputan beberapa siri titik penghujung transek. Dalam mana-mana kes pun, maklumat (jarak sudut tegak, penglihatan berjarak garis dari titik tengah atau radial, atau jarak dari titik tengah untuk titik penghujung transek) dikutip untuk membolehkan pengiraan jarak paling pendek antara garis atau titik di mana objek yang dikesan berada (haiwan individu, kumpulan haiwan, sarang, dan lain-lain). Selain objek yang berada pada garis transek atau di titik tengah, andaian tidak dibuat bahawa semua objek dikesan. Ini berguna di habitat hutan di mana jarak penglihatan terhad, dan di mana kemungkinan mengesan objek berkurangan dengan cepat apabila pemerhati berada makin jauh. Sampel berjarak menggunakan alat-alat statistik untuk menganggarkan kebarangkalian penurunan mendadak pengesanan apabila pemerhati berada lebih jauh dan untuk pada akhirnya membawa pada kesimpulan benar bilangan objek (Whitesides *et al.* 1988; Buckland *et al.* 1993, 2001, 2004).

### Kotak 1. Keputusan-keputusan yang perlu dibuat dalam menyediakan survei kera besar

Berdasarkan objektif survei, keputusan perlu dibuat tentang:

- 1) Objek yang perlu direkod: Sarang, Tahi, Tanda Makanan, Tapak Kaki, Individu, DNA, Suara
- 2) Pendekatan survei: contohnya, survei Transek, survei Recce, survei Plot, pengiraan Penuh, survei dari Udara, Survei Tangkap-Tanda-Tangkap Semula
- 3) Pembolehubah tambahan: contohnya, kadar pereputan sarang, kadar pembuangan/pembinaan, saiz kumpulan.

Jadual 1. Senarai kaedah-kaedah survei

Kaedah	Objektif	Unsur positif/negatif	Bahagian
Persampelan berjarak	Kehadiran/Ketidakhadiran Sebaran Kepadatan dan bilangan	Sudah dibangunkan dengan baik, kuat, adalah standard yang lazim digunakan dalam survei kera pada masa ini	2.2
Kaedah berkaitan jarak	Kehadiran/Ketidakhadiran Sebaran Bilangan	Senang diaplikasi, mudah untuk bias sekiranya tidak dibuat dengan berhati-hati	2.3
Kaedah-kaedah indeks	Kehadiran/Ketidakhadiran Sebaran Indeks bilangan	Senang diaplikasi, mudah untuk bias sekiranya tidak dibuat dengan berhati-hati	2.4
Kaedah-kaedah penghunian	Kehadiran/Ketidakhadiran Sebaran Bilangan	Belum diaplikasikan untuk survei kera	2.6
Pengiraan penuh	Sebaran Bilangan	Jarang dapat digunakan, andaian-andaian kritikal mudah untuk dilanggar	2.7
Survei tangkap-tangkap semula (Capture-recapture)	Bilangan	Tingkah laku kera yang suka bergerak adalah faktor yang perlu diambil kira, dan kaedah ini memerlukan pembangunan berterusan	2.8
Genetic surveys	(Minimum) Abundance Population structure	Theoretically highly accurate, methods for apes still in development, require high level of expertise	2.8
Perangkap kamera	Kehadiran/Ketidakhadiran Sebaran Bilangan Struktur populasi	Berpotensi tinggi, kaedah masih dalam peringkat pembangunan.	2.8
Penganggar ruang tempat tinggal	Bilangan	Jarang digunakan, kaedah perlu terus dibangunkan	2.9
Teknik-teknik menemuduga	Kehadiran/Ketidakhadiran	Memberi maklumat cepat tentang kehadiran kera di kawasan yang luas. Selalunya tidak tepat.	2.10

Keberangkalian pengesanan dibentuk sebagai fungsi jarak yang diperhati dan digandingkan dengan kadar penemuan (dan anggaran saiz kumpulan, sekiranya kumpulan adalah unit pemerhatian). Selagi sampel rawak diperolehi dari survei yang direka dengan baik, dan bilangan objek serta jarak antara setiap objek dari lokasi awal ke tempat atau titik di garisan direkod dengan tepat, pengkaji akan mendapat anggaran kepadatan yang boleh dipercayai. Ini akan berlaku walaupun bilangan tidak diketahui adalah berjauhan dari pemerhati dan tidak dapat dikesan. Ini adalah aspek penting teori sampel berjarak.

#### Andaian-andaian utama sampel berjarak

Andaian-andaian utama kaedah ini (Buckland *et al.* 2001) digariskan dalam Kotak 2. Survei mesti direka dan dijalankan oleh mereka yang mahir dalam metodologi jarak (lihat **Bahagian 3 Rekabentuk Survei**, dalam talian). Survei yang tidak direka dengan baik dan yang mengandungi ukuran jarak yang tidak diukur dengan betul akan membawa pada anggaran kepadatan yang tidak tepat. Garis atau titik pertemuan perlu diletak secara rawak atau sistematik dengan satu pusat permulaan rawak. Membina transek selari dengan jalan raya atau denai yang biasa digunakan tidak akan dapat menghasilkan anggaran baik kepadatan, kerana kehadiran manusia mungkin akan mengubah bilangan kera. Meletakkan transek di jalan raya atau denai yang tidak digunakan pula bermakna habitat dalam tidak diwakili dengan sebenar: jalan raya dan denai selalunya berada di banjaran atau sungai, dan ini mungkin mengakibatkan keadaan di mana habitat tertentu terlebih atau terkurang disampel. Jalan raya biasanya dikelilingi koridor vegetasi yang perlukan cahaya, iaitu habitat yang jarang dijumpai di hutan, tetapi yang digemari beberapa kera (contoh, gorila).

Melanggari andaian bahawa semua objek yang berada di atas dan di garis transek akan dikesan pula menimbulkan bias. Beberapa objek (terutama sarang), kadang-kadang tidak dapat dikesan walaupun berada di atas kepala pemerhati, dan ini akan membawa pada anggaran kurang dari kepadatan sebenar (lihat van Schaik *et al.* 2005). Selain mengesan semua objek penting di atas garis atau titik, jarak ukuran mesti diperolehi dengan tepat sebelum berlaku sebarang pergerakan

apabila menyedari pemerhati berada berdekatan. Sekiranya objek yang dilihat bukanlah kejadian bebas (independen events), ia tidak akan menyebabkan bias pada anggaran kepadatan, tetapi akan membawa kesan ke atas anggaran variasi. Jadi, bagi haiwan atau objek yang wujud dalam kumpulan (kera atau kawasan sarang), kumpulan adalah unit pemerhatian pilihan dan jarak ke pusat/pertengahan kumpulan adalah maklumat yang diperlukan.

Sekiranya andaian-andaian asas ini dipenuhi dalam reka bentuk dan perlaksanaan survei lapangan, pakej perisian komputer DISTANCE (Thomas *et al.* 2006) selalunya digunakan untuk membentuk dan menganalisa data survei (untuk dimuatkan ke fungsi pengesanan dan menganggarkan kepadatan dan variasi sampel). Pakej ini boleh dimuat turun dengan percuma. Sila lihat **Bahagian 7 Analisa Data** (dalam talian) untuk maklumat lanjut. Bagi mendapatkan perisian dan lain-lain maklumat, sila layari <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>.

### Kotak 2. Andaian-andaian kritikal tentang teori persampelan berjarak

- 1) Transek garis atau titik terletak secara rawak dengan mengambil kira taburan haiwan atau objek yang ingin dikaji.
- 2) Semua haiwan atau objek di atas atau di garis atau titik mesti dikesan.
- 3) Jarak ke haiwan yang dikesan direkod pada lokasi ia dilihat sebelum haiwan itu bergerak dari pemerhati.
- 4) Mengesan adalah kejadian bebas.
- 5) Jarak dan/atau sudut diukur dengan betul dan tepat.

#### Faktor lain yang perlu diambil kira dalam menjalankan sampel berjarak

**Keberkesanan pemerhati:** Beberapa kajian telah menunjukkan pengalaman mempengaruhi pengesanan (contoh, mengesan sarang: van Schaik *et al.* 2005). Kepakaran mereka yang membuat pemerhatian tertakluk pada beberapa faktor: a) *Kebolehan individu untuk mengesan objek*: perbezaan antara individu dalam tahap penglihatan, pendengaran, ketinggian dan dedikasi akan memberi kesan ke atas jumlah sarang yang dikesan ketika survei dijalankan. Namun, disebabkan sampel berjarak menggunakan model kebarangkalian mengesan objek yang ingin dikaji, menggunakan khidmat individu pemerhati atau kumpulan pemerhati yang mempunyai kepakaran yang sama dalam satu kitaran sampel akan mengatasi masalah ini; b) *Kepenatan*: Sesi survei mestilah pendek. Sekiranya pemerhati rasa penat, meraka akan kurang berjaya mengesan objek dan menambah pada kecederungan untuk berubah dalam proses mengesan;

c) **Konsentrasi:** sekiranya terlalu banyak jenis objek telah direkod (contoh, survei pelbagai spesis), terdapat kemungkinan besar kebarangkalian mengesan dan kualiti data (ketepatan ukuran jarak, contohnya) akan terjejas. Pendek kata, jangan cuba mencari terlalu banyak bahan pada satu masa. Biasanya, seorang pemerhati sepatutnya melihat ke atas untuk mencari sarang di pokok, dan seorang lagi sepatutnya melihat ke bawah untuk mencari sarang di tanah (di mana sesuai) dan untuk data lain seperti tahi, tapak kaki atau tanda-tanda aktiviti manusia.

**Alam sekitar:** Pembolehubah alam sekitar dan keadaan bermusim berkemungkinan menentukan jumlah objek yang dikesan dengan kekerapan jumpa, proses mengesan atau saiz kumpulan: faktor-faktor alam sekitar termasuk cuaca (angin, hujan, cahaya, ufuk matahari), struktur hutan dan komposisinya, ketinggian hutan dan lain-lain (Bibby dan Buckland 1987). Ciri-ciri fizikal di kawasan survei turut memberi kesan ke atas kebolehan pemerhati mengesan individu, sarang dan lain-lain tanda: keadaan sukar (kawasan curam, paya, sungai, vegetasi tebal), sebagai contoh, menyekat pengesanan secara efisien atau kadar pertukaran penemuan (change encounter). Namun, selagi faktor-faktor ini direkod untuk setiap objek yang dikesan, ia boleh dijadikan sebahagian daripada analisa sebagai maklumat. Serupa dengan ini, merekod pembolehubah yang mungkin memberi kesan pada kadar penemuan (contoh, apabila jenis habitat bertukar) membolehkan stratifikasi selepas kajian dilakukan menggunakan pembolehubah ini ketika analisa dijalankan.

**Saiz sampel yang secukupnya:** Bagi memenuhi keperluan asas sampel berjarak, sekurang-kurangnya 60–80 pemerhatian perlu dijalankan. Namun demikian, sampel yang lebih besar diperlukan untuk mendapatkan anggaran boleh dipercayai ke atas lain-lain nilai penting dalam menganggar kepadatan dan saiz populasi (lihat dalam talian, Bahagian 3 Rekabentuk Survei dan Bahagian 7 Analisa Data). Di kawasan kepadatan rendah objek (kumpulan sarang, individu), bilangan minima pemerhatian sukar dicapai melainkan usaha yang banyak diberi pada survei itu. Disebabkan kumpulan sarang lazimnya berada secara terkumpul dalam habitat yang sesuai, ia adalah penting untuk menentukan panjang transek yang memadai untuk mengurangkan kebarangkalian tidak ada sarang pada transek tertentu. Kajian ke atas data sedia ada dari kawasan ini, atau maklumat dari kajian perintis, boleh digunakan untuk membuat keputusan penting ini.

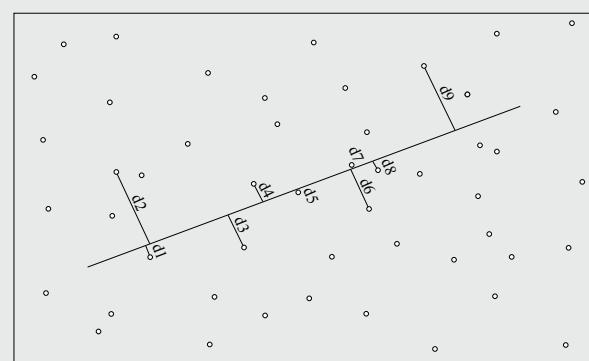
#### Sampel berjarak di garis transek

Garis transek adalah kaedah di mana pemerhati berjalan mengikut garis lurus yang ditentukan panjangnya, dan yang samada diletak secara rawak atau sistematis di kawasan survei (lihat Kotak 3). Kawasan yang disampel di transek garis ini adalah ruang hipotetikal di mana semua tanda atau haiwan dianggap telah dikesan. Kawasan ini adalah sama dengan  $2L\mu$ , di mana  $L$  adalah jumlah panjang transek dan  $\mu$  adalah lebar di kawasan di mana bilangan objek yang tidak dihitung adalah sama dengan jumlah yang dilihat selepas kawasan ini.  $\mu$  dikenali sebagai lebar berkesan kawasan dan ditentukan menggunakan perisian Distance.

Bagi menganggarkan  $\mu$ , jarak sudut tegak dari objek yang dikesan di garis transek mesti direkod dengan tepat. Kadangkala, bagi memastikan andaian sampel berjarak dipenuhi, jarak penglihatan dan sudut (yang boleh digunakan untuk mengukur jarak sudut tegak) akan direkod dan cara ini biasanya digunakan dalam pemerhatian haiwan hidup. Kaedah yang digunakan untuk melihat sesuatu yang berada dalam jarak penglihatan juga memerlukan sudut penglihatan untuk menghitung sudut tegak jarak dalam usaha menganggarkan kepadatan (diulas dalam Hayes dan Buckland 1983). Secara am, kaedah jarak dan sudut penglihatan dianggap tidak sah dari segi statistik, berbanding kaedah jarak sudut tegak (contohnya, Plumptre dan Cox 2006).

Jarak sudut tegak boleh diukur (atau dianggar) secara langsung (data tidak terkumpul) atau disenaraikan dalam kategori jarak yang betul (data terkumpul). Kaedah kategori jarak yang betul hanya sepatutnya digunakan apabila ia menjadi sukar atau mustahil untuk memperolehi jarak sebenar kerana kumpulan data menghalang pilihan yang ada untuk membuat analisa. Sekiranya

#### Kotak 3. Persampelan transek garis



Satu garis transek ditunjukkan. Bulatan menandakan objek sasaran tersebar dalam ruang di sekeliling transek. Jarak sudut tegak sembilan objek yang kerap dikesan ditanda sebagai  $d_1, d_2 \dots d_8$  (lihat Buckland et al. 2001).

## Kotak 4. Survei dari udara ke atas sarang orangutan di Sabah, timurlaut Borneo

Survei di Sabah dijalankan menggunakan kapal terbang kecil jenis Bell 206 Jet Ranger pada kelajuan dan ketinggian yang tetap (70km/sejam dan 60–80 m di atas kanopi). Kaedah persampelan sistematis menggunakan transek garis selari dibentuk. Lokasi garis pertama dipilih secara rawak (lihat Ancrenaz *et al.* 2005 untuk metodologi terperinci).

Kebolehan mengesan sarang dari helikopter atau pesawat kecil bergantung pada struktur kanopi hutan dan kebolehan pemerhati. Secara ideal, model khusus untuk memperolehi kepadatan sarang dari pengiraan dari udara perlu direkabentuk untuk habitat berbeza dan tahap berbeza kepakaran pemerhati. Sebelum model dibentuk, maklumat di daratan perlu dikumpul di habitat berbeza bagi mengesahkan model asas dan untuk menentukan faktor spesifik habitat, jika perlu. Kamera video di kedua-dua bahagian pesawat akan merekod semua penemuan dan data ini akan dianalisa dengan teliti selepas itu.

Adalah mustahil untuk merekod jarak sarang dari garis transek udara, dan oleh itu tidak mungkin pengkaji akan memperolehi anggaran kepadatan sarang secara langsung dari aktiviti penerbangan. Pengkaji akan memperolehi kadar penemuan. Survei udara dijalankan bersama tahap membetulkan ukuran berdasarkan survei kiraan sarang di tanah untuk mendapatkan anggaran cara konvensional kepadatan sarang orang utan. Model statistik boleh dibentuk selepas itu, mengambil kira pengiraan dari udara dengan kepadatan sarang orangutan. Model ini diaplikasi do semua hutan di negeri Sabah di mana hanya data dari udara wujud. Pada masa hadapan, terdapat kemungkinan untuk mengumpul pengesahan kumpulan sarang pada jarak tertentu di kedua-dua bahagian pesawat, dan ini akan membolehkan anggaran kemungkinan mengesan.

data jarak sebenar dikutip, data ini mungkin dikumpul untuk mengatasi masalah yang timbul dari ukuran dari jauh. Data jarak sebenar memberi fleksibiliti pada tahap analisa.

### Survei strip (kawasan memanjang) udara dan garis transek

Di Sabah (Timur Laut Borneo), survei garis transek dari udara telah digunakan untuk mengira sarang orangutan di seluruh negeri tersebut (Ancrenaz *et al.* 2005). Survei dari udara meningkatkan jumlah kawasan yang disampel dalam masa yang lebih singkat. Ia juga membolehkan survei dijalankan di kawasan terpencil, mengurangkan masa dan tidak memerlukan ramai pengkaji berbanding survei yang dijalankan di tanah (Caughley 1974; Ancrenaz *et al.* 2004b). Penggunaan survei udara bergantung pada peratusan pemerhati dapat mengesan objek sasaran dari udara. Sekiranya ia kurang dari 100%, kaedah diperlukan untuk membetulkan nilai atau jumlah yang diperhatikan (lihat Kotak 4).

Survei sarang dari udara kurang sesuai digunakan di Afrika, kerana kera besar di benua itu bersarang di bahagian rendah kanopi dan kadangkala di tanah. Pada masa yang sama, mustahil untuk pemerhati membezakan sarang gorila dengan chimpanzee dari udara di kawasan kedua-dua spesis ini wujud sekali. Namun, survei udara adalah berguna untuk menentukan taburan populasi dan jumlah relatif di lanskap terbuka, seperti savana di Afrika Barat.

### Sampel berjarak di transek titik (point transects)

Transek titik (atau Kiraan Titik) boleh dilihat sebagai transek garis yang tidak mempunyai panjang. Satu siri titik dikaji dan jarak radial antara objek yang dikenalpasti dan titik tengah akan diukur (lihat Kotak 5). Dalam keadaan sebenar, satu siri titik terletak sepanjang satu garisan lurus. Dalam transek titik, hanya kawasan di titik tengah mempunyai kebarangkalian mengesan pada ukuran satu. Kawasan yang dikaji di transek titik adalah  $A = \pi r^2$ , di mana  $r$  adalah anggaran jejari (radius).

### 2.3. Kaedah berjarak lain – transek strip (kawasan memanjang) dan plot

Transek strip (kawasan memanjang) memberi jumlah bilangan dalam kawasan segi empat tepat yang diketahui panjang dan lebarnya, dan dengan itu saiznya. Jarak tidak diukur dalam sempel transek strip, tetapi kaedah ini memerlukan semua objek dalam strip dikesan. Apabila mengkaji kera besar, andaian ini mungkin tidak akan dipatuhi kerana pemerhati hanya berjalan di kawasan tengah dan mungkin tidak akan dapat mengesan objek yang berada di tepi strip. Ini akan membawa pada anggaran kurang tepat kepadatan sebenar (contoh, Vincent *et al.* 1996). Disebabkan oleh itu, pendekatan yang telah diubah digunakan untuk menjalankan survei sarang orangutan di hutan paya Borneo: Plot berbentuk bulat atau kotak yang telah ditentukan saiz diletak secara rawak di atas peta dan dipastikan kedudukannya dalam hutan. Sempadan plot ini ditanda dengan jelas, dan usaha diambil untuk mengkaji setiap inci plot bagi memastikan semua objek dalam plot-plot ini dihitung. Pendekatan ini adalah berdasarkan teori sampel populasi terhad (Cochran 1977), di mana saiz sebenar kawasan dikaji diketahui lebih awal dan di mana semua objek dikesan. Kiraan plot menghasilkan anggaran kepadatan sarang yang lebih tinggi berbanding transek garis, dan hampir dengan anggaran kepadatan sebenar yang diperolehi menggunakan pendekatan lain (van Schaik *et al.* 2005).

## 2.4. Persampelan Indeks

Persampelan indeks menghasilkan kadar pertemuan yang diandaikan adalah selari dengan kepadatan sebenar. Ia lazimnya lebih mudah untuk diperolehi berbanding anggaran kepadatan. Namun, indeks seperti ini mungkin menggambarkan variasi faktor selain kepadatan. Ia mungkin juga menggambarkan perbezaan dalam kebarangkalian mengesan di kalangan pemerhati dan jenis vegetasi, atau variasi dalam kadar penghasilan, kadar pereputan dan kelompok sarang atau tahi binatang. Sumber berkemungkinan tentang variasi sepatutnya diambil kira apabila menggunakan indeks, dan kawalan mesti dilaksanakan bagi menginterpretasi dan mengurangkan variasi. Ini termasuklah dengan merancang bilangan pemerhatian setiap unit jarak dan sampel sehingga kawasan yang diplot berakhir.

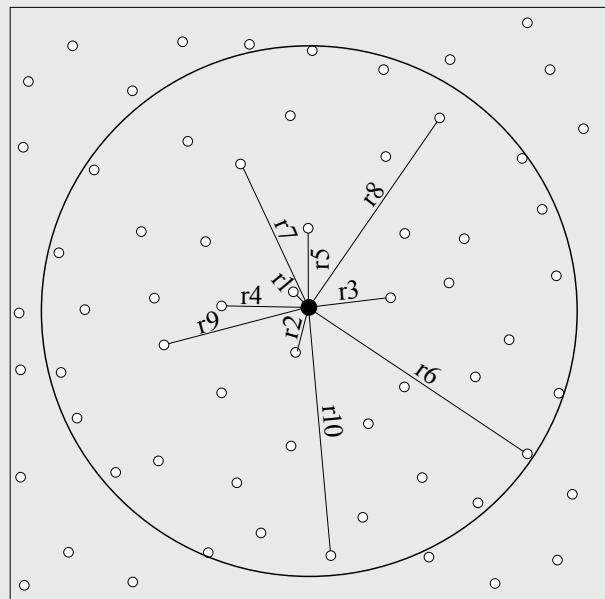
**Jalan untuk meninjau:** Prinsip asas perjalanan untuk meninjau adalah pergerakan dalam arah yang telah ditentukan dengan mengambil jalan yang paling mudah dalam kawasan kajian (Walsh dan White 1999). Perjalanan ini seharusnya tidak boleh keluar lebih dari  $40^\circ$  dari arah yang ditentukan dan dianggap dapat memberi maklumat yang lebih berbanding aktiviti berjalan kaki tanpa arah. Pengumpulan data adalah sama seperti di transek garis (bilangan objek, jarak di garisan, lain-lain data). Bezanya cuma jarak sudut tengah tidak direkod dan lebar strip yang disampel telah ditentukan (biasanya 1 m di kiri dan kanan pemerhati) untuk meminimumkan variasi dalam penglihatan di habitat berbeza. Perjalanan ini lazim digunakan dalam kajian awal survei dan memberi pengkaji peluang untuk lebih mengenali ruang kajian (vegetasi, reka bentuk bumi). Ia turut memberi peluang kepada pengkaji untuk membiasakan diri untuk mengenalpasti tanda yang berbeza. Walaupun indeks ini adalah berguna, perlu diingatkan ia tidak bebas dari bias. Variasi dalam kadar pertemuan berkemungkinan besar terjadi akibat pelbagai faktor atau sumber, dan bukan sahaja variasi dalam kepadatan. Protokol pemantauan biologi (biomonitoring) biasanya menggabungkan transek garis dengan perjalanan untuk meninjau (Kotak 6).

## 2.5. Survei langsung berbanding survei bukan langsung

**Survei Langsung.** Ini adalah kiraan binatang individu atau kumpulan binatang, dan boleh dilakukan sekiranya binatang ini senang dikesan dan bergerak dengan perlahan. Malangnya, kera besar tidak ada ciri seperti ini dan sebaliknya adalah pemalu dan sukar dikesan. Bagi komuniti kera besar yang diketahui oleh pengkaji, pemantauan langsung boleh dilakukan dan dapat memberi bukti perubahan saiz populasi kera (Boesch dan Boesch-Achermann 2002; Bermejo *et al.* 2006; Pusey *et al.* 2007). Kebanyakan survei garis transek kera besar Afrika mengira kumpulan, bukan individu. Ini adalah keperluan kriteria pemerhatian bebas, yang mungkin lebih benar untuk kumpulan berbanding individu. Namun, adalah juga penting untuk mengira kesemua individu yang dijumpai dalam kumpulan, dan untuk mengambil kira perbezaan purata dan standard saiz kumpulan ke dalam anggaran saiz populasi dan kepadatan.

**Survei Tidak Langsung.** Mengambil kira survei langsung tidak berapa sesuai untuk memerhati kera besar, kebanyakannya survei dijalankan dengan mencari bukti-buktinya kehadiran kera, atau bukti-buktinya tidak langsung. Tanda-tanda kehadiran kera akan dikira, bukannya kera itu sendiri atau

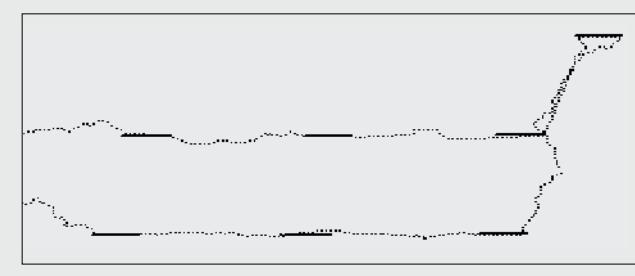
## Kotak 5. Persampelan transek titik



Jarak radial 10 objek yang dikesan ditanda sebagai  $r_1, r_2 \dots r_{10}$  (lihat Buckland *et al.*, 2001). Bulatan mewakili jarak maksima dari tengah di tempat objek dikesan.

## Kotak 6. Recce dikombinasikan dengan transek garis

Sebahagian daripada rekabentuk survei ditunjuk di sini. Transek (garis pendek) dihubungkan oleh recce yang dibuat berdasarkan panduan (garis putus). Jarak sudut tegak hanya diukur di sepanjang transek garis.



kumpulannya. Sarang adalah yang paling mudah untuk dilihat dan adalah bukti yang paling banyak terdapat. Lain-lain tanda, seperti tahi binatang juga boleh dikira tetapi sukar sekiranya kera yang dikaji adalah orangutan yang tinggal di bahagian atas pokok. Survei tidak langsung yang bertujuan memberi anggaran kepadatan kera mesti berdasarkan kadar penghasilan objek yang disasarkan dan kadar pereputan tanda-tandanya. Peratusan populasi kera yang meninggalkan tanda-tanda yang boleh ‘dilihat’ itu perlu diambil kira supaya kepadatan boleh dihitung dari kepadatan tanda-tanda tidak langsung. Keputusan dari survei tidak langsung perlu disahkan berdasarkan anggaran kepadatan sebenar, sekiranya mungkin.

Walaupun tujuan survei adalah untuk mengesan variasi masa dan ruang dalam saiz populasi kera, survei tidak langsung mungkin menghasilkan anggaran kepadatan yang berbeza disebabkan faktor-faktor yang tidak ada kaitan pada variasi bilangan kera. Kesilapan sampel, seperti perbezaan dalam kaedah, variasi dalam kepakaran di kalangan kumpulan survei, dan kebolehan mengesan sarang dalam hutan yang berlainan jenis boleh diatasi menerusi latihan, alat-alat analisa dan penggunaan protokol yang standard. Walau bagaimanapun, lain-lain sebab kesilapan adalah lebih sukar untuk dikawal. Kesilapan terbesar dalam mengira anggaran kepadatan kera dari data survei sarang adalah tempoh sarang itu masih kelihatan. Tempoh ini berbeza di dalam dan di antara kawasan kajian disebabkan hujan, ketinggian muka bumi, pH tanah, kedudukan sarang dan elemen-elemen yang mempengaruhinya, serta spesis pokok tempat sarang itu berada (van Schaik *et al.* 1995; Singleton 2000; Buij *et al.* 2003; Acrenaz *et al.* 2004a,b; Johnson *et al.* 2005; Marshall *et al.* 2006, 2007; Mathewson *et al.* 2008). Kumpulan dan pengurus survei perlu sedar akan kesan kesilapan sampel berbeza ke atas anggaran kepadatan populasi. Hanya setelah sumber-sumber sampel diambil kira, penilaian dapat dibuat samada anggaran kepadatan berbeza menggambarkan perbezaan sebenar antara kawasan survei atau tempoh.

#### Kiraan sarang

Individu yang telah berhenti menyusu akan membina sarang bagi tujuan untuk tidur pada waktu malam dan kadangkala untuk berehat pada waktu siang. Sarang-sarang ini dapat dilihat dalam hutan selama beberapa minggu atau bulan setelah dibina dan digunakan. Disebabkan oleh itu, sarang lebih kerap ditemui berbanding kera itu sendiri. Ini menghasilkan banyak data ketika survei dan dengan itu ketepatan yang lebih tentang keputusan anggaran, sekiranya andaian dibuat bahawa pembolehubah untuk menghitung kepadatan (contoh, kadar penghasilan, kadar pereputan) adalah dianggarkan menggunakan ketepatan yang munasabah. Selain itu, sarang tidak akan bergerak dan ini memudahkan penentuan jarak sudut tegak dan saiz kumpulan berbanding mengesan kera itu sendiri. Adalah penting untuk mengenalpasti perbezaan dalam yang khusus antara ciri-ciri sarang di tempat dua spesis kera wujud (Tutin *et al.* 1995). Sanz *et al.* (2007) telah menunjukkan bahawa dengan pengumpulan beberapa ciri-ciri berlebihan, sarang chimpanzee dan gorila dapat dibezakan dengan betul.

Perhatian juga perlu diambil untuk tidak mengelirukan sarang kera dengan yang dibuat oleh spesis lain. Di Asia, tupai gergasi, beruang madu dan beberapa spesis burung (adjutant storks, raptors) membina sarang, dan mereka yang baru belajar membuat pemerhatian mungkin mengelirukan sarang-sarang ini dengan yang dibuat oleh orangutan. Pemerhati perlu diberi latihan yang lengkap.

Dua jenis pengiraan sarang digunakan iaitu pengiraan sarang *standing crop* (contoh, Tutin dan Fernandez 1984; Morgan *et al.* 2006) dan pengiraan *marked nests* atau sarang ditanda (Plumptre dan Reynolds 1994, 1996; Hashimoto 1995; Furuichi *et al.* 2001). Bagi kaedah *standing crop*, semua sarang yang ditemui akan direkod. Bagi pengiraan *marked-nest*, hanya sarang yang dibina dalam tempoh terdekat (contohnya, yang dibina selepas survei sebelumnya) akan direkod semasa lawatan berulang. Kedua-dua kaedah ini memerlukan pembolehubah tambahan atau faktor-faktor berubah untuk menterjemah kiraan sarang ke bilangan kera. Kaedah *standing crop* memerlukan kadar pembinaan dan pereputan sarang manakala kaedah *marked nest* hanya memerlukan kadar pereputan sarang (lihat Kotak 7). Perbezaan ini membawa pada aspek positif dan negatif bagi kedua-dua kaedah dari segi keberkesanan dan ketepatan survei (lihat di bawah).

Menentukan pembolehubah tambahan untuk digunakan sebagai faktor dalam menterjemah hasil dapatan

Mengira pembolehubah tambahan bukannya kerja yang mudah memandangkan tidak ada hubungan statik antara kepadatan sarang kera dan kepadatan kera itu sendiri. Kadar pereputan sarang dan pembinaan sarang menunjukkan perbezaan tinggi bergantung pada ruang dan tempoh (contoh, Walsh dan White 2005). Oleh sebab itu, mana-mana survei kera yang bergantung pada penulisan sedia ada (lihat Jadual 2), dan bukannya pada kadar yang spesifik dari segi ruang dan masa, akan cenderung untuk menghasilkan bias yang besar (contoh, Mathewson *et al.* 2008). Sebagai contoh, orangutan Sumatra kerap membina sarang pada waktu tengahari tetapi orangutan Borneo pula tidak menunjukkan ciri yang sama (Ancrenaz *et al.* 2004a).

#### Pengiraan sarang ditanda (*marked nests*)

Pengiraan sarang ditanda atau *marked nests* tidak memerlukan kadar pereputan sarang (Plumptre dan Reynolds 1994, 1996; Hashimoto 1995; Plumptre dan Cox 2006). Ketika survei *marked nest*, perjalanan akan dibuat di transek secara berulang-ulang dan hanya sarang yang dibina antara lawatan dua transek akan dikira. Memandangkan masa yang antara lawatan ke transek diketahui, kepadatan sarang dapat diterjemah sebagai kepadatan kera tanpa memerlukan anggaran kadar pereputan sarang, selagi tempoh antara lawatan tidak terlalu lama sehingga ada sarang yang hilang (reput). Namun demikian, sarang yang baru dibina akan ditemui pada kadar yang sangat rendah kecuali jika kepadatan kera di kawasan itu adalah tinggi. Oleh itu, kajian ini memerlukan usaha yang banyak memperolehi kadar penemuan sarang dan ketepatan yang boleh dibandingkan dengan kiraan sarang *standing crops*.

#### Kotak 7. Menterjemah pengiraan sarang ke kepadatan kera

##### Pengiraan sarang standing crop

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

di  $\hat{D}_{all\_nests}$  manakah anggaran kepadatan semua sarang,  $\hat{p}$  anggaran nisbah pembina sarang,  $\hat{r}$  anggaran kadar penghasilan sarang setiap hari oleh satu individu, dan  $\hat{t}$  anggaran purata tempoh hayat sarang, dalam ukuran hari.

##### Pengiraan sarang ditanda (*marked nest*)

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

$\hat{D}_{recent\_nests}$  adalah anggaran kepadatan sarang yang baru dibina,  $\hat{c}$  nisbah sarang yang masih wujud sehingga benci seterusnya dan samada ia segar atau berada dalam klasifikasi usia tertentu,  $\hat{d}$  jurang masa antara lawatan, dalam ukuran hari, antara lawatan pertama/terakhir dan lawatan semula bagi pengiraan sarang ditanda (*marked nest*).

Jadual 2. Perbezaan ruang/kawasan dalam kadar pereputan sarang. Perbezaan atau jurang yang besar membayangkan keperluan untuk anggaran pereputan di kawasan spesifik dan survei spesifik

Spesies	Anggaran masa pereputan [hari]	Lokasi	Sumber
Bonobo	76 99	Southwest Salonga, DRC Lomako, DRC	Mohnke & Fruth 2008 van Krunkelsven 2001
Chimpanzee	73 90 106 111 114 221	Taï, Côte d'Ivoire Goualougo, Congo Lopé, Gabon Kibale, Uganda Belinga, Gabon Haut Niger, Guinea	Marchesi <i>et al.</i> 1995 Morgan <i>et al.</i> 2007 Hall <i>et al.</i> 1998 Ghilieri 1979 Tutin & Fernandez 1984 Sugiyama & Soumah 1988
Gorila	54 78 90 170	Belinga, Gabon Lopé, Gabon Goualougo, Congo Ngotto, CAR	Tutin & Fernandez 1984 Tutin <i>et al.</i> 1995 Morgan <i>et al.</i> 2007 Brugièr & Sakom 2001
Orangutan	81 145 202 217 228 250 258/399 319 602	Ketambe, Indonesia Danau Sentarum, Kalimantan Barat, Indonesia Kinabatangan, Malaysia Kalimantan Tengah hutan paya Suaq Balimbang, Indonesia Ketambe, Indonesia Gunung Palung, Kalimantan Barat, Indonesia hutan bukit Suaq Balimbang, Indonesia Lesan, Kalimantan Timur, Indonesia	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

Asas atau premis kepada kaedah *marked nest* adalah sarang yang sedia ada di sepanjang transek akan ditanda dan survei selepas itu akan diulang pada kekerapan yang kecil supaya rekod semua sarang dapat dibina sejak perjalanan terakhir. Di Afrika Timur, jarak dua minggu pernah digunakan untuk menjalankan survei ke atas sarang chimpanzee (contoh, Furuichi *et al.* 2001), dan tempoh antara enam minggu pernah digunakan untuk survei sarang orangutan di Sabah, Borneo. Bagi mengelak keadaan di mana anggaran kepadatan kera adalah rendah dari yang sepatutnya, adalah penting bagi memastikan sarang kera tidak dibina dan hilang antara dua kali kajian dijalankan. Ini adalah perkara yang perlu dipertimbangkan dengan teliti bagi sarang gorila, yang menunjukkan kadar pereputan berbeza bergantung pada jenis sarang dan cara ia dibina (Tutin dan Fernandez 1984). Tempoh antara perjalanan bagi mengira sarang sepatutnya lebih pendek mengambil kira beberapa jenis sarang gorila cepat reput. Perlu diingatkan survei berulang akan mengambil masa dan tenaga yang banyak, terutama sekali di kawasan terpencil di mana terdapat kekurangan dari segi logistik.

#### Kadar pereputan sarang

Kadar pereputan sarang berbeza di antara spesis kera besar, spesis pokok tempat mana sarang dibina, jenis hutan dan faktor lain seperti taburan hujan, ketinggian, suhu, jenis tanah dan pH (van Schaik *et al.* 1995; Buij *et al.* 2003; Ancrenaz *et al.* 2004a; Walsh dan White 2005; Marshall *et al.* 2006; Mathewson *et al.* 2008). Disebabkan variasi besar yang berkaitan dengan faktor-faktor ini, usaha untuk menggunakan perhitungan kasar kadar pereputan dari kajian yang sedia ada dengan survei lain mungkin membawa pada kesilapan besar dalam anggaran kepadatan. Keadaan seperti ini boleh membawa pada ketidaktepatan dalam beberapa anggaran kepadatan (Ancrenaz *et al.* 2005).

Anggaran kadar pereputan sarang perlu menggambarkan kadar pereputan masa dan kawasan spesifik ketika sarang itu ditemui, atau hampir dengan masa survei dijalankan. Keadaan alam sekitar sebelum survei tidak semestinya sama dengan keadaan selepas survei atau pada masa lain. Kadar pereputan sarang yang ditentukan secara bebas dari survei berkemungkinan besar tidak menggambarkan survei itu sendiri. Anggaran yang paling boleh dipercayai tentang kadar pereputan sarang adalah diperolehi dari pemantauan terus sebilangan sarang (Buij *et al.* 2003; Ancrenaz *et al.* 2004a) menerusi lawatan berulang sebelum survei, walaupun diakui menggunakan cara ini boleh mengambil masa beberapa tahun untuk diselesaikan. Sehingga kini, tidak ada definisi tertentu untuk apa itu pereputan sarang. Biasanya, sarang akan dikategorikan dalam empat atau lima kelas usia/tempoh (segar, baru, lama, reput). Namun, klasifikasi ini bergantung pada perbezaan antara pemerhati dan akan terdapat bias anggaran masa pereputan sarang. Ukuran lebih objektif pereputan sarang diperlukan.

#### Anggaran kadar pereputan lepas (restropektif) menggunakan dua lawatan

Pendekatan yang pernah dicadangkan sebelum ini untuk menganggarkan kadar pereputan secara retrospektif (lepas) adalah berdasarkan dua lawatan bagi setiap kawasan sarang (Laing *et al.* 2003). Idea di sebalik pendekatan ini adalah keadaan persekitaran sebelum survei menentukan kadar pereputan dan sarang sedia wujud (*standing stock*) pada masa survei dijalankan. Menerusi kaedah ini, kawasan sarang segar terletak dalam kawasan yang ditentukan secara representatif di kawasan survei. Pencarian untuk kawasan sarang segar ini perlu diulangi sekurang-kurangnya enam kali sebelum survei. Pencarian pertama seharusnya dijadualkan supaya kebanyakan sarang yang ditemui telah reput pada permulaan survei. Pada permulaan survei, bilangan sarang reput/yang masih hidup (menggunakan kriteria objektif) di sesuatu kawasan akan ditentukan, dari mana kadar pereputan boleh dianggarkan menggunakan regresi logistik. Tambahan pula, pendekatan ini membenarkan pengkaji memasukkan maklumat lain seperti jenis habitat, taburan hujan atau spesis pokok.

Memandangkan tidak ada survei yang dijalankan secara tiba-tiba, secara ideal pendekatan ini diulang untuk setiap ruang kecil dalam kawasan survei. Ini adalah kerja yang memerlukan ramai orang dan perjalanan yang banyak, tetapi pendekatan ini akan menghasilkan anggaran kadar boleh dipercayai tentang pereputan sarang spesifik pada kawasan dan masa.

## Metodologi rantaian Markov

Memandangkan masa yang banyak diperlukan untuk memantau pereputan sampel besar sarang dalam usaha untuk memberi anggaran benar hayat sarang, beberapa kajian telah menggunakan analisa rantaian Markov (Markov chain) untuk menganggar hayat atau tempoh sarang (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). Teknik ini menggunakan matriks matematik untuk menganggarkan hayat sarang berdasarkan kadar transisi antara “keadaan pereputan” yang telah ditentukan, contohnya sarang yang segar, atau sarang dengan daun reput. Salah satu kelebihan teknik ini adalah ia membenarkan penggunaan pemerhatian “censored” (contohnya, sarang yang tidak ditemui selepas dibina atau yang tidak hilang pada masa kajian dijalankan), dan oleh itu meningkatkan saiz sampel untuk menjalankan analisa. Analisa rantaian Markov membenarkan proses pereputan sarang direka dan memberi anggaran  $t$  dari hanya dua survei sarang (van Schaik *et al.* 1995). Apabila ia telah dibandingkan dan disahkan dengan kadar sebenar pereputan, analisa rantaian Markov cenderung untuk membuat anggaran berlebihan tentang hayat sarang (van Schaik *et al.* 1995; Buij *et al.* 2003; Johnson *et al.* 2005) kerana sarang yang berupaya tahan lebih lama berkemungkinan akan dikira. Faktor pembetulan selalunya diaplikasikan dalam keadaan ini untuk memberi anggaran benar hayat sarang. Faktor pembetulan ini dikira dengan membandingkan hayat sarang diperhatikan dengan hasil keputusan kiraan analisa Markov. Seperti anggaran tempoh sarang, faktor pembetulan cenderung pada kawasan spesifik.

## Meramal pereputan sarang

Terdapat cadangan bahawa kadar pereputan sarang boleh ditentukan berdasarkan faktor persekitaran seperti suhu, taburan hujan, ketinggian, malahan pH (van Schaik *et al.* 1995; Buij *et al.* 2003; Walsh dan White 2005). Namun, setakat mana faktor-faktor persekitaran ini boleh dibanding secara tepat dengan hayat sarang tidak diketahui. Bagi sesetengah kes, kaitan yang diasaskan di satu kawasan gagal digunakan untuk membuat ramalan tepat pereputan sarang di kawasan lain. Sebagai contoh, nilai pH mungkin boleh dikaitkan dengan kadar pereputan sarang di hutan kering di Sumatra (Buij *et al.* 2003), tetapi terbukti tidak boleh digunakan di dua kawasan di Borneo (Johnson *et al.* 2005; Marshall *et al.* 2006).

## Kadar pembinaan sarang

Pembolehubah kedua yang diperlukan untuk kedua-dua pendekatan pengiraan sarang adalah kadar pembinaan sarang. Ini adalah bilangan sarang yang dibina secara purata oleh haiwan individu dalam tempoh 24 jam. Kadar pembinaan sarang tidak boleh ditentukan ketika survei dijalankan. Kadar ini biasanya didapati dari pemerhatian ke atas kera yang sudah biasa tinggal dalam satu kawasan di ruang survei, atau di habitat yang serupa. Disebabkan oleh ini, terdapat sedikit sahaja anggaran pembinaan sarang. Kadar pembinaan sarang diperlukan untuk menterjemahkan secara tepat kepadatan sarang pada kepadatan individu. Perlu juga diingati kadar pembinaan sarang mungkin menunjukkan variasi masa dan kawasan/ruang (Jadual 4).

Jadual 4. Kadar pembinaan sarang (Sarang bagi setiap individu yang berdikari setiap 24 jam)

Spesies	Kadar pembinaan sarang	Lokasi	Sumber
Bonobo	1.37	Lomako, DRC	Mohneke & Fruth 2008
Chimpanzee	1.09	Budongo, Uganda	Plumptre & Reynolds 1997
	1.09	Goualougo, Congo	Morgan <i>et al.</i> 2007
Gorila	1.0	Goualougo, Congo	Morgan <i>et al.</i> 2007
Orangutan	1.0	Kinabatangan, Sabah, Malaysia	Ancrenaz <i>et al.</i> 2004a
	1.2	Gunung Palung, Malaysia	Johnson <i>et al.</i> 2005
	1.7	Ketambe, Indonesia	van Schaik <i>et al.</i> 1995
	1.9	Suaq Balimbing, Indonesia	Singleton 2000

### Penggunaan semula sarang dan lain-lain isu

Kera besar kadang kala menggunakan semula sarang (contohnya, chimpanzee: Plumptre dan Reynolds 1996; gorilla: Iwata dan Ando 2007; orangutan: Ancrenaz *et al.* 2004a). Pemerhatian terus bilangan mencukupi sarang akan secara teori mengambil kira faktor bahawa ada sarang yang digunakan dua kali (memandangkan beberapa sarang dalam sampel boleh diandaikan akan diguna semula). Tingkahlaku ini juga mesti diambil kira apabila menganggarkan kadar penghasilan sehari-hari.

Di beberapa kawasan yang diganggu di Kalimantan Timur, sehingga 10% sarang diguna semula ditemui di tempat mana terdapat kurang pilihan untuk membina sarang. Tanggapan di sini adalah penggunaan semula sarang bukanlah sesuatu yang standard merentasi habitat, tetapi berlaku apabila terdapat sarang. Menggunakan anggaran pereputan sarang dari kawasan di mana sarang digunakan semula secara kerap ke kawasan di mana sarang jarang diguna semula, atau sebaliknya, boleh mempengaruhi keputusan secara serius.

Isu tentang tempoh sarang dapat dilihat juga perlu diambil kira. Memantau sarang selama beberapa bulan, atau tahun, dan memeriksa sekiranya sarang masih kelihatan cuma satu daripada usaha yang dilakukan. Menentukan kadar pereputan menggunakan cara ini akan cenderung pada pengiraan lebih kadar pereputan memandangkan banyak sarang pada tahap lewat pereputan mungkin tidak dapat dikesan sebagai sarang dalam survei yang hanya dijalankan sekali. Ini boleh membawa pada anggaran lebih kadar pereputan, dan ini hanya boleh diatasi sekiranya terdapat cara untuk berhenti memantau sarang dan mengklasifikasikannya sebagai "telah lesap," pada tahap sama pereputan ia sepatutnya berada sekiranya ia tidak lagi ditemui ketika survei (van Schaik dan Azwar 1991).

### Saiz atau nisbah kera yang membina sarang

Apabila kita menterjemahkan kepadatan sarang pada kepadatan kera, kita akan terlepas dari mengira anak kera yang masih tidur sesarang dengan ibu mereka. Berdasarkan teori, sekiranya saiz atau nisbah pembina sarang dalam populasi kera yang telah menyesuaikan diri dalam satu kawasan diketahui (lihat Jadual 5), ini boleh dimasukkan dalam anggaran populasi. Namun, nisbah pembina sarang bukannya sesuatu yang tetap memandangkan struktur usia populasi kera berubah mengikut masa dan ruang/kawasan. Oleh itu, anggaran nisbah pembina sarang yang diperolehi dari kera yang telah menyesuaikan diri di sesuatu kawasan hanya boleh dianggap sebagai anggaran.

### Pengiraan tahi binatang

Kaedah survei tahi binatang digunakan untuk banyak spesis, tetapi mempunyai kegunaan terhad apabila melibatkan kera besar memandangkan kadar penemuan tahi ini adalah rendah. Terdapat satu pengecualian iaitu gorila tanah rendah barat, yang telah menunjukkan potensi mengira sisca tahninya berdasarkan satu kajian yang dijalankan di Bai Hokou. Kadar penemuan tahi gorila dapat dibandingkan dengan pengiraan sarang (Todd *et al.* 2008). Pengiraan tahi boleh dijalankan dengan kaedah serupa bagi pengiraan sarang transek (kaedah-kaedah di atas) (Plumptre 2000). Tambahan pula, pereputan cepat tahi gorila membolehkan kadar pereputan ditentukan secara berterusan ketika survei dijalankan, berbanding masalah yang dihadapi dengan menentukan kadar pereputan sarang. Namun, kadar pereputan tahi gorila menunjukkan variasi ruang dan masa yang besar (Kühl *et al.* 2007). Oleh itu, kadar pereputan dari satu survei tidak boleh digunakan sebagai ukuran dalam survei lain.

Jadual 5. Nisbah pembina sarang (nisbah individu yang membina sarang)

Spesis	Nisbah pembina sarang	Lokasi	Sumber
Bonobo	0.7–0.8 <sup>1</sup>	Lomako, DRC	Fruth 1995
Chimpanzee	0.83	Budongo, Kalinzu, Bwindi dan Kibale, Uganda	Plumptre & Cox 2006
Gorila	0.76–0.77	Bwindi, Uganda dan Virunga Volcanoes	McNeilage <i>et al.</i> 2006; Gray <i>et al.</i> peringkat ulasan
Orangutan	0.85–0.90	Borneo, Sumatra	McKinnon 1972; Payne 1988; van Schaik <i>et al.</i> 2005; Ancrenaz <i>et al.</i> 2004a; Johnson 2005

<sup>1</sup> Nilai yang dianggar di komuniti Eyengo tidak termasuk bayi

Terdapat penulisan tentang kaedah menganggarkan kadar pereputan tahi ketika survei dijalankan (Plumptre dan Harris 1995; Laing *et al.* 2003; Kühl *et al.* 2007); lihat juga kadar pereputan sarang di atas. Salah satu isu dalam pengiraan tahi binatang dan perlu diambil kira dalam survei adalah kemungkinan timbunan tahi dikira. Oleh itu, kadar penghasilan timbunan tahi berbanding kadar pelepasan tahi perlu digunakan untuk menterjemah kepadatan tahi ke kepadatan kera. Anggaran dari Bai Hokou (Todd *et al.* 2008) diberi dalam Jadual 6.

Pengiraan tahi gorila belum lagi digunakan secara meluas. Namun, pendekatan ini mungkin berguna di kawasan terdapat chimpanzee dan gorila, menjadikan pengiraan sarang bermasalah.

Jadual 6. Kadar penghasilan tahi di kalangan gorila tanah rendah barat

Ukuran	Kelas umur	Anggaran (kawasan pergerakan)
Timbunan tahi/sehari	Silverback pra dewasa	5.03 (3.99–10.64) 5.57 (2.08–12.03)
Berapa kali membuang tahi/sehari	Silverback pra dewasa	4.30 (1.82–8.71) 4.36 (2.46–9.26)

## 2.6. Kaedah penghunian

**Objek yang perlu disampel:** Semua tanda kehadiran kera besar (sarang, tahi, sisa makanan, dan lain-lain).

**Pendekatan persampelan:** Plot, titik transek

**Pembolehubah tambahan:** Tidak diperlukan

Survei penghunian digunakan untuk banyak spesis, tetapi belum digunakan secara meluas untuk kera. Kaedah penghunian (contohnya, MacKenzie dan Royle 2005; Pellet dan Schmidt 2005; Buij *et al.* 2007) menggunakan pecahan unit persampelan seperti titik transek di mana sesuatu spesis wujud dalam membuat kesimpulan tentang kehadiran, kawasan liputan, taburan dan pemilihan habitat. Aplikasi ini adalah mudah dan berkesan. Kaedah penghunian menggunakan satu atau, selalunya, lawatan berulang di lokasi persampelan dan untuk menilai samada sesuatu spesis hadir. Bagi kera, tanda seperti sarang, tahi dan sisa makanan dan sebagainya adalah tanda kehadiran. Beberapa pendekatan telah dibuat untuk mengurangkan “negatif palsu” (kesilapan dalam merekod ketidakhadiran) disebabkan penemuan yang kurang teliti (contohnya, MacKenzie dan Royle 2005). Sekiranya andaian-andaian tertentu dipenuhi, kaedah penghunian boleh juga digunakan untuk menganggar bilangan (contohnya, Royle dan Nichols 2003). Seperti mana-mana survei, kajian ini mestilah direka dengan teliti.

## 2.7. Pengiraan penuh atau lengkap

**Objek untuk disampel:** Individu, tahi binatang (DNA)

**Pendekatan persampelan:** Menjejak, permerhatian langsung

**Pembolehubah tambahan:** Tidak diperlukan

Pengiraan penuh membuat andaian awal bahawa semua objek dalam sesuatu kawasan ketika survei dijalankan dikesan dan dikira. Saiz populasi penuh diperolehi. Pengiraan penuh hanya sesuai dalam kawasan yang kecil, seperti banjaran Virunga Volcanoes yang berukuran  $400 \text{ km}^2$  dan Taman Negara Bwindi Impenetrable (Harcourt dan Fossey 1981; Aveling dan Harcourt 1984; McNeilage *et al.* 2001, 2006; lihat Kotak 8). Kaedah-kaedah seterusnya digunakan untuk mendapatkan pengiraan penuh.

## Survei tinjauan lingkungan (Sweep)

Dalam survei tinjauan lingkungan (sweep), pemerhati dalam satu baris bergerak dalam arah yang sama untuk merekod objek. Pemerhati dipisahkan dengan satu sama lain pada jarak yang kecil untuk mengurangkan kemungkinan objek tidak dikesan. Kaedah ini boleh juga digunakan untuk mengira sarang dalam plot yang ditentukan saiznya. Pendekatan ini akan berjaya hanya sekiranya spesis yang disurvei meninggalkan jejak di permukaan tanah yang boleh diikuti pemerhati untuk mengesan kawasan sarang atau kera itu sendiri. Kaedah ini terhad pengaplikasiannya pada habitat tertentu, seperti hutan yang mempunyai tumbuh-tumbuhan berbunga setiap tahun. Terdapat masalah dalam percubaan untuk menjalankan survei ke atas gorila Cross River di Nigeria kerana jejak pemakanan tidak dapat diikuti (Oates, perbualan peribadi).

### Mengira individu yang diketahui

*Objek untuk disampel:* Individu

*Pendekatan persampelan:* Pemerhatian langsung

*Pembolehubah tambahan:* Tidak diperlukan

Pemerhatian berterusan untuk mengenalpasti dan memantau semua individu hanya dapat dijalankan dalam beberapa kes. Pendekatan ini hanya boleh dilakukan dalam kawasan kajian yang kecil di mana haiwan telah telah biasa dengan manusia yang memerhati mereka, atau yang sudah kerap dipantau oleh penyelidik atau warden. Kepadatan sebenar dapat dianggarkan dari pengiraan ini sekiranya maklumat saiz ruang pergerakan diketahui. Mengira individu yang dikenali digunakan dalam kajian jangka panjang ke atas kera di kawasan lapang dalam hutan, atau *baïs* di Congo utara (Magliocca *et al.* 1999; Parnell 2002; Stokes *et al.* 2003). Walaupun tidak mungkin untuk menganggar kepadatan individu tanpa maklumat corak ruang pergerakan, kaedah “tanda-tangkap semula” atau *mark-recapture* telah digunakan untuk memantau kecenderungan populasi gorila (Caillaud *et al.* 2006). Namun demikian, pendekatan ini terhad pada situasi tertentu (contohnya, Kalpers *et al.* 2003) dan ia disebut dalam bab ini hanya untuk memberi gambaran lengkap.

## Kotak 8. Kaedah survei tinjauan lingkungan (sweep survey) untuk mensurvei populasi gorila gunung di Taman Negara Bwindi Impenetrable, Uganda (McNeilage *et al.* 2006)

Taman negara ini dibahagikan ke kawasan-kawasan kecil (kira-kira 5–10km<sup>2</sup>), berpusat di tapak perkhemahan dan titik untuk memasuki kawasan tersebut. Enam kumpulan yang terdiri dari pengesan dan ketua, menjelaki taman tersebut secara sistematis. Satu kumpulan ditugaskan untuk menjalankan binci ke atas setiap kawasan kecil. Ia perlu dilakukan dalam masa 3 hari sebelum bergerak ke kawasan lain yang berhampiran bagi mengelak kemungkinan tidak dapat mengejar kumpulan gorila yang bergerak dalam habitat tersebut. Setiap kawasan dijejak dengan berjalan dalam jaringan yang tidak tetap. Ruang berjalan sebenar ditentukan oleh keadaan bentuk muka bumi dan kewujudan denai yang sedia ada. Pada masa yang sama, jarak antara denai berhampiran tidak melebihi 500 hingga 700 m supaya tidak ada kawasan yang terkecuali, mengambil kira ruang itu cukup luas untuk kumpulan gorila menghabiskan masa lebih dari seminggu. Gorila membina sarang baru setiap malam, dan apabila bukti baru kehadiran gorila (kurang dari 5–7 hari) ditemui di mana-mana ruang, jejak dilakukan sehingga penemuan sarang. Menggunakan peta topografi selain bacaan GPS setiap 250 m, dan bacaan kompas dan altimeter, setiap kumpulan binci memetakan semua jalan yang mungkin diambil gorila. Dengan mengambil tindakan ini, pengkaji dapat memastikan tidak ada kumpulan gorila yang terabai dan tidak ada yang dikira secara berulang. Ia juga membolehkan pengenalpastian kumpulan gorila dengan bilangan individu yang serupa, dan berada berdekatan satu sama lain. Pada setiap kawasan sarang, pengiraan dibuat ke atas sarang dan ukuran saiz tahi dibuat selain mengambil kira kehadiran/ketidakhadiran bulu berwarna putih, dalam usaha menentukan komposisi umur-jantina kumpulan itu. Kumpulan-kumpulan meletakkan sasaran untuk mencari sekurang-kurangnya tiga kawasan sarang bagi setiap kumpulan dalam usaha mengesahkan komposisi setiap kumpulan, memandangkan sarang individu atau tahi mungkin tidak dikesan di satu kawasan sarang. Kategori saiz tahi yang digunakan adalah seperti berikut:

Jantan dewasa (SB): > 7.2 cm (dengan bulu putih)

Betina dewasa atau jantan blackback (MED): 5.5–7.2 cm

Juvana/prae dewasa (JUV): < 5.5 cm (tidur di sarang sendiri)

Bayi (INF): secara am < 4 cm (tidur dalam sarang ibunya)

Juvana (umur 3–6 tahun) dan prae dewasa (6–8 tahun) adalah kumpulan kategori yang telah dikombinasi memandangkan pengalaman lepas memberi indikasi saiz tahi tidak memberi maklumat tepat untuk membezakan dua kategori ini. Individu muda yang membina sarang sendiri dianggap di sini sebagai sebahagian kategori juvana/prae dewasa, dan bukan bayi. Apabila tidak ada kesan tahi bayi, sarang betina dewasa tidak dapat dibezakan dengan sarang jantan prae dewasa (black-back), dan oleh itu diklasifikasikan sebagai sederhana.

Tahi bayi (kurang setahun) jarang ditemui dalam sarang, dan oleh itu jumlah bayi dalam populasi ini dianggar dengan kurang apabila menggunakan kaedah ini. Namun, faktor pembetulan boleh dikira untuk ini, berdasarkan fakta binci terdahulu ke atas kumpulan dengan komposisi yang diketahui menunjukkan kira-kira satu pertiga bayi tidak dihitung apabila kaedah ini digunakan (Schaller 1963). Faktor pembetulan ini diaplikasikan pada jumlah keseluruhan bayi dalam kumpulan yang tidak mempunyai tempat tinggal tetap.

## 2.8. Survei “tanda-tangkap semula” (Mark-recapture)

**Objek untuk disampel:** Individu, DNA

**Pendekatan persampelan:** Pemerhatian langsung

**Pembolehubah tambahan:** Tidak diperlukan

Idea utama kajian “tangkap dan tangkap semula” (*capture-recapture*) adalah nisbah individu yang dikenalpasti (ditangkap/*captured*) dalam populasi pada peringkat pertama mesti serupa dengan nisbah individu yang dikenalpasti semula (ditangkap semula/*recaptured*) pada peringkat kedua yang dijalankan selepas tempoh tertentu (lihat Kotak 9).

Kaedah “tangkap dan tangkap semula” boleh digunakan tanpa secara fizikal menangkap haiwan (menangkap kera besar tidak praktikal dan diselubungi isu etika) sekiranya individu dapat dikesan secara sistematik dan dikenalpasti. Ini boleh dilakukan pada jarak tertentu menggunakan ciri-ciri fizikal individu, atau menggunakan profail genetik yang ditentukan berdasarkan bulu dan tahi. Terdapat pelbagai kaedah untuk menjalankan ini. Lihat Nichols dan Conroy (1996), Borchers *et al.* (2002), atau Ross dan Reeves (2003) untuk penulisan tentang teknik, andaian dan perhitungan. Terdapat juga beberapa pakej persianan percuma untuk memproses data (lihat Southwood dan Henderson 2000, dan lihat di bawah).

Kaedah “tangkap dan tangkap semula” memerlukan penanda yang tidak akan hilang ketika kajian dan yang sentiasa boleh dikenali dengan betul. Kaedah-kaedah terbaru telah dihasilkan untuk mengatasi masalah ini dan juga untuk mengatasi isu yang berkait dengan DNA “tangkap dan tangkap semula” (lihat Lukacs dan Burnham 2005a). Analisa asas mengandaikan semua haiwan mempunyai kemungkinan sama untuk ditangkap, tetapi terdapat juga teknik analisa yang membolehkan variasi tangkapan yang berbeza bagi haiwan individu atau sebilangan populasi (terdiri dari berlainan jenis haiwan), menerusi ruang masa atau sejarah tangkapan (tingkah laku). Tempoh persampelan mestilah cukup pendek untuk mengandaikan populasi tertutup sekiranya teknik tanda dan tangkap semula digunakan untuk menganggarkan bilangan, dan bukan hanya untuk menganggar kebolehan untuk bermaya, kematian atau lain-lain parameter populasi. Kajian tangkap dan tangkap semula genetik dan kamera telah digunakan untuk pelbagai jenis spesis yang tinggal di hutan (contohnya, Karanth dan Nichols 1998; Mowat dan Strobeck 2000; Henschel dan Ray 2003; Goswami *et al.* 2007). Terdapat potensi untuk mengaplikasikan kaedah-kaedah ini ke atas kera besar. Walaubagaimanapun, individu tidak bercampur secara rawak dalam populasi, tetapi menduduki ruang pergerakan. Oleh itu, pengkaji akan menangkap kepelbagaiannya di kalangan haiwan individu. Walaupun model tangkap dan tangkap semula yang tidak standard telah dihasilkan untuk keadaan yang serupa, pada masa ini tidak ada kaedah standard yang boleh digunakan ke atas kera besar.

### Pengiraan minima genetik dan tangkap dan tangkap semula (*capture-recapture*)

**Objek untuk disampel:** Tahi (DNA)

**Pendekatan persampelan:** Contohnya, menjejak

**Pembolehubah tambahan:** Tidak diperlukan

Pada tahun-tahun kebelakangan ini, persampelan genetik yang tidak invasif makin kerap digunakan untuk kajian tangkap dan tangkap semula dan diaplifikasi ke atas pelbagai spesis (lihat ulasan dalam Lukacs dan Burnham 2005b). Pertama, bilangan minima kera dalam satu ruang boleh ditentukan hanya dengan mengira bilangan individu yang dikenalpasti menerusi DNA. Kedua, menganggar bilangan menggunakan kaedah berdasarkan DNA dalam tangkap dan tangkap semula akan berguna untuk populasi kecil (sehingga beberapa ribu individu). Kebanyakan populasi kera besar ada ciri ini. Prinsipnya adalah sama dengan kaedah yang digunakan untuk mengenalpasti individu berdasarkan ciri-ciri muka (fisiognomi): DNA setiap individu adalah unik dan boleh dikenalpasti dari tahi atau bulu. Seperti pendekatan lain, rekabentuk sampel adalah penting, dan akan tertakluk pada biologi spesis, saiz kawasan, tempoh dan sumber kewangan serta pekerja.

## Kotak 9. Prinsip tangkap-tanda-tangkap semula (capture-mark-recapture)

Dalam satu populasi yang disasarkan, pemerangkapan perlu dijalankan sekurang-kurangnya dua kali. Pada kali pertama, jumlah  $n_1$  individu berbeza “ditangkap” dan dikenalpasti. Pada pemerangkapan kali kedua, kita menangkap satu set individu  $n_2$  di mana individu  $m_2$  adalah yang ditangkap pada kali pertama. Dalam kes ini, kita boleh mengharapkan nisbah haiwan ditangkap kali kedua ( $m_2$ ) pada jumlah keseluruhan haiwan yang ditangkap pada kali kedua  $n_2$  adalah bersamaan nisbah jumlah haiwan yang ada untuk ditangkap (atau bilangan yang ditangkap pada kali pertama) pada keseluruhan populasi:

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

Secara umum, pengkaji akan mencari tanda-tanda haiwan, dan sampel bukan invasif akan dikutip. Dalam kes kera besar, sampel tahi adalah sumber DNA yang paling dapat dipercayai. Kira-kira 5 g sampel yang sesegar mungkin (contohnya, dari sarang baru) diperlukan dan seterusnya disimpan dalam tabung uji yang diisi ~30 ml etanol. Ia perlu disimpan dengan baik untuk mengelak penguraian unsur-unsur genetik. Sehari selepas dikutip, bahan itu perlu dipindahkan ke tabung uji silika baru untuk pengeringan lanjutan (Nsubuga *et al.* 2004). Selepas itu, sampel akan ditentukan jenisnya untuk mencari penanda genetik berbeza dalam usaha mengenalpasti individu. Kajian terkini bergantung pada kedudukan sebenar berdasarkan kawasan satelit mikro (microsatellite loci) memandangkan ia pendek dan oleh itu lebih berkesan berbanding sampel bukan invasif, dan senang untuk ditentukan jenisnya dengan mengukur panjang, dan mempunyai variasi tinggi (lihat Di Fiore 2003 untuk perbincangan mengenai pelbagai jenis penanda genetik). Kebanyakan kajian menghuraikan bilangan "tanda genetik" unik atau khas sebagai bilangan minima individu dalam satu kawasan (contohnya, Bergl dan Vigilant 2007). Namun demikian, tanda genetik boleh digunakan untuk "menanda" individu bagi analisa tangkap dan tangkap semula.

Salah satu isu utama dengan tangkap dan tangkap semula berdasarkan DNA adalah kemungkinan berlakunya kesilapan jenis gen (genotypic). Oleh itu, kajian perlu mengikut protokol tegas yang dibangunkan untuk sampel yang mempunyai kualiti dan kuantiti yang rendah (Taberlet dan Luikart 1999; Taberlet *et al.* 1999; Mills *et al.* 2000; Morin *et al.* 2001; Waits 2004). Secara ideal, penilaian sebelum kajian sebenar seharusnya dapat menentukan pembolehubah secukupnya kedudukan mikro sebenar untuk menyatakan terdapat kemungkinan besar identiti tidak akan diambil kira (Waits dan Paetkau 2005). Terkini, kaedah Bayesian menganggar saiz populasi digunakan dalam data tangkap dan tangkap semula bukan invasif, dan menunjukkan kesilapan jenis gen yang tidak membawa bias besar ke atas anggaran saiz populasi dan membolehkan sesi persampelan berulang, yang sebelum ini adalah kekangan dalam kaedah tangkap dan tangkap semula yang tradisional (Petit dan Valiere 2006). Tambahan pula, model tangkap dan tangkap semula dalam populasi tertutup telah dibangunkan untuk mengambil kira kesilapan dalam penjenisan gen (Lukacs 2005; Lukacs dan Burnham 2005a, 2005b). Lain-lain model telah dihasilkan bagi menganggar kebolehan untuk terus hidup, kadar perpindahan, bilangan taburan dan peningkatan dalam populasi di kawasan populasi terbuka (Nichols 1992), dan pelbagai pakej perisian wujud untuk analisa tangkap dan tangkap semula:

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

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

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

Forum atas talian bagi analisa data dari individu yang ditanda [www.phidot.org/forum](http://www.phidot.org/forum).

Seperti lain-lain kaedah survei, kami mencadangkan agar anda mendapatkan perkhidmatan ahli statistik profesional yang tahu tentang kaedah-kaedah ini untuk membantu anda mereka bentuk survei tangkap dan tangkap semula berdasarkan DNA, dan untuk memproses data yang dikutip.

### Perangkap kamera

*Objek untuk disampel:* Individu

*Pendekatan persampelan:* Kamera diletak secara rawak atau sistematik

*Pembolehubah tambahan:* Tidak diperlukan

Perangkap kamera telah menjadi semakin popular di kalangan pengurus hidupan liar untuk mengenalpasti kehadiran spesis dalam satu kawasan, memantau kecenderungan populasi dan mengenalpasti individu. Dalam teori, sekiranya semua individu yang dirakam dalam kamera dikenalpasti secara positif, peralatan analisa tangkap dan tangkap semula boleh digunakan untuk menganggar saiz populasi (Karanth dan Nichols 1998).

Sejarah penangkapan dan disintesiskan ke dalam matriks nombor binari yang kemudian dijadikan perisian standard tangkap dan tangkap semula untuk mengasilkan anggaran populasi (lihat Sanderson dan Trolle 2005). Namun, seperti yang disebut dalam 2.8, penyebaran bukan rawak di kalangan populasi kera melanggar andaian asas model standard tangkap-tanda-tangkap semula. Kaedah ini perlu terus dibangunkan sebelum ia dapat diaplikasikan ke atas kera.

Perangkap kamera mungkin juga sukar untuk diaplikasi kerana kera menggunakan habitat tiga-dimensi (orangutan adalah spesis yang paling kurang hidup di daratan). Gorila dan chimpanzee telah dikenalpasti di hutan Ndoki menggunakan perangkap kamera oleh mereka yang sudah biasa dengan haiwan individu yang dikaji (Sanz *et al.* 2004; Breuer percakapan peribadi). Walapun anggaran bilangan belum dihitung dari data tersebut, perbandingan ke atas data terkumpul di kalangan kumpulan yang sudah biasa tinggal di sesuatu lokasi menggambarkan semua kera dalam satu wilayah boleh secara berkesan direkod menggunakan peralatan ini (Morgan dan Sanz percakapan peribadi). Pendekatan ini juga mempunyai potensi bagi survei kera, namun, penilaian dan pembangunan lanjut diperlukan sebelum kaedah ini boleh digunakan sebagai sebahagian daripada kajian.

## 2.9. Penganggar ruang tempat tinggal

**Objek untuk disampel:** Individu, tanda-tanda

**Pendekatan persampelan:** contohnya, menjejak

**Pembolehubah tambahan:** Tidak diperlukan

Saiz ruang tempat tinggal boleh digunakan untuk menganggar bilangan komuniti kera yang tinggal secara tetap di sesuatu kawasan. Apabila digandingkan dengan purata bilangan individu dalam satu komuniti, dan pengetahuan tentang ruang tempat tinggal yang bertindih, ukuran ini boleh digunakan untuk menganggar saiz populasi di kawasan yang luas.

Penggunaan pertama kaedah ini untuk menganggar saiz populasi berlaku beberapa dekad yang lepas (contohnya, Reynolds dan Reynolds 1965). Bermejo *et al.* (2006) menggunakan data dari beberapa kumpulan gorila berdekatan di Republik Congo, mulanya untuk menganggar saiz ruang tempat tinggal dan pertindihan, dan juga untuk menganggar kedudukan gorila. Idea utama dalam pendekatan ini adalah untuk menjejak dalam satu tempoh tertentu kedudukan individu yang datang dari kumpulan yang sama. Ini boleh dilakukan dengan pemerhatian langsung atau tanda-tanda seperti sarang atau imej kamera. Terdapat pelbagai pendekatan statistik dan bukan statistik untuk mendapatkan anggaran saiz ruang tempat tinggal dari data lokasi (contohnya, cembung poligon minima, anggaran kedudukan kernel). Apabila diaplikasi dengan betul, pendekatan ini mampu memberi anggaran boleh dipercayai tentang kedudukan kera, yang kemudiannya boleh digunakan untuk mengesahkan anggaran yang diambil dari pendekatan lain atau untuk membentulkan ukuran kaedah-kaedah lain. Namun, kaedah ini mungkin sukar dilaksanakan bagi kera yang mempunyai ruang pertindihan yang tinggi (Singleton 2000).

Saiz ruang tempat tinggal dan pertindihan kadangkala mempunyai perbezaan besar jika dilihat pada skala kawasan yang pelbagai. Bagi orangutan, ia juga berbeza antara jantina dan berkemungkinan dengan usia. Ini bermakna saiz ruang tempat tinggal dan bilangan ahli komuniti perlu dianggar dalam cara representatif bagi kawasan survei yang khusus (Singleton 2000). Menghitung bilangan berdasarkan nilai yang diketahui tentang saiz ruang tempat tinggal mungkin akan membawa pada keputusan yang bias. Walaupun kaedah ini mempunyai potensi untuk menganggar status populasi kera, ia memerlukan pembangunan berterusan sebelum dapat digunakan dengan kerap.

## 2.10. Teknik-teknik menemuduga

**Objek untuk disampel:** Maklumat lisan (verbal)

**Pendekatan persampelan:** Soal selidik (questionnaire)

**Pembolehubah tambahan:** Tidak diperlukan

Temuduga dengan pemburu, penduduk tempatan, dan/atau pegawai dari organisasi bukan kerajaan adalah berguna untuk mendapatkan maklumat tentang kehadiran kera di kawasan yang luas, dan boleh dijalankan dengan cepat selain menjimat kos (Sugiyama dan Soumah 1988; Hoppe-Dominik 1991).

Namun, maklumat yang diperolehi dalam temuduga lazimnya tidak tepat kerana ia selalunya lapuk dan kebolehpercayaan orang yang ditemuduga sukar untuk dinilai. Namun, apabila pengkaji berhati-hati, temuduga adalah berguna pada peringkat awal survei lapangan, atau untuk mendapatkan maklumat tambahan bagi survei lapangan.

## 2.11. Kesesuaian menggunakan kaedah-kaedah berbeza

Seperti yang telah diterangkan, tidak terdapat teknik survei “terbaik” untuk mengkaji kera besar. Di sini, kami mencadangkan “pokok keputusan” yang boleh digunakan untuk menentukan kaedah mana yang perlu digunakan dalam keadaan berbeza.

### Pokok Keputusan: Survei dan Pemantauan – Apa yang perlu dilakukan dan bila

#### I. Mulanya, kami akan mengandaikan anda perlu tahu *berapa banyak* haiwan hadir dalam populasi.

1. Adakah semua haiwan dalam populasi diketahui secara individu dan bolehkah mereka ditemui dalam beberapa minggu *dan/atau* adakah mereka sedikit dari segi bilangan, membuat sarang pada waktu malam dan ditemui dalam ruang kecil?

Ya

Tidak

Jika tidak, pergi ke nombor 2.

- Jika ya, jalankan pengiraan penuh semua individu yang diketahui, *atau* gunakan sampel tinjauan lingkungan (*sweep survey*) untuk meliputi keseluruhan kawasan yang ingin dikaji.

2. Adakah kadar penemuan kasar kumpulan sarang atau lain-lain tanda yang akan digunakan untuk menganggar kepadatan sudah diketahui?

Ya

Tidak

Jalankan kajian pilot yang terdiri daripada beberapa transek di keseluruhan kawasan yang ingin dikaji dalam usaha mendapatkan pengetahuan atas kadar penemuan (ini akan hanya memakan masa selama beberapa minggu). Kemudian pergi ke nombor 3.

3. Buat keputusan tentang sasaran koefisien dalam variasi yang anda perlukan untuk survei. Sekiranya survei atau beberapa survei digunakan untuk tujuan pemantauan, analisa kuasa (mendarab) perlu dijalankan untuk menganggar kemungkinan mengesan trend berdasarkan variasi data dan rekabentuk pemantauan (perkara yang sama bagi kaedah berdasarkan tanda-tangkap semula, dan lain-lain). Menggunakan kadar mengesan dari kajian pilot, kira jumlah transek dalam kilometer yang diperlukan untuk menganggar kepadatan kumpulan sarang (Gunakan formula dalam Bab 7, bahagian 7.2.2.1 dalam Buckland *et al.* (2001)). Adakah bilangan kilometer ini boleh dicapai dalam masa dan sumber yang ada?

Ya

Tidak

Sekiranya tidak, pergi ke nombor 4.

- Sekiranya ya, reka survei berdasarkan transek yang menggunakan kombinasi program DISTANCE dan antara ArcView atau ArcGIS. Laksanakan dengan menggunakan kumpulan lapangan yang telah dilatih; gunakan keputusan untuk menganggar populasi kera dalam kawasan yang disurvei.

4. Anda tidak boleh mengira kepadatan tanpa kos tinggi. Oleh itu, anda tidak dapat menganggar bilangan haiwan menggunakan kaedah transek. Adakah anda dapat menggunakan kaedah genetik?

Ya

Tidak

Jika tidak, fikirkan untuk menggunakan kaedah indeks (pergi ke nombor 5).

- Sekiranya ya, dan jika anda mempunyai tenaga terlatih dan makmal untuk memproses sampel, fikirkanlah untuk mereka survei yang menggunakan tanda genetik dan laksanakannya (*nota: Adalah dicadangkan kajian awal (pilot) dijalankan - ini mungkin lebih mahal dari kaedah transek, tetapi terdapat juga kemungkinan ia lebih murah*).

#### II. Anda tidak boleh menganggar *berapa banyak* haiwan wujud dalam populasi *dan/atau* anda tidak perlu tahu perkara ini buat masa ini. Namun, anda boleh menghitung kawasan yang dihuni (peta taburan) dan bilangan relatif.

5. Adakah anda mempunyai sumber mencukupi untuk meliputi seluruh kawasan menggunakan perjalanan recce?

Ya

Tidak

Sekiranya tidak, fikirkan untuk menggunakan survei temuduga sahaja.

- Sekiranya ya, hasilkan sampel recce menggunakan kombinasi ArcView atau ArcGIS dan program DISTANCE dan laksanakan ia di lapangan dengan bantuan kumpulan-kumpulan terlatih. Keputusan akan menghasilkan peta taburan dan bilangan relatif dalam kawasan tertentu.

(Lihat juga Bahagian 3.2 “Kaedah-kaedah: Apa yang boleh dibuat dan dalam urutan apa” (*Methods: what to do and what order to do it in*) dalam Hedges, S. dan D. Lawson. 2006. Standard survei tahi bagi program MIKE. CITES MIKE Programme, Nairobi, Kenya <http://www.cites.org/eng/prog/MIKE/index.shtml>)

Terdapat dua jenis temuduga: (i) soal selidik yang diposkan atau (ii) temuduga bersemuka. Bagi kaedah pertama, borang soal selidik disediakan dan dihantar kepada kumpulan sasaran yang bekerja di kawasan yang dipilih. Bagi kaedah kedua pula, temuduga dijalankan secara rawak atau sistematik. Temuduga ini perlu berdasarkan panduan soalan yang telah dikenalpasti. Kedua-dua jenis temuduga ini meliputi soalan atau topik khusus, dan bagi temuduga yang berdasarkan soalan panduan, terdapat ruang untuk perbincangan lanjut antara penemuduga dan orang yang ditemuduga (Bernard 2002). Dalam menyediakan temuduga bersemuka, adalah berguna untuk mempelajari nama tempatan setiap spesis primat dan untuk mendapatkan gambar atau lakaran spesimen dan jika boleh, rekod suara/bunyi. Untuk menentukan secara sah kehadiran spesis tertentu, orang yang ditemuduga mesti mampu menyelaras nama, identifikasi spesis dalam gambar dan huraian tingah laku haiwan tanpa soalan yang mempengaruhi jawapan. Temuduga selalunya lebih boleh dipercayai dalam mensahkan ketidakhadiran, berbanding kehadiran. Laporan kehadiran perlulah disahkan terlebih dahulu.

---

## Penghargaan

Kami amat berterima kasih kepada pengulas-pengulas berikut yang meminjamkan masa dan kepakaran mereka dalam memperbaiki dokumen ini: 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 dan Caroline Tutin.

Penghargaan khas bagi input spesifik tentang analisa genetik kepada Mimi Arandjelovic, Richard Bergl, Katja Guschanski, Kath Jeffery dan Dieter Lucas, serta kepada Barbara Fruth bagi maklumat tambahan tentang sarang.

Ucapan terima kasih turut dirakamkan kepada Kim Meek yang membuat rekabentuk grafik, Anthony Rylands yang memberi pandangan tentang editorial, dan kepada Kim Hockings dan Crickette Sanz yang membenarkan penggunaan gambar mereka. Kami juga berterima kasih kepada Christophe Boesch dan Max Planck Institute for Evolutionary Anthropology, Conservation International, Hutan, Margot Marsh Biodiversity Foundation, dan Wildlife Conservation Society yang membantu dari segi penulisan dan penghasilan dokumen ini. Penerbitan ini telah dibiayai oleh geran dari Arcus Foundation.

---

## Bibliografi

### Penulisan yang telah dirujuk

- 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., Rodríguez-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 Taï 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.
- Brugiére, 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., Ingwabini, 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.
- 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](http://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](http://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 Côte 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, Sulhnudin, 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 Goualougo 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.
- Rijken, 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., Taylor-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.ruwpw.st-and.ac.uk/distance/](http://www.ruwpw.st-and.ac.uk/distance/)
- Todd, A.F., Kühl, H.S., Cipolletta, 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. Galidakis, 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 Kluberdan, 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.

## Penulisan tambahan yang berguna

### 1. Survei dan Banci: Butiran Am dan Maklumat Am

- 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. Persampelan Berjarak dan Analisa Statistik

- 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., Michelmore, 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. Pembolehubah Boleh Diukur yang digunakan dalam Survei Kera Besar

- 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. Survei Kera Afrika

- 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. Furuchi 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. Survei Orangutan

- 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. Survei dari Udara

- 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 Khaumba, 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. Genetik, Tangkap dan Tangkap Semula

- 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.

---

## Annex I

Senarai mereka yang boleh dihubungi dan Sumber untuk Maklumat Lanjutan serta Dana

### Ape Populations, Environments and Surveys (A.P.E.S.) Database

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

Email: [apes@eva.mpg.de](mailto:apes@eva.mpg.de)

### DISTANCE

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

### USFWS Great Apes Program

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

### Biodiversity Conservation and Habitat and Ecosystem Protection Donor Newsletters

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

### Conservation Information Service (CIS)

CIS links persons developing and managing conservation-related projects with donors who share their goals.

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

### FAO Collaborative Partnership on Forests

#### Forest Funding News

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

### Society for Conservation Biology

Listing of granting Institutions and contact information for support of research and other conservation activities in Africa.

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

### Tropical Biology Association Funding Database

[www.tropical-biology.org/alumni/database/main.php](http://www.tropical-biology.org/alumni/database/main.php)

---

## Annex II

Sumber Dalam Talian Data GIS

### Data Raster

USGS Geographic Data Download/Earth Resources Observation and Science (EROS)

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

### Topographic data 1km

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

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

### Topographic data 90m

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

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

### Data Vector

World Base Map – ESRI

[http://arcdata.esri.com/data\\_downloader/DataDownloader?part=10200](http://arcdata.esri.com/data_downloader/DataDownloader?part=10200) (vector)

### The GIS Data Depot (requires Login)

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

### Kutipan data GIS

University of 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](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 — University of Maryland

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

Peta (tanpa rujukan geografi)

Perry-Castañeda Library Map Collection

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



## Terbitan Bukan Berkala IUCN Species Survival Commission

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. Rakotovao, 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 Pecaries 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 and Bahasa Indonesia)
36. *Best Practice Guidelines for Surveys and Monitoring of Great Ape Populations*. H. Kühl, F. Maisels, M. Ancrenaz and E.A. Williamson, 2008, 32 pp. (Also in French)
37. *Best Practice Guidelines for the Prevention and Mitigation of Conflict Between Humans and Great Apes*. K. Hockings and T. Humle, 2009, 41pp. (Also in French and Bahasa Indonesia)



INTERNATIONAL UNION  
FOR CONSERVATION OF NATURE

IBU PEJABAT ANTARABANGSA  
Rue Mauverney 28  
1196 Gland, Switzerland  
[mail@iucn.org](mailto:mail@iucn.org)  
Tel +41 22 999 0000  
Fax +41 22 999 0002  
[www.iucn.org](http://www.iucn.org)

