Methods for monitoring populations of pangolins (Pholidota: Manidae)

Prepared by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group

and IUCN Global Species Programme

November 2018

Acknowledgements

Thank you to the U.S. Fish and Wildlife Service which generously supported the project through which this guidance was developed, 'Equipping pangolin range states to better implement CITES and combat wildlife trafficking through developing monitoring methodologies.' The project was led by Dan Challender. Thank you to Daniel Ingram and Daniel Willcox for undertaking the two systematic literature reviews that informed the development of this guidance. Thank you to the IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group, specifically Caroline Lees and Jamie Copsey, for co-designing and facilitating the workshop in which this guidance was developed. Similarly, thank you to Daniel Ingram, Helen Nash, Carly Waterman, Daniel Willcox and Caroline Lees, for forming the organising committee for the workshop. Thank you to workshop facilitators: Jamie Copsey, Rachel Hoffmann and Keri Parker. A special thank you to Dana Morin from Southern Illinois University for her expertise on designing ecological monitoring methods, and Alison Johnston from the University of Cambridge for her statistical expertise; both of which were invaluable to the workshop. Thank you to members of the IUCN SSC Pangolin Specialist Group and non-members who contributed to this project in various ways, including completing the questionnaire on ecological monitoring methods for pangolins. Finally, thank you to all participants for their hard work, energy and enthusiasm across the three days of the workshop in which this guidance was primarily developed.

Suggested citation:

IUCN SSC Pangolin Specialist Group (2018). Methods for monitoring populations of pangolins (Pholidota: Manidae). IUCN SSC Pangolin Specialist Group, % Zoological Society of London, London, UK. Pp. 1-80 [Pp.1-88, French Version].

Table of Contents

Executive summary 3
1. Introduction 6
2. Methodology 8
3. Introduction to pangolin biology and ecology 10
4. Challenges and opportunities 15
4.1 Challenges to detecting and monitoring pangolins 15
4.2 Opportunities for detecting and monitoring pangolins 19
5. Key research needs to inform pangolin monitoring 23
6. Suivi des pangolins : Méthodes et approches 24
6.1 Comptage ou détection de terriers 30
6.2 Recherche en sciences sociales 34
6.3 Pièges photographiques 39
6.4 Échantillonnage génétique non invasif (gNIS) 45
6.5 Télémétrie 48
6.6 Chiens détecteurs 51
6.7 Pièges photographiques placés dans les arbres 56
6.8 Dénombrement ponctuel 60
6.9 Nids artificiels 62
6.10 Relevés exhaustifs de parcelles 64
6.11 Études de prospection/reconnaissance 66
6.12 Suivi acoustique 68
6.13 ADN dérivé des invertébrés (iADN) 71
6.14 La science citoyenne 73
7. References 74

Executive summary

There are eight species of pangolin, four of which are native to Asia and four native to Africa, all of which are primarily threatened by overexploitation for illegal international trade and local use. However, despite high levels of exploitation, both historic and contemporary, there is a dearth of quantitative data on and knowledge of pangolin populations, with few exceptions. There are also inherent challenges to detecting and monitoring pangolins, including a lack of knowledge of their ecology and behaviour and the fact that they evade detection in non-targeted biodiversity surveys (Buchan *et al.*, in prep.; Willcox *et al.*, in prep.). However, there is an urgent need for robust ecological monitoring methods for pangolins, in order to better understand the status of populations and the impact of exploitation with which to inform conservation management and policy-making at the local to international level. This need has been recognised by CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) by pangolin range states, and by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group.

The aim of this guidance is to equip pangolin range states and conservation practitioners with methods that can be used to detect and monitor pangolin populations, including estimating occupancy, abundance and other parameters of interest. It was developed using a combination of systematic literature reviews, a questionnaire with selected experts and a three-day workshop held in Cambridge, UK in July 2018. It is intended that this document, including future iterations, will provide guidance for government agencies and conservation practitioners seeking to detect, monitor and generate knowledge of pangolin populations in order to inform conservation management. Information is provided on the methods used to develop this guidance, an introduction to pangolin biology and ecology, challenges to, and opportunities for detecting and monitoring pangolin populations, and key research needs for monitoring pangolins. Given the limited knowledge of pangolins researchers and conservationists are encouraged to synthesise and publish incidental pangolin records that they possess to help fill these knowledge gaps.

A proposed approach to pangolin monitoring is presented in addition to a number of methods for monitoring the species. The proposed approach incorporates principles of both targeted and adaptive monitoring in order that future pangolin monitoring avoids the pitfalls of surveillance monitoring. Incumbent to this approach is hypothesis testing about ecological systems and how the target of monitoring (i.e. populations of pangolins) may respond to management decisions, which requires a comprehensive understand the underlying ecological systems being studied. While there is not yet such an understanding for pangolins, key research needs to fill knowledge gaps are discussed. Fourteen methods are presented that either have immediate application to the detection and monitoring of one or more species (burrow counts, social research, camera trapping, non-invasive genetic sampling (gNIS), telemetry and detection dogs), methods that have potential application but have not been applied to specific species yet, and methods that have theoretical application but application is dependent on field testing and evaluation (arboreal camera trapping, point counts, artificial nest boxes, exhaustive plot surveys, acoustic monitoring, invertebrate-derived DNA). The application of citizen science is also discussed. In some instances applicable methods have been combined (e.g., burrow counts and camera trapping) and for a number of methods application is dependent on the generation of basic ecological knowledge (e.g., home range size estimates).

If selecting methods for detecting and monitoring pangolin populations it is advisable to read through this guidance in its entirety before selecting methods for implementation. In addition, specific research and monitoring questions, the local context and available resources will need to be considered when deciding on the most appropriate method(s) to use. Consideration should also be given to existing knowledge on the status of pangolin populations at sites, if it exists, and whether more active monitoring methods may be appropriate (e.g., burrow counts, detection dogs) where densities and detection rates will be very low, compared to passive ('wait and see') methods (e.g., camera trapping). There are likely to be sites and circumstances where much more frequent repeat monitoring is needed (e.g., where poaching levels are high) compared to others, while habitat heterogeneity, topography and other circumstances may prevent using a successful approach at other sites even for the same species. In almost all cases it will also be important to collect data and

information on hunting/poaching pressure at sites as a key determinant of pangolin presence, occupancy, abundance or other parameter of interest, as well as habitat and other environmental variables. A further key consideration is whether application of a specific method could result in adverse consequences for the target species. For example, if the use of artificial nest boxes would make it easier for poachers to harvest pangolins, the method should not be used. It is also advisable when designing monitoring programmes based on this guidance to seek appropriate expertise at the design stage. This will likely mean involving statisticians, ecological monitoring experts and social scientists to ensure that the design of monitoring programmes is robust and have sufficient statistical power to detect changes in the parameter(s) of interest. In developing this guidance, every effort has been made to consider the variability of sites, habitats, species and local contexts but there are likely circumstances not covered by this guidance. In such circumstances, method selection should be based the monitoring or research question being asked, the local context and expert advice.

1. Introduction

Pangolins (Pholidota: Manidae) are small to medium-sized myrmecophagous mammals adorned with individual, overlapping scales made of keratin. There are eight species globally, four of which are native to Asia, the Chinese pangolin *Manis pentadactyla*, Indian pangolin *M. crassicaudata*, Sunda pangolin *M. javanica* and Philippine pangolin *M. culionensis*, and four that are native to sub-Saharan Africa, the black-bellied pangolin *Phataginus tetradactyla*, white-bellied pangolin *P. tricuspis*, giant pangolin *Smutsia gigantea* and Temminck's ground pangolin *S. temminckii*. The placement of the species in three genera *Manis*, *Phataginus* and *Smutsia* is based on morphological and genetic evidence (Gaudin *et al.*, 2009; Gaubert *et al.*, 2017). However, CITES follows the nomenclature adopted by Wilson and Reeder (2005) which places all species in the genus *Manis*.

All species of pangolin are primarily threatened by overexploitation for illegal international trade and local use, having been categorised as Critically Endangered, Endangered or Vulnerable on The IUCN Red List of Threatened Species (IUCN, 2018). However, despite high levels of exploitation, both historic and contemporary, there is a dearth of quantitative data on and knowledge of pangolin populations. The need for ecological monitoring methods for pangolins was discussed in CITES in the late 1990s (see CITES, 2001a, b) but subsequently received little concerted or coordinated attention. Consequently, existing assessments of pangolin status have relied on proxy measures including local ecological knowledge and international trade, trafficking and market dynamics (e.g., Zhang 2008; Nash *et al.*, 2016; Willcox *et al.*, in prep). An exception is South Africa which has national population estimates based on extrapolated densities (see Pietersen *et al.*, 2016a). Estimates also exist for China (see Wu *et al.*, 2002, 2004). This general lack of knowledge is in part due to pangolins being understudied compared to many species (Challender *et al.*, 2012; Archer and Ingram, in prep.), but also due to a number of inherent challenges in detecting and monitoring the species. For example, they do not use forest trails or other easily identifiable routes when traversing habitat and often go undetected in non-targeted biodiversity surveys (Buchan *et al.*, in prep.; Willcox *et al.*, in prep.).

There is an urgent need for the development of ecological monitoring methods for pangolins. The best available evidence indicates that populations of Asian pangolins have declined severely as a result of overexploitation, by more than 95% in some places according to some estimates (Duckworth *et al.*, 1999). Similarly, in the last decade, there has been a transfer of international trafficking attention to Africa, with estimates suggesting that the scales of many tens of thousands of African pangolins have been illicitly traded to Asian markets (Challender and Waterman, 2017; Heinrich *et al.*, 2017). Robust monitoring and survey methods for pangolins are needed in order to better understand the status of populations and the impact of exploitation. This information is needed to inform conservation management at local and national levels and policy-making at the international level (e.g., CITES). Such assessments are also critical to understanding the effectiveness of conservation interventions designed to mitigate the threats that pangolins face. This urgent need has been recognised by CITES in Res. Conf. 17.10 *Conservation of and trade in pangolins*, by pangolin range states at the First Pangolin Range States meeting held in 2015 (Anon, 2015), by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group in its 2014 global action plan 'Scaling up Pangolin Conservation' (Challender *et al.*, 2014a) and in national and regional pangolin conservation strategies developed since (e.g., Lee *et al.*, 2018).

This guidance was developed as part of a project, 'Equipping pangolin range states to better implement CITES and combat wildlife trafficking through developing monitoring methodologies', funded by the U.S. Fish and Wildlife Service and implemented by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group in collaboration with the IUCN Global Species Programme. It is hoped that this document, including future iterations, will provide guidance for government agencies and conservation practitioners seeking to detect, monitor and generate knowledge of pangolin populations in order to inform conservation management.

2. Methodology

In order to develop this guidance a number of activities were undertaken including systematic literature reviews, a questionnaire on detecting and monitoring pangolins that was completed by experts, and a three-day workshop that was held in Cambridge, UK in July 2018.

Two systematic literature reviews were completed in late 2017–early 2018 to evaluate the effectiveness of methods applied to detecting and monitoring pangolin populations and species ecologically similar to pangolins respectively. Both reviews followed best practice guidance developed by the Collaboration for Environmental Evidence (2013). The first review comprised an evaluation of all traceable efforts to survey for and monitor pangolin populations, including attempts to detect and survey populations, produce population estimates, assess conservation status, and ecological research undertaken (see Willcox *et al.*, in prep.). The second review evaluated the effectiveness of applied methods to detect and monitor populations of species that are ecologically similar to pangolins in order to identify methods that may have application to pangolins (see Ingram *et al.*, in prep.).

An online questionnaire was subsequently developed through which to solicit expert insight on existing application of methods to monitoring pangolin populations, associated challenges and opportunities, notable successes and failures, and key research needs to inform effective monitoring programmes. The questionnaire was completed by 65 respondents comprising invited academics, researchers and conservation practitioners working directly on pangolin monitoring projects or with appropriate expertise. The questionnaire was completed in June and July 2018 using SurveyMonkey.

The systematic reviews and questionnaire were used to inform a three-day workshop 'Developing ecological monitoring methods for pangolins' held in Cambridge, UK on 24–26th July 2018. The workshop convened 36 practitioners, researchers and academics with expertise on pangolins, ecological monitoring programmes and statistics. This included individuals working in 16 pangolin

range states across the distribution of the eight species: Cameroon, Central African Republic, China, Côte d'Ivoire, Gabon, Ghana, Kenya, Liberia, Malaysia, Nepal, Pakistan, Philippines, Taiwan, Singapore, South Africa and Uganda.

The workshop included sessions focused on: 1) determining the most appropriate conservation management questions for pangolins; 2) challenges and opportunities for effective detection and monitoring of populations; 3) experiences of detecting and monitoring pangolins; 4) the pros, cons, challenges and potential solutions for the application of specific methods for different species; and, 5) for the most appropriate methods, the development of guidance on: a) the parameter of interest (e.g., occupancy, abundance), b) sampling design, c) effort and resource allocation, and d) intended statistical analyses. Methods were designed following guidance on long-term ecological monitoring presented in Gitzen *et al*. (2012), but also considered targeted and adaptive monitoring approaches, recognising limitations to surveillance monitoring (see Nichols and Williams, 2006; Lindenmayer and Likens, 2009).

While certain methods have proven and immediate application to specific species of pangolins, others require piloting and further field testing and evaluation to determine their feasibility and suitability for monitoring pangolins. In some cases methods are dependent on the generation of basic ecological knowledge to inform their application (e.g., home range size to determine appropriate sampling units). Key research needs to inform monitoring are presented in Section 5.

3. Introduction to pangolin biology and ecology

Pangolins are widely distributed in Asia and Africa. In Asia, this extends from northern and eastern Pakistan, south throughout the Indian subcontinent including Sri Lanka, and from the Himalayan foothills east, including Bhutan, Nepal and parts of Bangladesh, across southern China, including Taiwan and Hong Kong, and south throughout mainland and parts of island Southeast Asia, including the Palawan faunal region in the Philippines (Gaubert, 2011; Challender *et al.*, 2014b). In Africa, three species *P. tricuspis*, *P. tetradactyla* and *S. gigantea* occur in west and central Africa, while *S. temminckii* ranges across east and southern Africa and fringes parts of central Africa (Kingdon *et al.*, 2013).

Pangolins occur in a range of habitats including tropical and sub-tropical forests, bamboo, coniferous and broadleaf forests, arid thorn forests, and riverine and swamp forests, savannah woodland and grasslands, savanna-forest mosaics, and artificial landscapes including gardens and monoculture plantations (Gaubert, 2011; Kingdon *et al.*, 2013). Most species are likely habitat generalists, and their distribution is largely determined by that of their prey species; pangolins are myrmecophagous, predating on ants and termites and are prey selective (Irshad *et al.*, 2015; Pietersen *et al.*, 2016b). However, they are known to consume other insects (Irshad *et al.*, 2015). As predators of ants and termites, pangolins perform an ecosystem service by regulating social insect populations. Pangolin distribution and presence may also be determined by water source availability, though *S. temminckii* is largely water independent (Pietersen *et al.*, 2016a). Hunting and poaching pressure is likely to be a key determinant of pangolin presence and occupancy, but the animals can persist in diverse habitats if not persecuted.

All pangolin species are solitary, except when mating or rearing young, and predominantly nocturnal, though most species have been observed active during the day (e.g., Richer *et al.*, 1997; Pietersen *et al.*, 2014). An exception is *P. tetradactyla* which is diurnal (Booth, 1960; Kingdon *et al.*, 2013). The eight species can be distinguished by size and weight, by scale disposition, size and colour, the

presence/absence of a tail pad at the tail tip and tail length among other characteristics (Pocock, 1924; Gaubert and Antunes, 2005). Adult weights range from around 2 kg for *P. tricuspis* and *P. tetradactyla* to about 33 kg for *S. gigantea* (Table 1).

Reports suggest that some pangolin species are sexually dimorphic, with males being 10-50% larger than females (Phillips and Phillips, 2018), but this does not apply to all species, including *S. temminckii* (Kingdon *et al.*, 2013; D. Pietersen, unpubl. data). All species give birth to one young at parturition, and though twins have been reported, they are considered to be rare (MacDonald, 2006; though see Mahmood *et al.*, 2015a). Gestation periods between species reportedly range from 140 to 372 days (Chin *et al*., 2011; Kingdon *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2015). Available evidence indicates a defined breeding season for *M. crassicaudata* (July–October; Mahmood *et al.*, 2015a) and *M. pentadactyla* (Zhang *et al.*, 2016), while for *M. javanica*, *S. gigantea* and *S. temminckii*, breeding is aseasonal (Kingdon, 1971; Zhang *et al.*, 2015), and for *P. tricuspis* and *P. tetradactyla* it is continuous (Kingdon *et al.*, 2013). The Asian species may breed annually; a single wild female *M. pentadactyla* in Taiwan has been observed giving birth in consecutive years (N. Sun, *pers. comm.* 2018); frequency of breeding is otherwise unknown but could be annual or biennial. Weaning of young typically occurs at 4-7 months of age (Lim and Ng, 2008a; Kingdon *et al.*, 2013), but young *S. gigantea* do not become independent until their mother gives birth again (Kingdon *et al.*, 2013). Age of sexual maturity is not known for all species, but is reached at 1– 1.5 years of age in *M. pentadactyla* and *M. javanica* (Zhang *et al.*, 2015; 2016). Population recruitment rates for all species are unknown. Lifespan in the wild is unknown, and though rare, in captivity pangolins have lived up to 19 years (Wilson, 1994; Yang *et al*., 2007).

Four pangolin species are fossorial, i.e. burrow dwelling: *M. pentadactyla*, *M. crassicaudata*, *S. gigantea* and *S. temminckii*. Each of these species digs their own burrows, with the exception of *S. temminckii* which typically uses burrows dug by other species (e.g., aardvark *Orycteropus afer*). Giant pangolins are also known to use burrows dug by other species (H. Khwaja, *pers. comm.*). Burrows

Table 1. Locomotor category, activity pattern, body mass, estimated home range size and density estimates for pangolins

Species	Locomotor category*	Activity pattern**	Body mass (kg)***	Home range size	Estimated density (individuals/km^2 unless detailed otherwise)
Manis pentadactyla	F	N	3.64	69.9 ha, ♂ (n = 3), Northern Taiwan 24.4 ha, ♀ (n = 1), Northern Taiwan Lu (2005)	0.043/km^2, Guangxi, China 12.8/km^2, Taiwan Chinese National Forestry Administration (2008), Pei (2010)
*Manis crassicaudata*****	F	N	11.96		0.0001 – 0.37/km^2, Potohar Plateau, Pakistan 0.36/km^2, Margalla Hills, Pakistan 0.044/km^2, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan 5.69/km^2,Yagirala Forest Reserve, Sri Lanka Irshad *et al.* (2015), Mahmood *et al.* (2015b, 2018), Pabasara (2016)
Manis javanica	A, F, S	N	4.54	36.4 – 90.7 ha, ♂ (n = 4), Singapore 6.97 ha, ♀ (n = 1), Singapore Lim and Ng (2008a, c)	
Manis culionensis	A, F, S	N	4.54	59 – 120 ha, ♂ (n = 3), Philippines 47 – 75 ha, ♀ (n = 2), Philippines Schoppe and Alvarado (2016, in prep. a).	Mean adult density: 2.5±1.4/km^2 Schoppe and Alvarado (in prep. b)
Phataginus tetradactyla	A	D	2.09		
Phataginus tricuspis	A, F, S	N	1.54		0.84/km^2, Lama Forest Reserve, Benin (dry season) Akpona *et al.* (2008)
Smutsia gigantea	F	N	33.00		
Smutsia temminckii	F	N	9.59	9.28 – 22.98 km^2, ♂ (n = 4), Sabi Sands, South Africa 0.65 – 6.66 km^2, ♀ (n = 8), Sabi Sands, South Africa 10.0 ± 8.9 km^2 for adults (n = 7), 7.1 ± 1.1 km^2 for juveniles (n = 6), Kalahari, South Africa Swart (2013), Pietersen *et al.* (2014)	0.11/km^2 Gokwe, Zimbabwe 0.12 reproductively active adults/km^2, Sabi Sands, South Africa 0.24/km^2 (overall), Sabi Sands, South Africa 0.16/ km^2 reproductively active adults/km^2, Kalahari, South Africa 0.23/km^2 (overall), Kalahari, South Africa Heath and Coulson (1997), Swart (2013), Pietersen *et al*. (2014)

*F = Fossorial, A = Arboreal, S = Scansorial. **N = Nocturnal, D = Diurnal. ***From Myhrvold *et al.* (2015). ****Density estimates in Pakistan are based on one active burrow equating to one pangolin, but this assumption requires further testing.

typically comprise feeding or resting burrows, though resting burrows are sometimes dug adjacent to subterranean ant nests or termitaria. Resting burrows are characteristically much larger than feeding burrows with longer entrances, one or more excavated chambers, and may have multiple entrances and exits (Trageser *et al.*, 2017; Bruce *et al.*, 2018). Pangolins are known to construct a false wall when occupying resting burrows, seemingly to avoid detection by and/or afford protection from predators (Trageser *et al.*, 2017; Karawita *et al.*, 2018). Although fossorial, these species will use other resting structures and spaces including between tree buttresses, under large rocks, in dense grass/thickets, and under fallen logs.

Three pangolin species are semi-arboreal: *M. javanica, M. culionensis* and *P. tricuspis*. Adept climbers, they rest in tree hollows and fallen tree trunks and logs, and within the forks of tree branches among other structures. *Mani culionensis* is known to rest in trees and under rocks (Schoppe and Alvarado, 2015). Each of these species has a fleshy tail pad on the ventral side of the tail tip; the tails are prehensile and serve as a fifth limb when climbing and are capable of supporting the animal's full body weight. Typically, fossorial and semi-arboreal pangolins will rest in a burrow for 2–3 nights before moving to another burrow (Lim and Ng, 2008; Pietersen *et al.*, 2014; N. Sun *pers. comm.* 2018)

Phataginus tetradactyla is almost exclusively arboreal but will descend to the ground to cross open areas (including roads), or when pregnant/carrying a juvenile (M. Gudehus, unpubl. data). Some reports suggest this species is semi-aquatic because it is an able swimmer, like all pangolins, and purportedly moves across its range using swamps and flooded areas (Gaubert, 2011). However, numerous subsequent records of this species occurring in lowland forests away from water bodies casts doubt on this notion; records from along river banks and riverine forests may be due to breaks in the forest canopy enabling detection. Like the semi-arboreal species, *P. tetradactyla* relies heavily on its tail when climbing.

Little is known about social structure in pangolins. Research suggests that *M. pentadactyla, P. tricuspis* and *S. temminckii* are polygynous, with males occupying mutually exclusive home ranges, each of which

overlaps with those of several females (Heath and Coulson, 1997; Kingdon *et al.*, 2013). Other research has, however, suggested that *S. temminckii* may be monogamous with the home ranges of a single male and female closely mirroring each other (Pietersen *et al.* 2014). *Manis culionensis* may also be polygynous (Schoppe *et al*., in prep). *Phataginus tricuspis* is territorial (Kingdon *et al.*, 2013) but territoriality is poorly understood in *S. gigantea*. In contrast, *S. temminckii* does not defend a territory, but like some other pangolin species it does scent mark using urine (Kingdon *et al.*, 2013). Existing research has produced some estimates of parameters important to ecological monitoring programmes, including home range size and densities, though various knowledge gaps remain for serval species (see Table 1). This information suggests that *S. temminckii* occurs at naturally low densities (Pietersen *et al.*, 2014); in contrast, *M. pentadactyla* has been recorded at densities of up 12.8 pangolins/km^2 in Taiwan (Pei, 2010).

Pangolins do not vocalise but they do make considerable noise when digging into or tearing apart ant nests and termitaria (Willcox *et al.*, in prep.) and sniff and exhale audibly while foraging. They have a distinctive odour, and some species also secrete a foul-smelling scent from glands near the anus (Kingdon *et al.*, 2013). They do not make latrines but will conceal their scat; *M. javanica* is known to bury its faeces in captivity (Willcox *et al.*, in prep.), *S. temminckii* buries its scat or defecates in burrows (D. Pietersen and W. Panaino, *pers. obs.*), and *P. tetradactyla* has been observed defecating in tree hollows high up in the forest canopy (R. Cassidy, *pers. obs.*). Pangolins otherwise leave a number of field signs including burrows (feeding and resting), footprints and tracks, tail drags, claw marks, and feeding signs (e.g., disturbed ant nests and termitaria). However, confidently attributing such signs to pangolins, as opposed to other species, and/or distinguishing signs between sympatric pangolin species, is challenging, and in many cases is impossible based on visual assessments alone. Predators of pangolins include large cats (e.g., lion, tiger, leopard, clouded leopard), sun bears, pythons, hyenas, possibly jackals, and chimpanzees (Lim and Ng, 2008b; Kingdon *et al.*, 2013; Phillips and Phillips, 2018).

4. Challenges and opportunities

4.1 Challenges to detecting and monitoring pangolins

There are a number of challenges to detecting and monitoring pangolins. They include a lack of detailed information and knowledge of the ecology and behaviour for most species with which to inform the design of suitable monitoring protocols, challenges to the application of specific methods, and practical constraints to monitoring in terms of logistical and resource issues. The latter includes the need for conservation practitioners to generate funding for staff time to undertake monitoring; lack of capacity in local organisations in pangolin range states; problems associated with acquiring necessary permissions to complete monitoring; restrictions limiting the application of specific methods (e.g., prohibition on taking dogs into national parks in Thailand) and, the presence of hazardous species (e.g., elephant, lion, and tiger) at sites where monitoring is to be conducted. Although recognising these issues, the remainder of this discussion focuses on challenges associated with the actual application of methods for detecting and monitoring pangolin populations.

A major challenge to monitoring pangolins is a lack of knowledge of the species' life history, ecology and behaviour. Although some basic knowledge exists (see Section 3), many gaps remain that would aid in the design of monitoring protocols. For instance, the absence of home range size estimates for multiple species, including across habitat types and seasons, makes it difficult to accurately determine suitable sampling units for various species. Lack of information on pangolin densities (see Table 1), again including across different habitat types and by season, prevents approximate estimation of pangolin populations by scaling up site densities across the extent of geographic ranges (e.g., Hearn *et al.*, 2017). Little is known about habitat use, preferences (though see Swart, 1996; Wu *et al.*, 2003; Mahmood *et al.*, 2014; Pietersen *et al.* 2014) and whether pangolin ecology differs between natural habitats and artificial and degraded landscapes (Lim and Ng, 2008c). Micro-habitat use is also not well understood. For example, it is currently not known what determines the use of different resting structures (e.g., tree hollows, fallen logs, dens, tree forks, swamps) by different species and the extent of trail use by different species. Equally, if and how levels of activity and circadian patterns differ

between species, by season, the lunar phase, and climatic conditions, remains largely unknown (though see Pietersen *et al.*, 2014) but will influence detectability and application of methods discussed in this guidance document. In addition, over-exploitation has resulted in some pangolin populations being left in difficult-to-access mountainous areas, particularly in parts of South-east Asia, which while providing some protection from hunting, presents challenges to the application of standard monitoring techniques.

There are also challenges and limitations to detecting and monitoring pangolins using specific methods. Pangolins have been infrequently recorded on camera-traps set as part of general biodiversity surveys (Willcox *et al.*, in prep.), especially where populations have been heavily depleted. For example, in an analysis of available camera trap records across Asia incorporating more than 100 surveys and over 290,000 trap nights, resulting detection rates for *M. javanica*, *M. crassicaudata* and *M. pentadactyla* were lower than 0.01 (detections per five-day sampling occasions; Buchan *et al.*, in prep.). Placing camera traps at suspected or known field signs over 13,260 camera-trap-nights did not improve detection rates for *M. javanica* (ZSL, 2017); it also did not guarantee detection of *S. gigantea* in Cameroon (Bruce *et al.*, 2018). Placing camera traps randomly did generate sufficient detections (47 in 29,188 trap nights) to model *M. javanica* occupancy for three study sites in Borneo, but only when combined with detection information across a community of mammal species using Bayesian methods (Wearn *et al.*, 2017). Camera traps may have some application for ground-dwelling pangolins where populations have not gone through substantial declines or where they can be used at sufficient scale and density, though the resources involved may make this prohibitively expensive (Willcox *et al.*, in prep.). Due to their pelage characteristics and the current image sensor resolution of commonly-used camera traps it is not yet possible to identify individual pangolins using natural ‘marks’ such as the scale pattern and disposition of individuals (though see Section 4.2), which precludes the use of capture-recapture methods for estimating density. Estimating densities using camera traps without individual recognition (Rowcliffe *et al.*, 2008) is in its infancy but is a current active research area (e.g., Augustine *et al.*, 2018; Stevenson *et al.*, 2018).

Further frustrating detection and monitoring efforts is the fact that attributing field signs to pangolins is challenging (perhaps with the exception of burrows for some species; see below). This is because the animals create signs (e.g., feeding signs, scratch marks) that are similar to many other species (e.g., mongoose, red river hog, monitor lizards, duikers and porcupines among others), and sympatric pangolin species, and in many instances, it is not possible, even for experienced surveyors, to confidently determine that signs were made by a pangolin, or indeed a specific pangolin species. Additionally, pangolin scat is buried, left in burrows, or reportedly deposited in tree hollows, hindering the direct application of scat-based methods (e.g., estimating occurrence based on scat or using DNA-based capture-recapture).

Burrow occupancy and burrow count/density methods have been applied to pangolins but challenges remain to their application. Locating burrows is difficult for multiple species. They may be concealed by vegetation or in difficult to access locations. For example, *M. pentadactyla* is reported to prefer burrows on slopes with a gradient of 30-60° with a high degree of undergrowth (see Wu *et al.*, 2003). Equally, *S. gigantea* and *S. temminckii* are known to use resting structures other than burrows, though determination of when and under what conditions is unknown for *S. gigantea.* Research on *S. temminckii* suggests use of structures other than burrows is opportunistic; dispersing individuals tend to use these structures with adults with established home range invariably using burrows (Pietersen *et al.*, 2014). It is also difficult to identify and locate resting structures for semi-arboreal and arboreal pangolins meaning burrow or den-based methods cannot be applied to these species. For example, resting structures may comprise tree hollows at different heights or within fallen logs, or under large rocks among others. Additionally, confidently identifying pangolin burrows, and burrows excavated by other species but which are being used by pangolins, is also a challenge, as can be distinguishing between feeding and resting burrows. A lack of knowledge on burrow occupancy is another challenge. It is not known how many burrows individual pangolins use over time or the rate at which new burrows are created or commandeered, with one exception. Lin (2011) estimated that over 249 tracking days in Taiwan, a male *M. pentadactyla* used 72–83 resting burrows and a female, 30–40 resting burrows. It is otherwise known that some species, including *M. javanica* and *S. temminckii*,

tend to use one burrow for 2–3 nights before moving to another (Lim and Ng, 2008a; Pietersen *et al.*, 2014). Equally, there have been observations of *M. crassicaudata* where three individuals were using one burrow at the same time (Mahmood *et al.*, 2015).

Nocturnal surveys have been used to monitor pangolins but also present challenges. Pangolins do not have a strong eye shine which precludes detection (Willcox *et al.*, in prep.), and when this method was attempted on *M. javanica* in Singapore, the animals moved away when they detected the presence of surveyors (H. Nash, *pers. comm.*). The probability of detection using this method is insufficient for population monitoring. In Malaysian Borneo, night transects resulted in only one detection of *M. javanica* per 50 km walked (O. Wearn, *pers. comm.*), while transects conducted at night by vehicle resulted in zero sightings despite a transect length of 200 km (O. Wearn, *pers. comm.*). Conversely, conducting transects along swept pathways in tropical forest (to avoid creating noise from leaf litter) in Central African Republic did result in the detection of *P. tricuspis* with comparatively little survey effort (see Willcox *et al.*, in prep.).

Radio-telemetry based methods have been successfully used to monitor *M. pentadactyla*, *P. tricuspis* (e.g., Pagès, 1975), *S. temminckii*, and seemingly *M. culionensis* (see Willcox *et al.*, in prep). However, a key challenge is not being able to locate the animals when they are in burrows (N. Sun, *pers. comm.*). For other species, in particular *M. javanica*, a key challenge is preventing the detachment of radio-tags. This follows detachment rates of up to 80% in the first 14 days of tracking, despite the application of methods used for other pangolin species (Willcox *et al.*, in prep.). Other challenges associated with telemetry-based methods include the breakage of equipment during foraging and burrow entry (e.g., antennas), the size and lifespan of batteries, equipment cost, and GPS accuracy, all of which could be improved.

A number of other methodological challenges have also been identified. Although pangolins are known generally to prey on ants and termites, there is currently insufficient information on more specific prey preferences for most species, and if and how this changes by season, in order to inform

potential monitoring methods targeted towards prey species. Finally, while local communities can be a valuable source of information and data on pangolins, challenges to applying social science research methods include uncertainty regarding the reliability of data and site level recall, the ability of local people to differentiate between sympatric pangolin species, and issues of trust over sharing information and data.

4.2 Opportunities for detecting and monitoring pangolins

Despite the challenges outlined above, there are myriad opportunities for improving detection and monitoring of pangolins, and existing methods have had some success. Based on estimated densities of mature *S. temminckii* and its geographic range in South Africa, Swaziland and Lesotho, Pietersen *et al.* (2016a) estimated the mature population size in this region to be within the range of 7,002–32,135 individuals, and most likely 16,329–24,102 individuals. Populations in China have also been estimated (see Wu *et al.*, 2002, 2004). In addition, long-term research has been conducted in Taiwan, which has demonstrated the application of a variety of methods for monitoring populations, including burrow occupancy and mark-recapture methods to estimate population size, the application of radio-telemetry and camera trapping. This research is generating knowledge of *M. pentadactyla*, for example on social structure, burrow occupancy and breeding ecology (e.g., Pei, 2010; Sun *et al.*, 2018). The presence of all eight pangolin species has also been detected using camera traps, and there has been success in estimating multi-year trends in occupancy and abundance, albeit imprecisely, using camera-trap data for *M. javanica* but only when combined with detection information from a community of mammal species using Bayesian methods (Wearn *et al.*, 2017). Radio-telemetry methods have enabled estimates of home range size for *M. culionensis* and *S. temminckii* (Table 1). Local ecological knowledge has been used to assess the status of species including *M. pentadactyla* (Nash *et al.*, 2016).

Conservation research on pangolins is being undertaken by an increasing number of government agencies, academics and conservation practitioners across pangolin range states on all eight species.

This includes research to fill important knowledge gaps (see Section 5) and methods encompassing radio telemetry, camera trapping, citizen science, social science research methods, burrow counts, occupancy and mark-recapture methods, transect-based methods, night surveys, and detection dogs, among others. These efforts are having some success. Recent research on *S. gigantea* in Gabon has generated reasonable detection probabilities using camera traps (K. Abernethy, *pers. comm.*), and similar research is underway in Uganda (S. Nixon, *pers. comm.*), while detection dogs have been successfully trialled in the detection of *M. pentadactyla* and *M. javanica* and their signs, including buried scat, in Nepal and Vietnam (Anon, 2018). New field techniques and methods are also being generated. For example, ant-eating chats *Myrmecocichla formicivora* in South Africa may hover over *S. temminckii* when it is foraging diurnally which could have application for detecting this species (W. Panaino, *pers. comm.*). Similarly, marking *S. temminckii* individuals by drilling a hole in the non-vascular part of a dorsal scale is being trialled in order to employ mark-recapture methods (W. Panaino, *pers. comm.*). Research in Taiwan and Sabah, Malaysia on *M. pentadactyla* and *M. javanica* respectively, indicates that when flies are present at the entrance to burrows, there is a very high likelihood that the burrow is occupied by a pangolin (N. Sun and E. Panjang, *pers. comm.*). Additionally, identification of individual *S. gigantea* on camera trap images using scale pattern and disposition is being trialled in Uganda (S. Nixon, *pers. comm.*).

There are also potential statistical and modelling solutions to the current challenge of sparse pangolin data, caused by low detectability. Estimation of population parameters is central to monitoring for conservation and management decisions. However, monitoring pangolins is generally difficult, and is compounded where populations have been reduced by overexploitation and where detection rates are low. There is a rich and on-going history of statistical methodological developments to improve estimation of population parameters. Critical to this process has been the acknowledgement that individuals and species are not detected perfectly, and that imperfect detection can bias population estimates, while unmodeled heterogeneity in detection can compromise inference and mask or mislead important effects on populations. The use of model selection practices (i.e., multimodel inference based on information criteria) in the estimation of population parameters has resulted in

prolific research on the factors that affect those parameters, substantially improving our ability to make informed management decisions. Bayesian estimation can allow for more precise estimates, even when density, occupancy, or detection is low, and Hierarchical models improve inference by directly linking hypotheses about the underlying state space (what determines the distribution of individuals across space) to observational models of how we detect those patterns imperfectly. Models are available to estimate occupancy, abundance, and density from numerous field study methods and can often be tailored to the study system at hand. There are also an increasing number of options for estimating density for species without natural marks or with partial marks that could prove applicable for pangolin monitoring. Thus, by simultaneously considering the parameters of interest, the field methods and statistical models available, it is possible to provide more rigorous estimates and robust inferences about pangolin status and trends over time than has been possible to date.

Opportunities might also exist in technology in the future. For example, the advent of 'Narrowband IoT' (Internet of Things) and 5G will likely mean it will become standard for camera traps to transmit high resolution photographs to researchers in real time, perhaps having used built in machine learning to filter the images down to only those containing pangolins (A. Davies, *pers. comm.*), which would improve the efficiency of monitoring. The introduction of thermopiles and bolometers (which detect species based on a low-resolution thermal image of a species) in the next few years might also offer a low-cost alternative to camera traps for detecting particular species, including pangolins. Advances are also being made in other areas including acoustic-based monitoring devices (e.g., AudioMoth) and open source bio-logging equipment, the group aggregated purchase of which (e.g., through GroupGets) means such technology is becoming much more affordable. Challenges, remain, however in processing large volumes of audio data. The use of gNIS (non-invasive genetic sampling including eDNA and faecal DNA) or iDNA (invertebrate-derived DNA; e.g., from leeches or other invertebrates in the environment; Schnell, 2015; Drinkwater *et al.*, 2018) could have application to detect and monitor pangolin populations. The use of RFID tags with Bluetooth or other technologies could also have application to signal when pangolins have entered or exited burrows, providing a 'doorbell' technique, which could aid in understanding when burrows are occupied. Finally, the use of drones

could make getting fixes on radio-tracked pangolins much more efficient than at present, particularly in areas that are hard to access or traverse (e.g., limestone forests).

5. Key research needs to inform pangolin monitoring

There is limited knowledge of pangolins and their ecology and biology which prevents effective application of a number of monitoring methods and hinders the generation of knowledge with which to manage populations. Research is needed to fill these knowledge gaps which should enable pangolin monitoring to be more targeted as opposed to opportunistic in the future. Researchers and conservation practitioners are encouraged to synthesise and publish incidental pangolin records that they possess to help fill these knowledge gaps. However, there are a number of specific research needs that were identified during the development of this guidance. They include the following:

- Knowledge of home range size for the different species and how it changes across habitats and by season, including distances travelled per unit of time (e.g., day).
- The factors determining the distribution of pangolins at the macro- and micro-scale.
- Potential habitat preferences, understanding of habitat use and if and how this changes by season, including natural habitat *versus* artificial and degraded landscapes, and the ability of pangolin species to persist in isolated blocks of monoculture habitat (e.g., oil palm plantations).
- Burrow occupancy and use and how this changes by species, sex, lunar phase and season, and factors determining the use of burrows *versus* other resting structures.
- The structure and demography of pangolin populations.
- Population recruitment and growth rates for the different species, and typical dispersal behaviour.
- Accurate circadian patterns and if and how they change by season.
- Prey preferences and if and how this changes by season.
- How pangolins adapt to anthropogenic disturbance.

6. Suivi des pangolins : Méthodes et approches

La route est encore longue jusqu'à ce que l'on comprenne parfaitement les pangolins et leur écologie et que l'on puisse surveiller et gérer efficacement les populations dans un but de conservation. Toutefois, les succès et les échecs, ainsi que l'intérêt grandissant pour les pangolins, l'augmentation des ressources financières et la multiplication des travaux de recherche qui leur sont consacrées augurent bien des possibilités de combler les lacunes dans les connaissances afin de soutenir le suivi et la gestion pour la conservation. Les présentes orientations ont pour objectif de doter les États de l'aire de répartition des pangolins et les spécialistes de la conservation de méthodes pouvant servir à la détection et au suivi des populations de pangolins et, notamment, à estimer l'occupation, l'abondance et/ou d'autres paramètres d'intérêt. En interprétant ces orientations, il importe de distinguer les méthodes dont l'application aux pangolins est immédiate et prouvée de celles qui, à ce jour, n'ont pas été appliquées aux pangolins ou à des espèces particulières et dont la faisabilité et l'applicabilité doivent donc faire l'objet de projets pilotes et/ou être testées et évaluées sur le terrain. Dans de nombreuses circonstances, l'application d'une méthode dépend de la génération de connaissances écologiques de base (par exemple, estimation de la taille du domaine vital pour déterminer les unités d'échantillonnage appropriées) pour établir la faisabilité des méthodes discutées dans le présent document d'orientation.

Pour préparer ces orientations, nous avons pris en compte des éléments essentiels de la conception de programmes de suivi écologique à long terme adaptés de Gitzen *et al*. (2012). Les éléments clés des programmes de suivi, énoncés ci-dessous, ont notamment été retenus :

- **Paramètres d'intérêt :** principalement la présence, l'occupation ou la densité, mais aussi l'abondance relative, le taux de survie, la sélection de ressources et autres informations sur l'utilisation de l'espace. Les paramètres d'intérêt sont discutés ci-après avec pour hypothèse que la norme minimale pour le suivi de la population au fil du temps consiste à confirmer la présence puis le taux d'occupation, et que les estimations de densité (ou d'abondance/superficie), bien qu'elles fournissent le plus d'informations pour

comprendre l'écologie et pour la conservation, sont aussi les plus difficiles à obtenir et nécessitent souvent des méthodes plus poussées. L'abondance relative est un indice qui a parfois été utilisé comme substitut pour les paramètres démographiques. Toutefois, la déduction est discutable car il est très difficile de satisfaire aux hypothèses nécessaires pour tenir compte de l'hétérogénéité sous-jacente des observations et des comptages. Il convient de donner la préférence à l'estimation directe des paramètres (occupation, abondance, densité).

- **Analyses statistiques :** les éventuelles analyses statistiques à réaliser pour estimer les paramètres d'intérêt.
- **Plan d'échantillonnage :** comment les unités d'échantillonnage seront sélectionnées, ce qui devrait comprendre une stratification à l'échelle des variables spatiales pouvant influencer les schémas de détection et d'occupation ou de densité, et l'intégration de facteurs ayant des incidences pour la conservation (répondre aux questions statut+).
- **Plan de réponse (protocole d'échantillonnage) :** comment les données seront collectées dans les unités d'échantillonnage sélectionnées, quelle information sera enregistrée et quelle information sera fondamentale pour obtenir des estimations non biaisées des paramètres d'intérêt.
- **Planification des efforts et allocations :** le niveau d'effort requis pour obtenir des informations de qualité suffisante.

Plusieurs méthodes et approches sont proposées (voir sections 6.1–6.14). Dans certains cas, les méthodes ont été combinées (par exemple, le recours au comptage des terriers et aux pièges photographiques pour déterminer l'occupation) et le lecteur est invité à parcourir ces orientations dans leur intégralité avant de choisir les méthodes à appliquer. Pour décider des méthodes les plus appropriées, il convient de tenir également compte du contexte local et des ressources disponibles. Il est probable que pour certains sites et dans certaines circonstances il sera nécessaire de réaliser un suivi répété beaucoup plus fréquent (par exemple, lorsque le taux de braconnage est élevé), que pour d'autres. Cependant, l'hétérogénéité de l'habitat, la topographie et d'autres circonstances peuvent

empêcher de reproduire une approche donnée dans d'autres sites. Il importe également d'examiner le contexte local et les connaissances existantes sur les populations de pangolins des sites considérés et de déterminer s'il serait approprié d'appliquer des méthodes de suivi plus actives (par exemple, comptages des terriers, chiens détecteurs) là où les densités et les taux de détection sont très faibles, plutôt que des méthodes passives (par exemple, pièges photographiques). Dans presque tous les cas, il importe de recueillir des données et des informations sur les pressions de la chasse/du braconnage comme déterminants essentiels de la présence, de l'occupation, de l'abondance des pangolins ou d'autres paramètres d'intérêt. Il est également essentiel de savoir si l'application d'une méthode particulière peut avoir des conséquences négatives pour l'espèce ciblée. Ainsi, si l'utilisation de nids artificiels facilite le prélèvement des pangolins par les braconniers, la méthode doit être évitée.
Et surtout, il est souhaitable, lorsque l'on conçoit des programmes de suivi à partir des présentes orientations, de chercher à s'entourer des spécialistes appropriés dès l'étape de conception. En d'autres termes, il est bon d'obtenir la participation de statisticiens, de spécialistes du suivi écologique et de spécialistes des sciences sociales pour veiller à ce que le concept des programmes de suivi soit solide et que ceux-ci aient suffisamment de pouvoir statistique pour détecter des changements dans le (les) paramètre(s) d'intérêt (Gitzen *et al.*, 2012). Lors de l'élaboration de ces orientations, tout a été fait pour tenir compte de la variabilité des sites, des habitats, des espèces et des contextes locaux mais il est probable que certaines circonstances ne seront pas couvertes par ces orientations. Si tel est le cas, le choix de la méthode doit s'appuyer sur l'hypothèse de suivi ou de recherche, sur le contexte local et sur des avis spécialisés.

Nous avons choisi ici d'intégrer des principes de suivi ciblé et adaptatif et il est recommandé que les efforts de suivi futurs des pangolins adoptent ces principes. Cette approche vise à éviter que les efforts futurs de suivi des pangolins ne souffrent des mêmes défaillances que la surveillance, y compris de projets mal conçus ou mal orientés (par exemple, une collecte de données de suivi sans but défini), de l'absence d'hypothèses axées sur la gestion pour guider les efforts de suivi et du gaspillage des ressources consacrées à la conservation (voir Nichols et Williams, 2006). L'idée n'est pas de rejeter totalement la surveillance pour les pangolins, d'autant plus qu'elle peut générer – et qu'elle génère –

des informations utiles pour la gestion, mais d'encourager des efforts futurs de suivi écologique des pangolins allant au-delà de la simple surveillance. Dans le cas d'un suivi ciblé, le plan de suivi et son application se fondent sur des hypothèses relatives à la réponse des systèmes biologiques ou écologiques aux décisions de gestion (Nichols et Williams, 2006). Pour cela, il faut définir des objectifs de suivi particuliers, reposant sur les besoins d'informations sur la gestion pour la conservation, et surtout poser les bonnes questions pour étayer la prise de décisions en matière de gestion. C'est ce que l'on pourrait appeler poser des questions « statut+ », en d'autres termes poser des questions qui fourniront non seulement des informations sur le statut de l'espèce mais aussi des informations utiles pour la gestion aux fins de conservation, plutôt que poser des questions qui informeront uniquement sur le statut. À titre d'exemple, au lieu de poser la question : « quelle est la densité des pangolins sur une superficie donnée? » on pourrait demander « les densités de pangolins sont-elles plus fortes dans les régions où il y a des patrouilles? ». Si l'on présume que des méthodes de suivi appropriées sont appliquées pour tester l'hypothèse (par exemple, un suivi dans des zones comparables où il y a, ou non, des patrouilles), cette dernière question permettrait de prendre des décisions avisées en matière de gestion. Dans ce cas, si les densités apparaissent plus élevées dans les régions où il y a des patrouilles, l'on pourrait par exemple augmenter la couverture des patrouilles. Pour répondre à ce genre de questions, il faudra probablement plus de données que n'en fournit la simple surveillance mais le principal avantage de cette approche réside dans la possibilité de soutenir la gestion pour la conservation et de déterminer le statut (c'est-à-dire que l'approche est additive et non alternative).

Le suivi adaptatif se caractérise par l'intégration de nouvelles questions dans les approches de suivi sans toutefois affecter l'intégrité des indicateurs clés mesurés (voir Lindenmayer et Likens, 2009). Les programmes de suivi qui adoptent cette approche présentent plusieurs caractéristiques. Ils devraient i) répondre à des questions bien définies et faciles à résoudre ; ii) reposer sur un plan statistique robuste ; iii) s'appuyer sur un modèle conceptuel du système étudié et de la manière dont les éléments du système, c'est-à-dire les populations d'espèces, peuvent fonctionner et répondre ; et iv) répondre aux questions de pertinence pour la gestion aux fins de conservation (Lindenmayer et Likens, 2009 ;

Gitzen *et al.*, 2012). Pour trouver les questions appropriées, il est vital de disposer de modèles conceptuels de l'espèce ou de l'écosystème étudiés. Il n'y a pas encore de modèles de ce type pour les pangolins, mais ils sont en train d'être développés et il existe des exercices ayant évalué la viabilité des populations de pangolins et les pressions qui s'exercent sur elles qui, entre-temps, pourraient être des substituts utiles (par exemple, Lee *et al.*, 2018). Le recours à ces modèles permet de formuler des questions spécifiques pour collecter des données afin de répondre aux questions sur le système et sur la cible du suivi (Lindenmayer et Likens, 2009).

La mise à l'essai des hypothèses sur les systèmes écologiques et la manière dont la cible du suivi (par exemple, occupation, abondance de pangolins) pourrait répondre aux décisions relatives à la gestion s'inscrivent aussi bien dans le suivi ciblé que dans le suivi adaptatif. Pour cela, il faut bien comprendre les systèmes sous-jacents que l'on étudie et ce n'est pas actuellement le cas pour les pangolins parce que peu de travaux de recherche leur ont été consacrés à ce jour. Toutefois, les principaux besoins en matière de recherche ont été identifiés (voir section 6) qui, s'ils sont satisfaits, devraient permettre de mieux comprendre les espèces de pangolins, leur biologie et leur écologie pour soutenir le suivi à l'avenir.

Dans le reste de la section, les 14 méthodes présentées sont applicables à une, plusieurs ou toutes les espèces de pangolins (tableau 2). Plusieurs ont déjà été appliquées aux pangolins (par exemple, le comptage des terriers, la recherche en sciences sociales), mais plusieurs autres n'ont pas encore été mises à l'essai et doivent être développées et être testées et évaluées dans la pratique (par exemple, les pièges photographiques placés dans les arbres, les dispositifs acoustiques) (voir tableau 2). Lorsque l'on conçoit des programmes de suivi s'appuyant sur les présentes orientations, il importe de faire la distinction entre ces méthodes. En outre, l'association de plusieurs méthodes peut améliorer la déduction pour les paramètres d'intérêt et en particulier, la densité démographique qui est souvent l'objectif ultime d'un suivi de la population. Chaque méthode est assortie de détails sur le type de paramètres pour lesquels elle peut fournir des données et sur les espèces auxquelles elle est applicable, et d'informations sur la conception de programmes de suivi appropriés à l'aide de la

méthode. Plus précisément, pour chaque méthode, les éléments suivants sont discutés : 1) paramètres d'intérêt, 2) analyses statistiques, 3) plan d'échantillonnage, 4) plan de réponse, 5) planification des efforts et allocations, 6) hypothèses clés, 7) études répétées du site, 8) avantages et inconvénients, 9) coût et 10) notes importantes. Ainsi, la discussion sur la faisabilité d'une méthode lorsqu'il y a, par exemple, une faible densité démographique due à la surexploitation et lorsque l'on est en présence d'espèces de pangolins sympatriques, est présentée dans la section consacrée à la méthode en question.

Tableau 2. Méthodes de détection et de suivi de différentes espèces de pangolins. Les méthodes applicables et appliquées sont coloriées en vert foncé, les méthodes qui pourraient être appliquées à certaines espèces sont coloriées en vert clair et les méthodes théoriquement applicables mais dont le concept doit encore être validé ou qui doivent être testées et évaluées sur le terrain sont coloriées en orange.

Section des orientations	Méthode	Espèces							
		Fouisseuses				Semi-arboricoles			Arboricoles
		Manis pentadactyla	*Manis crassicaudata*	*Smutsia gigantea*	*Smutsia temminckii*	*Manis javanica*	*Manis culionensis*	*Phataginus tricuspis*	*Phataginus tetradactyla*
6.1	Comptage/détection de terriers								
6.2	Recherche en sciences sociales								
6.3	Pièges photographiques								
6.4	Échantillonnage génétique non invasif (gNIS)								
6.5	Télémétrie								
6.6	Chiens détecteurs								
6.7	Pièges photographiques placés dans les arbres								
6.8	Dénombrement ponctuel								
6.9	Nids artificiels								
6.10	Relevés exhaustifs de parcelles								
6.11	Études de prospection/ reconnaissance								
6.12	Suivi acoustique								
6.13	iADN								
6.14	Science citoyenne								

6.1 Comptage ou détection de terriers

Dans certaines régions du Pakistan (par exemple, Mahmood *et al.*, 2014), on a eu recours au comptage de terriers pour estimer les paramètres écologiques relatifs aux pangolins, notamment aux populations de *M. pentadactyla* et *M. crassicaudata*. Toutefois, les estimations faites au Pakistan s'appuient sur plusieurs hypothèses, y compris le fait qu'un terrier actif est égal à la présence d'un pangolin (voir Willcox *et al.*, en prép.). Or, cette hypothèse doit être testée plus avant, parce que l'on sait que les individus d'autres espèces de pangolins utilisent généralement un terrier pour deux à trois nuits avant de se déplacer vers un autre terrier et ont de multiples terriers « actifs » ; on sait aussi que des congénères utilisent les terriers inoccupés d'autres pangolins (deux animaux différents peuvent utiliser le même terrier sur une brève période de temps).

D'autres travaux de recherche sont nécessaires sur l'architecture, l'occupation et l'utilisation des terriers par des espèces principalement fouisseuses, *M. pentadactyla*, *M. crassicaudata* et *S. temminckii*. En outre, bien que *S. gigantea* soit une espèce fouisseuse, on sait qu'elle utilise d'autres structures de repos, et d'autres travaux de recherche sont requis pour mieux comprendre son utilisation des terriers par comparaison avec d'autres structures afin de savoir si l'on peut appliquer, dans son cas, des méthodes de suivi fondées sur les terriers. La recherche de terriers peut servir à confirmer la présence et à estimer l'occupation mais la détection des terriers à elle seule ne suffit pas (il convient de confirmer qu'un terrier au moins dans un site donné est actuellement occupé par un pangolin).

Selon les caractéristiques et la topographie de l'habitat, il peut être difficile de détecter les terriers et le cas échéant, la recherche peut se solder par des détections manquées (faux négatifs). Toutefois, les avancées statistiques récentes appliquées à l'estimation des populations de gophères polyphèmes (ou tortues de Floride), aux États-Unis, associent l'échantillonnage à distance et l'estimation des taux d'occupation des terriers (Stober *et al.*, 2017) et offrent la possibilité d'estimer la densité de certaines espèces de pangolins, avec un plan d'étude et des considérations d'échantillonnage appropriés. Cette

méthode n'est pas toujours applicable, notamment dans les sites difficilement accessibles en raison de leur topographie – une situation qui vaut pour beaucoup de populations de *M. pentadactyla*. Dans toutes ces situations, il faudra peut-être envisager d'autres méthodes, y compris les chiens détecteurs (section 6.6) et les relevés exhaustifs de parcelles (section 6.10).

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. crassicaudata, S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation, abondance, densité
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais des études préalables pourraient servir à estimer l'effort requis pour une détection probable d'un terrier occupé (par exemple, analyse de puissance) afin d'appliquer l'effort adéquat. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique. **Pour estimer la densité :** plan d'échantillonnage hybride associant l'échantillonnage à distance et l'estimation de l'occupation des terriers (voir Strober *et al*., 2017). L'abondance peut être déduite de la densité.
Plan d'échantillonnage	**Pour confirmer la présence :** recherche systématique par site ou transect et examen des terriers trouvés pour confirmer la présence d'un individu au moins. **Pour estimer l'occupation :** échantillonnage du ou des site(s) d'étude par une sélection aléatoire ou systématique des parcelles ou des transects séparés au moins par le diamètre approximatif de la taille du domaine vital de l'espèce étudiée. **Pour estimer la densité :** mise en place de plusieurs points radiaux ou lignes de transect ou parcelles sélectionnées de manière aléatoire ou systématique, selon l'hypothèse de recherche et le plan (Buckland *et al.*, 2001).
Plan de réponse	**Pour confirmer la présence :** lors de la découverte de terriers, confirmer l'occupation à l'aide d'un endoscope/boroscope, ou en plaçant un piège photographique, ou en nettoyant l'entrée du terrier et en attendant le lendemain pour vérifier. **Pour estimer l'occupation :** enregistrer les données de détection/non-détection des terriers occupés et inoccupés dans les parcelles d'échantillonnage au fil de visites répétées ou en utilisant plusieurs observateurs indépendants ou en procédant à de multiples recherches de terriers pour estimer le taux de détection. À la découverte de terriers, confirmer l'occupation à l'aide d'un endoscope/boroscope, ou en plaçant un piège photographique, ou en nettoyant l'entrée du terrier et en attendant le lendemain pour vérifier.

	Pour estimer la densité : un ou plusieurs observateurs indépendants se déplacent ou parcourent à pied chaque transect et identifient les terriers de pangolins en relevant la distance entre chaque terrier détecté dans le transect (utiliser un télémètre à laser de grande portée ou des rubans de transect pour estimer la distance, si nécessaire). À la découverte de terriers, enregistrer la détection ou la non-détection de pangolins à l'aide d'un endoscope/boroscope, ou en plaçant un piège photographique, ou en nettoyant l'entrée du terrier et en attendant le lendemain pour vérifier.
Planification des efforts et allocations	La simulation ou l'analyse de puissance peut donner des tailles d'échantillons adéquates, y compris le nombre de sites (occupation) ou le nombre et la longueur des transects par superficie (occupation ou densité) et le nombre de visites répétées (si l'on utilise des répliques temporelles pour l'occupation de sites). Voir annexe. Si la densité démographique est le paramètre d'intérêt idéal pour obtenir des informations sur le statut et pour les décisions de gestion pour la conservation il peut être préférable, lorsque la densité est faible, de stratifier les efforts sur de vastes zones et de collecter des données moins détaillées pour estimer l'occupation du site. Une étude pilote à petite échelle peut aider à déterminer l'approche qui apportera le plus d'informations en fonction des contraintes financières et logistiques.
Hypothèses clés	**Pour confirmer la présence :** un pangolin vivant doit être confirmé dans un terrier (à l'aide d'un endoscope ou d'un piège photographique). **Pour estimer l'occupation :** les chercheurs peuvent identifier exactement les terriers de pangolins et distinguer les terriers inoccupés de ceux d'autres espèces (faux positifs). L'hétérogénéité dans la détection des terriers peut être prise en compte (c'est particulièrement important parce que les différences dans l'habitat, la couverture végétale et la saisonnalité peuvent affecter la détection des terriers et doivent être enregistrées et utilisées comme covariables dans les modèles d'occupation). **Pour estimer la densité avec l'échantillonnage à distance déterminée et l'approche d'occupation des terriers :** les chercheurs peuvent identifier avec précision les terriers de pangolins et les distinguer des terriers d'autres espèces. L'hétérogénéité dans la détection des terriers peut être prise en compte (c'est particulièrement important parce que les différences dans l'habitat, la couverture végétale et la saisonnalité peuvent affecter la détection des terriers et doivent être enregistrées et utilisées comme covariables dans les modèles d'échantillonnage à distance déterminée).
Études répétées du site	Des études répétées pourraient être menées chaque année, tous les deux ans, ou à d'autres intervalles de temps (par exemple, l'été et l'hiver, tous les trois ans) et devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : méthode relativement peu coûteuse et facile à appliquer ; cette méthode de suivi actif améliorera vraisemblablement les taux de détection par comparaison avec des dispositifs de détection passifs.

	Inconvénients : la méthode peut nécessiter un grand nombre de transects ou de sites si la détection et/ou l'occupation sont très faibles, y compris sur un terrain éventuellement dangereux. Une expérience est requise pour la localisation et l'identification des terriers – ce qui peut nécessiter des observateurs additionnels, éventuellement des membres de communautés locales ou de peuples autochtones.
Coût	La méthode peut être relativement peu onéreuse par rapport à d'autres méthodes mais elle dépend du site. Ne nécessite qu'un GPS, un ruban de transect et un boroscope ou équivalent, mais les équipes d'étude devront être formées aux protocoles d'échantillonnage. Des ressources substantielles seront requises pour l'échantillonnage à distance déterminée dans différents types d'habitats (par exemple, forêts sur tourbière-marécage inondées, forêts sempervirentes sur calcaire) où l'accès et le placement des transects sont difficiles.
Notes	L'occupation des terriers peut être déterminée rapidement par la confirmation de la présence de l'espèce étudiée (par exemple, en nettoyant l'entrée des terriers [ce qui n'est pas applicable pour tous les habitats ou toutes les saisons] et en vérifiant les traces, avec un piège photographique à l'extérieur des terriers ou en utilisant un endoscope/boroscope). Il faudra peut-être des visites répétées au terrier. L'information sur les caractéristiques du terrier doit être rassemblée dès la découverte d'un terrier (par exemple, diamètre de l'entrée, profondeur (si possible), type d'habitat, pente, aspect, végétation environnante). Pour bien faire, les observateurs suivront une formation avant la collecte de données.

6.2 Recherche en sciences sociales

La recherche en sciences sociales qui, aux fins des présentes orientations, comprend les méthodes de recherche en sciences sociales et les méthodes d'acquisition des connaissances écologiques traditionnelles ou locales et des données sur la chasse a déjà été appliquée pour générer des informations, des données et des connaissances sur les populations de pangolins et a permis de faire des déductions sur le statut des espèces (par exemple, Newton *et al*., 2008 ; Nash *et al*., 2016). Il existe différentes méthodes permettant de collecter les données pertinentes auprès des communautés locales et des peuples autochtones, sans oublier d'autres acteurs, qui comprennent, sans toutefois s'y limiter, des questionnaires, une gamme de méthodes d'entretiens (par exemple, entretiens non structurés et semi-structurés) et la cartographie participative ; il existe également toute une gamme de méthodes permettant de poser des questions délicates (voir Nuno et St. John, 2015). Ces méthodes peuvent servir à collecter des données sur la présence des pangolins (par exemple, au niveau du site), peuvent être associées à d'autres méthodes pour estimer l'occupation (Brittain *et al*., 2018) et, si elles sont combinées avec les données sur le domaine vital, peuvent servir à estimer l'abondance et à générer des indices d'abondance relative. Toutefois, il convient de rester prudent dans les régions où il y a plus d'une espèce de pangolin car les répondants décrivent parfois des « types » multiples de pangolins (par exemple, Newton *et al*., 2008), qui ne correspondent pas nécessairement à des espèces. Les méthodes de recherche en sciences sociales peuvent être couplées avec des méthodes de terrain et fournir des informations de départ sur des zones où des études plus intensives peuvent être productives dans un cadre d'échantillonnage adaptatif. Ces méthodes sont applicables à toutes les espèces de pangolins, mais il faut procéder avec prudence dans les sites où sont présentes des espèces de pangolins sympatriques.

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla*, *M. javanica*, *M. crassicaudata*, *M. culionensis*, *P. tricuspis*, *P. tetradactyla*, *S. gigantea*, *S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Présence, indice d'abondance relative, occupation

Analyses statistiques	**Pour indiquer la présence :** aucune analyse requise, mais des études préalables pourraient permettre de déterminer, dans les sites d'étude, un nombre minimum et une classe de répondants susceptibles de donner des informations fiables sur la présence d'une espèce. La présence indiquée ou confirmée peut servir de seuil pour lancer l'échantillonnage écologique dans le cadre d'un protocole d'échantillonnage adaptatif pour obtenir une estimation de l'occupation, de l'abondance ou de la densité. **Pour un indice d'abondance relative :** modèles mixtes linéaires généralisés (GLMM), régression ; statistiques déductives. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique.
Plan d'échantillonnage	**Pour indiquer la présence :** des études systématiques stratifiées à l'échelle de la (ou des) région(s) d'intérêt. **Pour un indice d'abondance relative :** il existe une myriade de moyens d'identifier les sites et la méthode exacte dépendra des hypothèses de recherche spécifiques (voir Newing, 2011). Par exemple, les étapes suivantes pourraient être suivies pour sélectionner les sites de façon aléatoire dans une zone donnée (par exemple, autour d'un parc national) : utiliser une grille et un échantillonnage stratifié pour sélectionner les cellules de façon aléatoire, puis sélectionner les villages de façon aléatoire dans chaque cellule stratifiée de la grille. **Pour estimer l'occupation :** diviser une zone d'étude dans une grille où la taille des cellules équivaut à la taille du domaine vital de l'espèce étudiée pour créer des sites où les répondants locaux peuvent avoir des connaissances écologiques sur l'espèce présente. Le nombre et le choix des villages à étudier pour la détection de l'espèce dans les cellules de la grille dépendront du contexte géographique de la densité démographique humaine et de l'utilisation des sols dans la zone étudiée.
Plan de réponse	**Pour indiquer la présence :** de multiples représentations démographiques des résidents locaux et des acteurs dans les villages de la région diminueront les biais potentiels dans l'information rassemblée à cette étape (par exemple, femmes, chasseurs, ouvriers de plantation, etc.). **Pour un indice d'abondance relative :** le plan de réponse dépendra des hypothèses de recherche spécifiques mais peut comprendre des questionnaires, des entretiens (y compris des méthodes permettant de poser des questions délicates) ou une cartographie participative. On pourrait rassembler des données sur les caractéristiques sociodémographiques (par exemple, âge, emploi), le revenu (personnel, du ménage), les sexes, le niveau de pauvreté, en plus de données sur : la distribution des pangolins, la chasse et les tendances de la chasse, et l'abondance perçue de l'espèce étudiée. Comme les indices d'abondance relative peuvent être très sensibles à des biais résultant de différences non prévues dans la détection, il convient d'examiner tout particulièrement tous les facteurs qui peuvent

	toucher la détection et tout doit être fait pour en tenir compte dans le plan d'étude et dans les analyses statistiques et déductions ultérieures. **Pour estimer l'occupation :** les entretiens avec les répondants des villages sur la détection d'une espèce dans un « site » d'échantillonnage font office d'enquêtes répétées en vue de compiler l'historique des détections. Des représentations démographiques diverses des résidents locaux et des acteurs de la région peuvent diminuer les biais potentiels mais ces informations peuvent aussi servir de covariables pour la détection (par exemple, sexe, classe d'âge, temps passé dans des cellules spécifiques, objet des visites dans les cellules spécifiques). D'autres considérations comprennent les réponses minimales requises par site, la sélection à partir de laquelle les répondants identifient les espèces détectées dans les cellules (y compris les contrôles d'espèces positifs/négatifs) et les covariables d'occupation et de détectabilité (l'habitat devrait être inclus dans les deux cas). **Pour toutes les méthodes :** réaliser une cartographie participative pour déterminer où se concentrent les connaissances des populations au niveau spatial peut améliorer l'exactitude résultante. Il est également important de veiller à la normalisation des techniques d'entretien/enquête si elles sont menées par plusieurs chercheurs. Poser des questions sur de multiples espèces peut dissimuler l'intérêt pour les pangolins (qui pourrait attirer une attention ou un biais préjudiciable). C'est aussi une occasion d'obtenir des connaissances écologiques sur les pangolins et sur d'autres espèces et cela peut permettre une étude formelle de ces relations (c'est-à-dire modèles de co-occurrence). La prudence est de mise dans les sites où des espèces sympatriques sont présentes pour s'assurer que les répondants fournissent des réponses exactes.
Planification des efforts et allocations	Pour que les enquêtes soient efficaces (voir Newing, 2011), la planification doit être exhaustive et il convient, pour bien faire, de consulter des spécialistes des sciences sociales et de les faire participer à la phase de planification pour obtenir les meilleurs résultats possibles. La simulation ou l'analyse de puissance peut permettre d'établir des tailles d'échantillonnage adéquates, y compris du point de vue du nombre de sites et du nombre de répondants en fonction d'une variation attendue des réponses (voir annexe). Dans les études précédentes, qui ont utilisé des indices d'abondance relative, le chiffre d'au moins 10 entretiens avec les résidents de chaque village s'est révélé suffisant pour les niveaux de saturation des réponses prévues, c'est-à-dire suffisant pour capter les variations potentielles dans les réponses (voir Guest, 2006 ; Nash *et al*., 2016).
Hypothèses clés	**Pour indiquer la présence :** les répondants peuvent identifier les pangolins sur lesquels ils ont des connaissances ; les répondants peuvent différencier exactement les espèces de pangolins lorsqu'il y a des espèces sympatriques ; les répondants sont prêts à partager des informations ; les répondants sont en mesure de se rappeler des informations pertinentes et de fournir des réponses honnêtes ; les répondants comprennent les questions qu'on leur pose.

	Pour un indice d'abondance relative : en plus de ce qui précède, concernant la présence, l'on doit prendre pour hypothèse qu'il n'y a pas d'hétérogénéité dans la détection. En d'autres termes, tous les répondants ont des probabilités égales de détecter les espèces d'intérêt, ou la probabilité cumulée des répondants en matière de détection pour chaque unité d'échantillonnage (par exemple, le village) est égale. Il est improbable que ces hypothèses soient réalisées et, dans la plupart des cas, l'occupation sera un paramètre d'intérêt plus approprié. **Pour estimer l'occupation :** outre ce qui précède concernant l'indication de la présence, présumer que le souvenir des répondants d'avoir détecté l'espèce est exact du point de vue spatial et temporel dans une échelle d'unités d'échantillonnage et dans le calendrier établi.
Études répétées du site	Des études répétées pourraient être menées chaque année, tous les deux ans, ou à d'autres intervalles de temps pour estimer les changements dans les paramètres d'intérêt et devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. La répétition des études dans les mêmes sites devrait, pour bien faire, faire appel aux mêmes répondants.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : la méthode peut couvrir de vastes zones pour un coût relativement faible ; permet d'acquérir une information historique ; il existe plusieurs méthodes pour poser des questions délicates ; peut promouvoir l'appropriation, au niveau local, de l'étude et des mesures de conservation ; peut fournir des informations initiales immédiates sur les changements de statut qui pourraient être plus difficiles à détecter avec d'autres approches et nécessitent une étude plus approfondie. *Inconvénients* : il faudra peut-être surmonter des barrières culturelles (voir hypothèses clés) ; la recherche qui a recours à des répondants humains exige des considérations éthiques et l'approbation de comités institutionnels d'autorisation de la recherche. Sans considérations appropriées dans le plan de recherche (par exemple, techniques d'enquête spécialisées où l'illégalité pourrait apparaître), il y a un risque d'alerter la population locale à la valeur financière des pangolins ce qui pourrait entraîner des effets négatifs non voulus, ou inciter les répondants à ne pas donner des réponses honnêtes. La collaboration avec des spécialistes des sciences sociales et avec des enquêteurs expérimentés pourrait aider à surmonter cela.
Coût	Faible coût ; une équipe relativement petite est requise.
Notes	La recherche et les applications en sciences sociales peuvent aller au-delà des paramètres de statut de la population identifiés ici. Par exemple, les tendances d'occupation et d'abondance peuvent être prévues à l'aide d'informations sociales rassemblées au fil d'efforts de chasse (réels et perçus) ou de tendances démographiques perçues, et les taux de prélèvement déduits des méthodes de recherche en sciences sociales peuvent servir de covariables sur la probabilité de l'extinction locale dans des modèles d'occupation dynamique.

	En outre, ce genre de méthodes nécessite un ensemble de compétences particulières par rapport à des méthodes de suivi écologique plus communes et l'on doit s'attendre à des différences et des difficultés inhérentes et en tenir compte avant et durant la lancée des programmes de suivi. Il est en particulier d'importance critique de suivre des orientations éthiques appropriées, y compris pour obtenir le consentement libre, préalable et en connaissance de cause des participants. La collaboration avec des spécialistes des sciences sociales expérimentés est vivement recommandée pour s'assurer que toutes les actions respectent les normes éthiques, que le plan de réponse est adéquat et que les résultats ne subiront aucun biais.

6.3 Pièges photographiques

Des pièges photographiques ont été utilisés pour déterminer la présence de toutes les espèces de pangolins et l'on a réussi à estimer les tendances pluriannuelles en matière d'occupation et d'abondance, même de manière imprécise, en utilisant les données de pièges photographiques pour *M. javanica* (O. Wearn, *comm. pers.*). Les taux de détection sont souvent faibles, ce qui peut s'expliquer par un mélange de facteurs : absence de connaissances pour permettre un bon positionnement du piège photographique, caméras qui ne ciblaient pas les pangolins et populations ayant subi un déclin grave dans certains sites. Le recours aux pièges photographiques est surtout efficace dans les sites où les populations de pangolins vivant au sol sont présentes en grandes densités (c'est-à-dire qu'elles n'ont pas subi de déclin grave) ou lorsque les plans d'échantillonnage sont stratifiés à travers des zones de densités variables pour garantir un taux de rencontre adéquat afin d'estimer les probabilités de détection.

Cette méthode peut être utilisée avec confiance pour confirmer la présence d'espèces, estimer l'occupation et, éventuellement, estimer la densité, à condition que l'on respecte des hypothèses particulières. Par exemple, on peut estimer la densité en utilisant la capture-recapture spatiale ou le marquage-relocalisation spatial lorsque certains ou tous les individus rencontrés sont reconnaissables au niveau individuel (Royle et Young, 2008 ; Kane *et al*., 2015). Certaines méthodes d'estimation de la densité utilisent le taux de rencontre d'individus non marqués, notamment le modèle Royle-Nichols qui met en relation l'occupation et l'abondance (Royle et Nichols, 2003), les modèles de rencontre aléatoire (Rowcliffe *et al*., 2008), ou les modèles « non marqués » (Chandler et Royle, 2013), mais l'exactitude et la précision de toutes ces approches peuvent être fortement influencées si l'on ne respecte pas des hypothèses strictes (Cusack *et al*., 2015, Burgar *et al*., 2018), même si des informations supplémentaires sur le mouvement des animaux peuvent améliorer la performance. L'élaboration de méthodes d'estimation de la densité d'individus non marqués à l'aide de pièges photographiques dans une zone de recherche où les études actives ont lieu en continu et la valeur de ces modèles dans ce contexte font encore l'objet d'un débat animé. Des applications récemment

développées comprennent l'échantillonnage à distance déterminée pour les pièges photographiques (Howe *et al*., 2017) et d'autres adaptations de méthodes de dénombrement ponctuel (Moeller, 2017), mais sont encore relativement peu testées. Certains concepts, modèles et considérations possibles pour tenter d'estimer la densité d'individus non marqués sont présentés ci-dessous. Wearn et Glober-Kapfer (2017) donnent d'autres informations sur les plans et hypothèses d'échantillonnage. Toutefois, compte tenu des problèmes possibles – largement décrits dans la littérature - pouvant affecter l'estimation de la densité lorsqu'on utilise des individus non marqués, il est fortement recommandé que les chercheurs fassent appel à des écologistes quantitatifs expérimentés pour veiller à obtenir des résultats fiables avant l'investissement initial de ressources. Il serait judicieux d'utiliser de multiples plans d'échantillonnage de sorte que, si des estimations de densité ne sont pas disponibles ou qu'elles sont insuffisamment précises, les données rassemblées restent utiles à l'estimation des taux d'occupation.

Ce traitement est limité à l'utilisation de pièges photographiques terrestres et exclut l'utilisation potentielle de pièges photographiques placés dans les arbres (voir section 6.7).

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. crassicaudata, M. javanica, M. culionensis, S. gigantea, S. temminckii, P. tricuspis*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation, abondance, densité
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais des études préalables peuvent servir à déterminer un effort minimum du point de vue du nombre de pièges photographiques et de la durée du déploiement pour obtenir des informations fiables sur la présence d'espèces dans la zone. La présence indiquée ou confirmée pourrait servir de seuil pour déclencher un échantillonnage plus intensif dans le cadre d'un protocole d'échantillonnage adaptatif pour obtenir une estimation de l'occupation, de l'abondance ou de la densité. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique. **Pour estimer la densité :** les méthodes possibles peuvent inclure un échantillonnage à distance déterminée (Howe *et al*., 2017), un modèle de rencontre aléatoire (Rowcliffe *et al*., 2008), des modèles « non

	marqués » avec des informations préalables sur la taille du domaine vital (Burgar *et al*., 2018), ou des modèles de marquage-relocalisation spatial lorsqu'un sous-ensemble de la population est marquée (par exemple avec des balises de télémétrie ; Sollmann *et al*., 2013a).
Plan d'échantillonnage	**Pour confirmer la présence :** les pièges photographiques doivent être placés dans des zones où il y a une forte probabilité de détection (par exemple des entrées de terriers suspectées). Malheureusement, les pièges photographiques placés le long des sentiers n'ont que rarement détecté des pangolins et c'est probablement dû à une utilisation limitée des sentiers par la plupart des espèces. L'on a suggéré que certaines espèces de pangolins au moins se déplacent le long des limites de structures naturelles et que la détection pourrait être améliorée en plaçant des pièges photographiques le long de branches d'arbres tombées au sol ou en utilisant des structures mobiles semblables à des clôtures pour canaliser les pangolins vers le champ de vision du piège photographique. L'utilisation de pièges photographiques multiples à travers une zone accroît la probabilité de détection et diminue le temps de déploiement avant que l'on puisse confirmer la présence d'une espèce. D'autres détails concernant le type de piège photographique utile sont documentés de manière approfondie dans de nombreux ouvrages et articles de revues (O'Connell *et al*., 2010, Sunarto *et al*., 2013, Meek *et al.*, 2014 ; Wearn et Glober-Kapfer, 2017) et doivent être pris en compte. **Pour estimer l'occupation :** placer un ensemble de pièges photographiques dans toute la zone d'étude, de préférence en utilisant la taille de la cellule (unité d'échantillonnage) fondée sur la taille du domaine vital de l'espèce, avec au moins une caméra située vers le centre de chaque cellule. Les caméras doivent être placées de manière à maximiser la détection (voir ci-dessus pour confirmer la présence) et il faut chercher une représentation égale dans toute la zone d'étude. Si l'on ignore quelle est la stratégie optimale de positionnement des pièges photographiques, ces derniers devraient être placés le plus près possible des centres des cellules (de manière aléatoire). De cette manière, les caractéristiques de microhabitat utilisées par les pangolins peuvent être découvertes, ce qui peut aider au positionnement futur dans un cadre d'échantillonnage adaptatif. Les pièges photographiques doivent être espacés en fonction du domaine vital de l'animal comme décrit ci-dessus sinon c'est l'utilisation du site, plutôt que l'occupation, qui sera étudiée. Si l'on étudie des facteurs qui touchent l'occupation (c'est-à-dire l'utilisation des sols ou les pressions de chasse/braconnage), le positionnement des pièges photographiques doit être stratifié par types de traitements ou à travers des gradients pour une représentation égale. **Pour estimer la densité :** *Nous abordons ici les considérations relatives à la conception de base de plusieurs approches d'estimation, mais les détails et les limitations se trouvent dans la littérature principale associée.* Pour les modèles de rencontre aléatoire (MRA) et l'échantillonnage à distance déterminée, le positionnement des pièges photographiques doit être aléatoire (c'est-à-dire systématiquement aléatoire) dans tout le site d'étude (techniquement *aléatoire par rapport au mouvement des animaux* ; voir Rowcliffe *et al*., 2013). Cette mesure peut être combinée avec un échantillonnage stratifié par type d'habitat général et les « non-habitats » connus peuvent être exclus a priori. Pour

	les MRA et l'échantillonnage à distance déterminée, les pièges photographiques devraient être placés suffisamment loin les uns des autres pour garantir une indépendance, c'est-à-dire de plus d'un diamètre de domaine vital. Pour le marquage-relocalisation spatial (MRS), les pièges photographiques devraient être placés à une distance d'environ le diamètre d'un seul domaine vital (2σ) pour maximiser le nombre d'individus exposés aux dispositifs de piégeage de détection, mais aussi pour permettre des recaptures d'individus par plusieurs « caméras ». L'étendue de la grille de piégeage augmente de manière inversement proportionnelle à la densité de la population (voir Sun *et al*., 2014 pour des orientations).
Plan de réponse	**Pour confirmer la présence :** la détection d'un individu de l'espèce ciblée suffit à confirmer la présence. Des informations additionnelles sur les zones où les espèces de pangolins sont confirmées ou non détectées, y compris les covariables locales (c'est-à-dire habitat, végétation, effort local perçu de chasse ou de braconnage, etc.) et les covariables d'étude (durée de déploiement des pièges photographiques, conditions météorologiques et climatiques, détails des pièges photographiques spécifiques mis en place) peuvent aider à identifier des caractéristiques associées à la présence et guider des protocoles d'échantillonnage plus intensif. **Pour estimer l'occupation :** la détection d'une espèce pendant le temps de déploiement des pièges photographiques sert à établir un historique de capture pour chaque site. La durée des études répétées (c'est-à-dire jours, semaines, mois) d'une session complète (durée du déploiement du piège photographique) varie selon la durée et l'échelle de l'étude mais devrait tenir compte des hypothèses de fermeture géographique et temporelle (lorsqu'une espèce est détectée dans un site, le modèle présume qu'elle a toujours été présente dans le site et aurait pu être détectée dans toutes les études d'une session). La détection dans différents sites diffère vraisemblablement mais les covariables ou facteurs corrélés ou directement liés à ces différences doivent être enregistrés (par exemple, altitude, température, saison, pluviosité) pour tenir compte d'une hétérogénéité possible dans la détection. **Pour estimer la densité :** le plan de réponse dépendra de l'approche de modélisation choisie (des recommandations pour chaque cas sont données dans Wearn et Glover-Kapfer, 2017). Les considérations doivent comprendre la manière dont les pièges photographiques sont mis en place pour enregistrer les détections, la durée du déploiement et les séances supplémentaires nécessaires pour satisfaire aux hypothèses de fermeture temporelle et géographique.
Planification des efforts et allocations	**Pour confirmer la présence :** dépend du plan, il a fallu environ 6000 pièges photographiques/nuits pour détecter une espèce de pangolin dans une étude précédente mais un faible effort (un seul piège photographique pour une seule nuit) peut suffire s'il est associé à d'autres techniques qui identifient des terriers potentiels. **Pour estimer l'occupation :** se base sur la simulation ou l'analyse de puissance, le nombre de caméras requises, le temps de déploiement et le nombre d'« occasions » (séances supplémentaires) dépendront des taux d'occupation et de détection (voir annexe). Compte tenu de la faible

	occupation attendue et de la faible probabilité de détection de pangolins dans certains milieux, un échantillonnage intensif est probablement nécessaire (par exemple, 100+ points par grille, chacun échantillonné pendant 60+ jours). **Pour estimer la densité :** dépend de la méthode choisie. Des exercices de simulation devraient permettre de garantir la plus grande probabilité de succès pour l'obtention d'estimations de densité et l'identification de facteurs pouvant biaiser les estimations (voir annexe).
Hypothèses clés	**Pour confirmer la présence :** les caméras fonctionnent un temps suffisant pour détecter raisonnablement une espèce, ce qui peut être relativement long compte tenu des faibles taux de détection. Les espèces peuvent être précisément identifiées sur les photos produites par le type de caméra utilisé et ne seront pas mal identifiées. **Pour estimer l'occupation :** selon les pièges photographiques mis en place, les espèces peuvent être identifiées avec exactitude sur les photos produites par le type de caméra utilisé et ne seront pas mal identifiées. **Pour estimer la densité :** *concerne les approches de pièges photographiques décrites dans les plans d'échantillonnage. Les hypothèses et les limites additionnelles se trouvent dans la littérature principale associée.* Pour les MRA et l'échantillonnage à distance déterminée, l'emplacement et l'orientation des pièges photographiques sont choisis de manière que les rencontres entre les animaux et les pièges sont aléatoires et non influencées par le positionnement de la caméra. **Pour le marquage-relocalisation spatial :** si les marques sont artificielles, l'emplacement des balises de marquage doit également figurer dans l'estimation sinon les densités résultantes seront positivement biaisées avec l'augmentation de l'étendue spatiale (viole les hypothèses selon lesquelles des individus marqués et non marqués ont des probabilités égales d'être détectés ; voir Whittington *et a*l., 2018 pour une solution).
Études répétées du site	Des études répétées pourraient être menées chaque année, tous les deux ans ou à d'autres intervalles de temps pour estimer les changements dans l'occupation, la densité et/ou l'abondance avec le temps. Ces efforts devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. Pour bien faire, les pièges photographiques seraient placés aux mêmes emplacements fixes dans les études répétées. Sous réserve du plan d'étude, une visite répétée pourrait comprendre la reproduction de l'échantillonnage à travers les différents sites.
Avantages et inconvénients	*Avantages :* méthode hautement normalisée et reproductible ; non invasive ; faible entretien ; évolutive ; les résultats peuvent être intégrés à des analyses à plus grande échelle ; peut adopter des probabilités de détection d'autres espèces pour compléter la modélisation et estimer l'abondance (par exemple, en utilisant le modèle hiérarchique bayésien) ; produit des résultats vérifiables.

	Inconvénients : très faible taux de détection pour les espèces de pangolins car avec les méthodologies actuelles, il faut un effort pratique intensif (temps et étendue des dispositifs de caméras) pour rassembler suffisamment de données (par exemple, 30 à 60 jours pour confirmer la présence pour un dispositif passif) ; la gestion de données peut prendre beaucoup de temps, même si des logiciels de gestion des données sont désormais disponibles (par exemple, ZSL Camera Trap Analysis Package, camtrapR ; revu par Scotson *et al*., 2017 ; Young *et al*., 2018) ; risque de vol des caméras ou de dommages aux caméras ; le placement optimal des caméras peut être difficile ; les faibles taux de détection réduisent fortement la puissance de détection de tendances dans l'espace et dans le temps.
Coût	Coût élevé de l'équipement de départ qui peut cependant être réduit par un partage d'équipement. Les pièges photographiques peuvent aussi être réutilisés pour de multiples études mais leur durée de vie dans des habitats humides tropicaux est limitée (c'est-à-dire trois ans). Les pièges photographiques pour déterminer l'occupation peuvent être la méthode la plus rentable et fournissant le plus d'informations si le placement des pièges photographiques peut être amélioré.
Notes	Le piégeage photographique sera certainement le plus efficace lorsque les populations de pangolins n'auront pas subi de déclins sévères ou si les pièges photographiques sont utilisés à densités suffisamment grandes pour permettre des probabilités de détection réalistes. **Cette utilisation est très limitée dans les zones où il y a une densité ou une occupation faibles car la puissance et la précision sont directement liées au statut et aux taux de détection qui sont également faibles.** Toutefois, les pièges photographiques peuvent aussi être utilisés pour faire des déductions quant à l'utilisation de l'habitat et à la structure d'activité, une fois encore s'il y a suffisamment de détections. La méthode peut aussi être combinée avec d'autres méthodes (voir comptage de terriers, chiens détecteurs, nids artificiels). Un affinement des méthodologies pour améliorer considérablement la détection renforcera la valeur de cette méthode pour le suivi des pangolins.

6.4 Échantillonnage génétique non invasif (gNIS)

L'échantillonnage génétique non invasif (gNIS) recouvre toute une gamme d'échantillonnages et d'analyses de laboratoire relatifs au prélèvement non invasif d'échantillons d'excréments, de poils, d'eau, de sol ou d'autres matériaux naturellement présents dans l'environnement (Taberlet *et al*,. 1996 ; Waits et Paetkau, 2005 ; Bohmann *et al*., 2014) et à l'extraction et à l'amplification de l'ADN (par PCR) pour identifier les échantillons au niveau de l'espèce ou de l'individu. Le succès de l'amplification dépend de facteurs tels que le taux de dégradation de l'ADN qui est spécifique à l'espèce et au type d'échantillon et dépend des conditions de temps et environnementales (température, humidité, exposition aux UV, etc.). Depuis deux décennies, des méthodes rigoureuses de collecte, de laboratoire et statistiques ont été développées pour réduire les possibilités de mauvaise identification et de contamination (voir Waits et Paetkau (2005) pour une revue initiale). Il est vivement recommandé de collaborer avec des généticiens des espèces sauvages très bien formés à l'analyse de l'ADN de faible qualité et en faible quantité pour réduire des erreurs très communes et produire des résultats fiables. Le gNIS peut permettre de déterminer la présence et d'estimer l'occupation lorsque des échantillons sont identifiés au niveau de l'espèce, et la densité lorsqu'au moins un sous-ensemble d'échantillons est identifié au niveau de l'individu (Augustine *et al*., 2018).

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. javanica, M. crassicaudata, M. culionensis, P. tricuspis, P. tetradactyla, S. gigantea, S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation, abondance, densité
Analyses statistiques	Modélisation de l'occupation ; modélisation de l'occupation hiérarchique pour tenir compte des sous-échantillons nichés.
Plan d'échantillonnage	**Pour confirmer la présence :** il y a de nombreuses applications potentielles du gNIS permettant de confirmer la présence, y compris l'échantillonnage systématique des masses d'eau ou d'autres échantillons de sols plus ciblés provenant d'éventuels terriers ou d'excréments. Cette méthode peut être particulièrement efficace lorsqu'elle est associée aux chiens détecteurs (voir section 6.6). **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique.

	Pour estimer la densité : les modèles de capture-recapture spatiale, de marquage-relocalisation spatial et d'identité partielle spatiale (SPIM) associés peuvent être appliqués lorsque tous les échantillons ou un sous-ensemble d'échantillons sont identifiés au niveau de l'individu.
Plan de réponse	**Pour confirmer la présence :** les taux d'amplification peuvent varier selon les espèces et les conditions de sorte que des études pilotes sont requises pour optimiser les protocoles d'échantillonnage (Taberlet *et al*., 2012, Lonsinger *et al*., 2015, Woodruff *et al*., 2015). Des études précédentes sur d'autres taxons dans des masses d'eau, dans d'autres régions, suggèrent qu'il convient de prélever 1 à 2 litres d'eau. Les quantités et les méthodes d'échantillonnage d'autres matériaux (par exemple, le sol des terriers, les excréments, etc.) devraient d'abord être fondées sur des orientations pour des circonstances semblables mais optimisées en fonction des études de dégradation pilotes. Le prélèvement de données covariables environnementales comprenant le climat, la météorologie récente et les conditions des échantillons ainsi que de données de localisation des échantillons comprenant l'habitat, la végétation, les pressions du braconnage et/ou d'autres menaces contribueraient à identifier les caractéristiques associées à la présence et à guider des protocoles d'échantillonnage plus intensif. **Pour estimer l'occupation :** l'échantillonnage pour la détection peut être répété avec le temps dans les sites ou parmi les répliques spatiales, le long des transects (voir Hines *et al*., 2010). Des conditions semblables pour confirmer la présence s'appliquent et des faux positifs peuvent être pris en compte dans les modèles avec l'inclusion de données complémentaires (Chambert *et al*., 2015). **Pour estimer la densité :** l'échantillonnage peut être répété avec le temps dans les sites ou parmi les répliques spatiales le long des transects (voir Fuller *et al*., 2016, Sun *et al*., 2017, Morin *et al*., 2018). Les études pilotes pour évaluer la dégradation décrite ci-dessus pourraient être ciblées sur l'amplification de l'ADN pour obtenir une identification individuelle consensuelle à partir d'échantillons non invasifs (voir Waits et Paetkau, 2005).
Planification des efforts et allocations	Les efforts et allocations des ressources varieront largement en fonction des paramètres d'intérêt, de l'environnement local et de l'état des connaissances génétiques actuelles de l'espèce. La collaboration avec un généticien des espèces sauvages ayant l'expérience de la conception des amorces et des méthodologies de gNIS est vivement encouragée et appuiera la réflexion concernant les besoins.
Hypothèses clés	**Pour confirmer la présence :** lorsqu'on utilise des méthodes métagénomiques, une correspondance ADN n'équivaut pas catégoriquement à la présence de l'espèce ciblée dans le site échantillonné parce que l'eADN peut être dispersé et le potentiel de « faux positifs » doit être intégré dans la planification de l'étude. Lorsqu'on utilise des amorces de nADN ou d'ADN mitochondrial, on présume qu'un développement adéquat des amorces a exclu la possibilité d'amplification croisée avec d'autres espèces éventuelles (par exemple, voir de Barba *et al*., 2014, Wultsch *et al*., 2015).

	Pour estimer l'occupation : présumer qu'il est tenu compte des faux positifs potentiels en amont, à la phase de conception de l'amorce ou qu'ils sont estimés à partir des données complémentaires (Chambert *et al*., 2015). **Pour estimer la densité :** présumer que les individus ne sont pas mal identifiés (fantômes et ombres ; voir Sethi *et al*., 2014).
Études répétées du site	Des études répétées pourraient être menées chaque année, tous les deux ans ou à n'importe quel autre intervalle de temps pour estimer les changements dans l'occupation et devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. L'idéal serait que les études soient répétées dans le même site. Recourir à l'identification individuelle peut permettre d'estimer les changements dans le taux démographique, y compris la croissance de la population avec des modèles de population ouverts.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : méthode non invasive ; la collecte d'échantillons nécessite une formation minimale et des plans d'étude unique peuvent permettre des efforts minimaux sur le terrain (avec la visite des sites une à deux fois seulement) ; pourrait servir pour déterminer la présence d'espèces sympatriques. *Inconvénients* : méthode relativement peu testée sur les pangolins ; le travail de laboratoire est coûteux et nécessite un haut niveau de compétence ; le processus d'autorisation pour le déplacement international de spécimens peut être complexe et consommateur de temps ; les références ADN sont pauvres pour de nombreux mammifères des tropiques, y compris les pangolins.
Coût	Méthode généralement coûteuse mais les coûts peuvent être réduits par une collaboration avec des partenaires locaux ayant des laboratoires, ce qui supprimerait également l'obligation de déplacer le matériel au niveau international et d'obtenir des permis CITES. En outre, les coûts de départ seront réduits avec l'expansion du travail génétique sur les pangolins (par la création de collections de référence et la conception d'amorces).
Notes	Taux d'expertise élevé et formation au laboratoire requise. Il existe maintenant des groupes de recherche dans le secteur privé et les universités qui se spécialisent en gNIS, et ils doivent être consultés. L'investissement initial dans la génétique des pangolins est peut-être déjà en progrès pour les activités d'application de la loi. Les méthodes gNIS peuvent beaucoup améliorer la valeur des méthodes de suivi complémentaires (par exemple, chiens détecteurs et étude des terriers).

6.5 Télémétrie

Des méthodes basées sur la télémétrie ont été appliquées à la plupart des espèces de pangolins mais surtout à *M. pentadactyla* et *S. temminckii* (par exemple, Pietersen *et al*., 2014 ; Sun *et al*., 2018 ; et également Pagès, 1975 ; Willcox *et al*., en prép.). Des travaux de recherche préliminaires utilisant la télémétrie ont été menés sur d'autres espèces, notamment *M. javanica* mais ont été entravés par le fait que les émetteurs avaient fortement tendance à tomber. En effet, les écailles de *M. javanica* semblent trop fines et trop faibles pour supporter le poids des émetteurs fixés à des espèces semblables mais on a pu, néanmoins, repérer *M. culionensis* (par exemple, Schoppe et Alvarado, 2015). Que ce soit par l'utilisation de protocoles existants pour des espèces pour lesquelles ces méthodes ont fait leurs preuves ou le recours à des solutions technologiques sous forme d'émetteurs plus petits, plus légers et plus économes en énergie (par exemple, avec capacité GPS), les méthodes de télémétrie sont un excellent outil de collecte d'informations sur l'utilisation de l'espace par l'espèce et le taux de survie. Il est tout particulièrement urgent d'appliquer ces méthodes aux espèces de pangolins pour lesquelles on ignore la taille du domaine vital (voir tableau 1) afin de sous-tendre de nombreuses autres méthodes discutées dans les présentes orientations.

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. javanica, M. crassicaudata, M. culionensis, P. tricuspis, P. tetradactyla, S. gigantea, S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Utilisation de l'espace (taille du domaine vital et sélection de l'habitat) et taux de survie
Analyses statistiques	**Pour l'utilisation de l'espace :** il existe une multitude de méthodes permettant d'estimer la taille du domaine vital, l'utilisation de l'habitat et la sélection des ressources. Les estimations appropriées dépendent des hypothèses d'étude exactes. **Pour les taux de survie :** les modèles de survie connus (White et Burnham, 1999) et les modèles à risques proportionnels de Cox (Cox, 1992 ; Lin et Wei, 1989).
Plan d'échantillonnage	**Pour l'utilisation de l'espace :** relocalisation répétée des individus télémétrés. Le calendrier de la relocalisation et le nombre adéquat d'individus dépendent de la densité de la population, des hypothèses d'étude et de la localisation d'individus des espèces étudiées en suivant les animaux jusque dans leurs terriers ou en utilisant des études de prospection ou le dénombrement ponctuel.

	Pour les taux de survie : les individus télémétrés sont repérés à des intervalles réguliers pour déterminer l'état (vivants ou morts). Les balises doivent durer suffisamment de temps pour qu'une proportion de la population risque de mourir pendant le temps du suivi.
Plan de réponse	**Pour l'utilisation de l'espace :** les études de télémétrie sont surtout utiles lorsque des relocalisations peuvent être corrélées avec les covariables de l'habitat et de la couverture végétale pour expliquer et tester les hypothèses sur l'utilisation de l'espace. **Pour les taux de survie :** la collecte de variables pour lesquelles on peut émettre l'hypothèse qu'elles affectent la survie (proximité des établissements humains, activité circadienne, pression de chasse) améliorera l'utilité des taux de mortalité estimés, y compris lorsque la balise cesse de transmettre ou tombe.
Planification des efforts et allocations	**Pour l'utilisation de l'espace :** les travaux de recherche existants indiquent environ 85+ jours de repérage pour évaluer de façon précise le domaine vital de *S. temminckii* (voir Heath et Coulson, 1997). Des travaux de recherche comparables sont nécessaires pour d'autres espèces. **Pour les taux de survie :** cela n'a pas encore été mis à l'essai pour les pangolins. Des études pilotes seront nécessaires pour déterminer le temps et la taille des populations à télémétrer afin de pouvoir déduire leurs taux de survie.
Hypothèses clés	Les hypothèses comprennent : l'équipement a été correctement calibré ; chaque unité utilisée a des capacités et une précision égales ; les individus marqués représentent une proportion adéquate de la population (pas de biais dans la capture d'individus à marquer et repérer) ; les marquages de télémétrie n'altèrent pas le comportement et n'affectent pas la survie.
Études répétées du site	Selon l'hypothèse de recherche. Peut-être pas nécessaires si cette méthode n'a été utilisée que pour estimer le domaine vital d'individus sélectionnés dans un site donné. La même méthodologie pourrait être utilisée au niveau de plusieurs sites pour tester la variation dans la taille des domaines vitaux (par exemple, par site, âge de l'animal, sexe).
Avantages et inconvénients	*Avantages* : le repérage d'animaux vivants présente la possibilité de rassembler d'autres données et informations biologiques (par exemple, démographiques, de reproduction et espèces proies). *Inconvénients* : les balises sont temporaires et limitées du point de vue des données ; les balises peuvent être endommagées ou se détacher ; les animaux ne peuvent pas toujours être localisés ; un nombre trop petit d'animaux peut empêcher une analyse statistique solide ; la télémétrie fondée sur les fréquences VHF est consommatrice de ressources.
Coût	Méthode coûteuse mais des économies d'échelle peuvent être obtenues par un achat groupé. Le coût des ressources comprend le temps passé à rechercher activement des animaux marqués ; les coûts vétérinaires et

	post-mortem peuvent être inscrits dans les projets pour les animaux décédés. Des plaques de métal peuvent être utilisées pour éviter la casse.
Notes	Beaucoup d'autres méthodes dépendent d'hypothèses sur la taille du domaine vital et l'utilisation de l'habitat ou peuvent directement intégrer des individus télémétrés dans des modèles de population pour améliorer la déduction relative aux dynamiques démographiques (voir Sollmann *et al*., 2013a).

6.6 Chiens détecteurs

Les chiens détecteurs n'ont jamais été utilisés pour le suivi des populations de pangolins mais ont permis avec succès de détecter des excréments enterrés de *M. pentadactyla* au Népal et des spécimens vivants de *M. javanica* au sud du Viet Nam (présence). Des chiens de chasse locaux ont aussi permis de déterminer la présence de *M. culionensis* aux Philippines (Schoppe et Alvarado, 2015). Les chiens détecteurs peuvent servir à déterminer la présence, estimer l'occupation et estimer la densité et l'abondance lorsque cette méthode est associée à d'autres méthodes telles que l'échantillonnage génétique non invasif (voir section 6.4). Les chiens détecteurs peuvent être la meilleure méthode disponible pour déterminer la présence d'espèces dans les sites lorsque les populations ont connu des déclins importants (par exemple, *M. pentadactyla* et *M. javanica* en Asie du Sud-Est) et/ou lorsque les espèces sont présentes en très faibles densités, mais c'est une méthode coûteuse qui a encore besoin d'efforts d'étude importants. Les chiens détecteurs pourraient servir pour toutes les espèces de pangolins sauf une et détecter des animaux vivants, des terriers, des cavités (par exemple, dans des troncs d'arbres creux) et des excréments. La détection des excréments de *P. tetradactyla* ne sera sans doute pas possible car cette espèce défèque toujours dans les cavités des arbres.

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. javanica, M. crassicaudata, M. culionensis, P. tricuspis, P. tetradactyla, S. gigantea, S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation, abondance, densité
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise mais des études préalables pourraient servir à déterminer un effort minimum du point de vue du nombre de sites d'échantillonnage, de transects et de visites afin d'obtenir des informations fiables sur la présence d'une espèce dans la zone. La présence indiquée ou confirmée pourrait servir de seuil pour déclencher un échantillonnage plus intensif dans le cadre d'un protocole d'échantillonnage adaptatif pour obtenir une estimation de l'occupation, de l'abondance ou de la densité. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique. **Pour estimer la densité :** l'échantillonnage à distance déterminée des détections vivantes dans le transect ou la parcelle radiale étudiés, ou

	associé à l'occupation de terriers ; ou la méthode de capture-recapture spatiale combinée soit avec l'échantillonnage génétique non invasif (gNIS) pour le sol des terriers ou les excréments détectés, soit au marquage d'individus détectés.
Plan d'échantillonnage	**Pour confirmer la présence :** en consultation avec les maîtres-chiens, déterminer la stratégie de recherche et l'effort approprié en fonction du terrain et de l'étendue de la zone d'intérêt. La détection de pangolins vivants permet de confirmer la présence tandis que la détection de signatures telles que les terriers, les cavités ou les excréments nécessite un échantillonnage plus approfondi, y compris le gNIS des échantillons, l'examen des terriers ou des cavités, le relevé des traces après avoir balayé l'entrée des terriers ou installé un piège photographique pour confirmer la présence d'un pangolin. **Pour estimer l'occupation :** il convient de diviser la zone d'étude sous forme de grille avec des cellules dont la taille minimum équivaut à celle du domaine vital de l'espèce étudiée pour créer des sites aux fins de recherche localisée. Les sites peuvent se composer de transects ou de parcelles circulaires avec une largeur de transect ou un rayon équivalant à la distance de détection d'un chien. De multiples transects ou parcelles circulaires dans un site peuvent améliorer le taux de détection et permettre des répétitions spatiales pour estimer la détection au cours de visites uniques de sites (voir Hines *et al*., 2010). Les sites devraient être stratifiés selon des variables d'intérêt qui pourraient inclure des covariables telles que le type d'habitat, le niveau d'exploitation (par exemple, perturbations humaines, pression de la chasse/du braconnage) et la localisation de caractéristiques clés (environnementales et humaines). **Pour estimer la densité :** on peut utiliser soit des transects, soit des parcelles circulaires pour l'échantillonnage à distance déterminée ou la méthode de réduction catalytique sélective (RCS) avec des chiens détecteurs. Les sites devraient être stratifiés selon les variables d'intérêt qui peuvent comprendre des covariables telles que le type d'habitat, le niveau d'exploitation (par exemple, perturbations humaines, pression de la chasse/du braconnage), et la localisation de caractéristiques clés (environnementales et humaines). Pour l'échantillonnage à distance déterminée, il convient de placer de multiples points radiaux ou lignes ou zones de transect de manière aléatoire ou systématique avec un espacement équivalant au moins à la distance du domaine vital d'une espèce (Buckland *et al*., 2001). Pour la RCS, les sites d'échantillonnage doivent être espacés d'environ le diamètre du domaine vital d'un individu. En outre, une méthode RCS utilisant des chiens détecteurs a récemment été officialisée dans un cadre d'échantillon adaptatif spécifiquement pour les taux de détection et les espèces réparties de manière éparse et pourrait améliorer considérablement l'estimation des paramètres pour les populations à faible densité (voir Wong *et al*., 2018).
Plan de réponse	**Pour confirmer la présence :** un maître-chien par chien ; le maître-chien laisse le chien guider dans la parcelle échantillon suivant les méthodes établies (Wasser *et al*., 2004 ; 2014). Le chien trouvera un pangolin vivant, un terrier ou une autre (d'autres) signature(s). Selon ce qui sera trouvé, l'occupation peut être confirmée (par exemple, animal

	vivant ; excréments frais) ou peut nécessiter l'application d'une méthode additionnelle comme décrit ci-dessus (par exemple, piège photographique à l'extérieur d'un terrier pour confirmer la présence du pangolin). Pour cela, il faudra retourner au terrier. Lorsque des animaux vivants sont capturés, il convient de recueillir, si possible, des données morphométriques (par exemple, taille, poids, nombre de rangées d'écailles, etc.). **Pour estimer l'occupation :** les recherches avec les chiens peuvent être répétées dans le temps ou reproduites sur des segments de transect ou des parcelles circulaires multiples dans un site pour estimer la détection au cours d'une seule étude (voir Hines *et al*., 2010). La détection pour l'occupation comprend les pangolins vivants ou des signatures actives confirmés comme ci-dessus (occupation du terrier ou confirmation de l'espèce à l'aide de la métagénomique ou de l'ADN mitochondrial). Les covariables, pouvant affecter aussi bien la détection des animaux et des signatures que la qualité de l'ADN, doivent être enregistrées pour être intégrées dans les modèles. Un échantillonnage adaptatif en deux phases pour l'occupation peut être une approche efficace avec des échantillonnages plus intensifs déclenchés par la détection initiale d'un pangolin ou de signatures, permettant d'axer les efforts sur les régions où il y a les meilleures possibilités de détection (Conroy *et al.*, 2008). **Pour estimer la densité :** pour l'échantillonnage à distance déterminée, le chien et le maître-chien parcourent chaque transect et détectent les pangolins ou leurs traces en enregistrant la distance à partir des transects ou de points de référence de départ (en utilisant un télémètre laser à grande distance ou des rubans de transect pour estimer la distance si nécessaire). Lorsqu'un terrier est trouvé, il faut enregistrer la détection ou la non-détection de pangolins à l'aide d'un endoscope/boroscope, ou en plaçant un piège photographique ou en nettoyant l'entrée du terrier et en attendant le lendemain pour vérifier. Lorsqu'on rencontre des excréments, le prélèvement d'un échantillon peut permettre de confirmer une espèce et d'identifier un individu. À noter que le comptage des seuls traces viole l'hypothèse selon laquelle les individus ne se déplacent pas durant l'échantillonnage (c'est-à-dire un individu peut déposer de multiples excréments ou utiliser de multiples terriers), et la déduction de la densité n'est valable que lorsque les individus sont détectés, lorsque les traces sont identifiées au niveau des individus ou lorsque les détections de terriers sont combinées avec des estimations d'occupation de terriers (Strober *et al*., 2017). Pour la RCS, le chien et le maître-chien cherchent le long des transects ou à partir d'un point de référence et les chemins de recherche doivent être répertoriés pour tenir compte de l'effort par rapport à l'espace. La localisation de pangolins vivants rencontrés ou de traces doit être enregistrée. Chaque pangolin détecté peut être marqué si l'on prévoit des études répétées dans le temps. Cependant, les sites peuvent aussi être étudiés une seule fois suivant un seul protocole d'étude de RCS (Morin *et al*., 2016, Morin *et al*., 2018). Lorsque l'on trouve des excréments, le prélèvement d'un échantillon est requis pour l'identification de l'individu. Dans le contexte de la RCS, des détections multiples du même individu à partir des excréments améliorent l'estimation des paramètres. Les données des covariables environnementales pouvant affecter la détection et l'amplification de l'ADN, si nécessaire, doivent être enregistrées. Si l'on utilise une approche d'échantillonnage adaptatif, on peut utiliser,

	dans un premier temps, des transects grossièrement espacés et déclencher un échantillonnage plus intensif en cas de détection d'un pangolin ou d'une trace, ce qui permet d'axer les efforts sur les régions où il y a de meilleures chances de détection (voir Wong *et al*., 2018).
Planification des efforts et allocations	La densité de population est le paramètre d'intérêt idéal pour fournir des informations sur le statut et pour les décisions en matière de gestion et de conservation mais, lorsque la densité de la population est très faible, il peut être préférable de stratifier les efforts sur de plus vastes régions et de rassembler des données moins intensives pour estimer l'occupation des sites ou d'utiliser une approche d'échantillonnage adaptatif pour l'occupation (Conroy *et al*., 2008) ou la RCS (Wong *et al*., 2018). Une petite étude pilote pourrait contribuer à déterminer l'approche qui apportera le plus d'informations en fonction des contraintes financières et logistiques. La simulation et les analyses de puissance sont vivement conseillées pour optimiser l'utilisation des ressources compte tenu des limites du point de vue de la disponibilité des équipes chien/maître-chien et des dépenses.
Hypothèses clés	Les hypothèses clés comprennent : les chiens et les maîtres-chiens ont eu une formation adéquate et les chiens sont en mesure de détecter régulièrement les pangolins et/ou leurs traces.
Études répétées du site	Des études répétées peuvent être menées tous les ans, tous les deux ans ou à n'importe quel autre intervalle de temps pour estimer les changements dans l'occupation et devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. L'idéal serait de mener des études répétées dans les mêmes sites.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : comme il s'agit d'une méthode de suivi active, l'utilisation de chiens détecteurs pourrait améliorer l'efficacité de la confirmation de la présence des espèces et de l'estimation des paramètres démographiques, même lorsque les populations ont été gravement réduites par la surexploitation ; les chiens peuvent travailler dans des habitats complexes. *Inconvénients* : très coûteux ; les maîtres-chiens doivent avoir un niveau de compétence très élevé ; le nombre de pourvoyeurs de chiens formés est limité ; et il faut tenir compte de la logistique et des soins vétérinaires dans les plans de recherche ; les chiens sont actuellement interdits dans de nombreuses aires protégées ; dans certains pays, il y a des contraintes concernant les personnes qui peuvent travailler avec des chiens (par exemple, Indonésie, Malaisie).
Coût	Une méthode coûteuse.
Notes	L'utilisation de chiens détecteurs pour localiser des pangolins vivants apporte des possibilités additionnelles de recherche, y compris de marquage des individus et d'utilisation de bio-enregistreurs et autres balises de repérage. Les échantillons génétiques devraient être prélevés pour fournir des échantillons de référence pour les bibliothèques métagénomiques et éventuellement fournir un lien vers des études sur le trafic.

	Actuellement, il y a peu d'options de chiens détecteurs formés et il peut être difficile d'obtenir et de programmer leurs services. En outre, le transport vers les États de l'aire de répartition et les conditions de travail présentent des risques pour les chiens détecteurs formés, ce qui doit être pris en considération. Des chiens de chasse locaux ont parfois été utilisés comme substituts pour des chiens formés de manière professionnelle et l'on sait qu'ils ont blessé des pangolins vivants, ce qui soulève des considérations éthiques quant à l'utilisation de chiens de chasse. Le bien-être des pangolins doit être pris en considération lorsqu'on détermine les méthodes applicables les plus appropriées.

6.7 Pièges photographiques placés dans les arbres

Les pièges photographiques placés dans les arbres n'ont pas été testés pour détecter ou surveiller *P. tetradactyla* ou les espèces de pangolins semi-arboricoles mais ont une application potentielle (bien qu'à ce jour aucun *M. javanica* n'ait été détecté au cours de ~1000 nuits/pièges photographiques placés dans les arbres au cours d'une étude des mammifères à Bornéo (J. Haysom, *comm. pers.*). Comme les pièges photographiques terrestres, ils pourraient être utilisés pour confirmer la présence d'espèces et estimer l'occupation (Bowler *et al*., 2017). En théorie, avec une détection suffisante, il devrait aussi être possible d'estimer la densité des espèces mais cela dépend des hypothèses discutées dans la section 6.2. Aux fins des présentes orientations, les pièges photographiques placés dans les arbres comprennent aussi d'autres senseurs optiques et thermiques pouvant permettre la détection de *P. tetradactyla* et/ou de pangolins semi-arboricoles.

Applicable aux espèces : *P. tetradactyla, P. tricuspis, M. javanica, M. culionensis*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais des études pilotes axées sur les individus connus ou des environnements *ex situ* pourraient servir à déterminer un effort minimum du point de vue du nombre de caméras et de la durée de déploiement pour obtenir des informations fiables sur la présence de l'espèce dans une zone. Les études pilotes devraient être planifiées avec rigueur et tenir compte d'importantes variables comme la couverture de la canopée. La présence indiquée ou confirmée pourrait servir de seuil pour déclencher un échantillonnage plus intensif dans le cadre d'un protocole d'échantillonnage adaptatif pour obtenir une estimation de l'occupation, de l'abondance ou de la densité. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique.
Plan d'échantillonnage	**Pour confirmer la présence :** les pièges photographiques devraient être placés dans des zones où il y a une forte probabilité de détection et orientés de manière à maximiser la détection. Des études pilotes ou des essais *ex situ* pourraient aider à déterminer le positionnement idéal des caméras et leur orientation. L'utilisation de multiples caméras dans une zone augmente la probabilité de détection et diminue la durée du déploiement avant qu'une espèce présente soit confirmée. **Pour estimer l'occupation :** comme avec les pièges photographiques terrestres, il convient de mettre en place un ensemble de pièges

	photographiques dans une zone d'étude, en utilisant la taille de la cellule (unité d'échantillonnage) basée sur la taille du domaine vital de l'espèce, avec au moins une caméra située vers le centre de chaque cellule de la grille. Les caméras devraient être placées de manière à maximiser la détection (voir piège photographique pour confirmer la présence) et la représentation doit si possible être égale dans toute la zone d'étude. Les caméras doivent être placées en fonction du domaine vital d'un animal tel qu'il est décrit ci-dessus sinon c'est l'utilisation du site plutôt que l'occupation qui sera étudiée. Si l'on étudie des facteurs qui affectent l'occupation (par exemple, l'utilisation des sols ou les pressions de la chasse/du braconnage), le positionnement des caméras doit être stratifié selon les types de traitement ou les gradients pour une représentation égale. En outre, pour les pièges photographiques placés dans les arbres, le positionnement dans telle ou telle espèce d'arbre doit être documenté pour identifier la préférence et pour étayer de futurs plans d'étude.
Plan de réponse	**Pour confirmer la présence :** la détection d'un individu de l'espèce ciblée suffit pour confirmer la présence de celle-ci. Des informations additionnelles sur les zones où des espèces de pangolins sont confirmées ou non détectées, notamment les covariables locales (c'est-à-dire espèces d'arbres, habitat, végétation, effort local de chasse ou de braconnage perçu, etc.) ou les covariables d'étude (durée du déploiement de la caméra, conditions météorologiques et climatiques, détails des pièges photographiques spécifiques mis en place, y compris leur positionnement et leur orientation dans un arbre) peuvent aider à identifier des caractéristiques associées à la présence et guider des protocoles d'échantillonnage plus intensif. Les pièges photographiques devraient être ciblés sur les arbres notoirement préférés par les pangolins (lorsque l'information est disponible). Et surtout, le champ optique devrait être maximisé lors du positionnement des caméras ; ce facteur est généralement pris en compte pour les pièges photographiques terrestres mais pas encore suffisamment pour les pièges photographiques placés dans les arbres. Pour maximiser le champ optique, les caméras pourraient être placées de façon à observer les arbres voisins, les troncs d'arbres plutôt que des branches, et/ou l'on pourrait placer plus d'une caméra sur la circonférence d'un tronc d'arbre. Il importe également de s'efforcer d'atténuer le reflet thermique ou d'autres faux déclencheurs (par exemple, la végétation). Il convient de rassembler les données sur les covariables environnementales, y compris des données telles que l'habitat, la végétation, la météorologie, les pressions du braconnage et/ou d'autres menaces. **Pour estimer l'occupation :** la détection d'une espèce pendant le temps de déploiement des pièges photographiques sert à établir un historique de capture pour chaque site. La durée des études répétées (c'est-à-dire jours, semaines, mois) d'une session complète (durée du déploiement du piège photographique) varie selon la durée et l'échelle de l'étude mais devrait tenir compte des hypothèses de fermeture géographique et temporelle (lorsqu'une espèce est détectée dans un site, le modèle présume qu'elle a toujours été présente dans le site et aurait pu être détectée dans toutes les études d'une session). S'il y a une probabilité que la détection dans différents sites varie, les covariables ou facteurs corrélés ou directement liés à ces différences doivent être enregistrés (par exemple, altitude, température, saison, pluviosité) pour tenir compte d'une hétérogénéité possible dans la détection.

	Les taux de détection sont faibles lorsque la densité des populations est faible et l'on ignore encore l'efficacité des pièges photographiques placés dans les arbres pour la détection des pangolins. Toutefois, il se peut que le positionnement de multiples caméras dans une seule cellule de grille aide à améliorer les taux de détection.
Planification des efforts et allocations	En principe, la simulation ou l'analyse de puissance est utile à la méthode mais, comme celle-ci n'a jamais été appliquée, des études pilotes sont requises pour sous-tendre les taux de détection. D'autres considérations comprennent le temps d'installation, de vérification et/ou de récupération des pièges photographiques sur chaque arbre, ce qui, de manière réaliste, devrait prendre une demi-journée ou plus par arbre si l'on en juge par d'autres méthodes de suivi nécessitant d'escalader des arbres en milieu tropical (voir Whitworth *et al*., 2016).
Hypothèses clés	Il est nécessaire de valider le concept pour déterminer si les pangolins arboricoles et semi-arboricoles sont détectés par les pièges photographiques placés dans les arbres, y compris en comparant les pièges photographiques placés dans les arbres aux pièges photographiques terrestres.
Études répétées du site	Des études répétées pourraient être menées chaque année, tous les deux ans ou à n'importe quel autre intervalle de temps pour estimer les changements dans l'occupation avec le temps et doivent s'appuyer sur le contexte local, les besoins de suivi et les ressources disponibles. Pour bien faire, les pièges photographiques devraient être positionnés aux même emplacements fixes pour chaque étude répétée. Sous réserve du plan d'étude, une visite répétée peut comprendre la réplique de l'échantillonnage à l'échelle des sites.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : la connaissance des espèces proies et des espèces d'arbres utilisées et/préférées, pourrait servir à préparer le positionnement des pièges photographiques. *Inconvénients* : méthode non prouvée qui nécessite une validation du concept et un investissement initial dans des études pilotes pour générer des données utiles susceptibles d'étayer les futurs plans d'étude. Le champ optique peut être très limité si les pièges photographiques ne sont pas placés de manière à le maximiser et le positionnement idéal est actuellement inconnu ; il pourrait y avoir de nombreux faux déclencheurs provenant de la végétation ou d'une météorologie non clémente ; pour installer les caméras il faut grimper aux arbres, ce qui peut être difficile (par exemple, temps, effort, sécurité) ; on sait peu de chose sur l'utilisation des arbres par les pangolins (par exemple, hauteur) ; des informations additionnelles sur l'écologie des espèces, en particulier *P. tetradactyla*, sont nécessaires pour contribuer à l'application de cette méthode.
Coût	Un coût élevé de départ pour l'équipement qui peut être réduit par le partage de l'équipement. Le positionnement des pièges photographiques dans les arbres nécessite un temps additionnel ; peut-être une demi-journée par arbre pour fixer les caméras, selon le nombre installé, si

	l'on en juge par d'autres études d'espèces arboricoles. Les autres coûts associés à cette méthode comprennent l'équipement (par exemple, plateforme d'escalade) et la formation à l'escalade des arbres et à l'accès avec une corde.
Notes	Les connaissances locales sont essentielles pour identifier les arbres en vue du positionnement des pièges photographiques. Des technologies émergentes, comme par exemple les drones, pourraient servir à rassembler des données sur le positionnement des pièges photographiques – il semblerait que *P. tetradactyla* prenne le soleil au sommet des arbres ; R. Cassidy, *comm. pers.*). Des systèmes de poulies rigides pourraient être utilisés pour fixer les caméras au lieu de devoir les attacher aux branches ou au tronc de l'arbre mais cela nécessite un projet pilote.

6.8 Dénombrement ponctuel

Cette méthode consiste à procéder à des dénombrements à partir d'un emplacement fixe, pendant une période de temps fixe (Sutherland, 2006). Le dénombrement ponctuel n'a pas été appliqué directement aux pangolins à ce jour, mais pourrait servir à détecter la présence de *P. tetradactyla*, une espèce particulièrement secrète qui semble très sensible à d'éventuelles menaces. Toutefois, cette espèce est diurne et la présence d'un observateur en un point fixe de l'habitat approprié, dans un site d'étude où l'on sait que l'espèce existe, pourrait confirmer la présence et l'occupation par l'espèce, soit par une observation visuelle, soit par un indice auditif comme par exemple le bruit d'un individu qui détruit une fourmilière ou une termitière. Cette méthode n'a pas été testée et des études pilotes préalables devront valider le concept et permettre le développement de son application.

Applicable à l'espèce : *P. tetradactyla*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais des études pilotes axées sur les individus connus ou des établissements *ex situ* peuvent servir à déterminer un effort minimum concernant le nombre de points de dénombrement et la durée des études pour obtenir des informations fiables sur la présence de l'espèce dans une zone. La présence indiquée ou confirmée peut servir de seuil pour déclencher un échantillonnage plus intensif dans le cadre d'un protocole d'échantillonnage adaptatif pour obtenir l'estimation de l'occupation, de l'abondance ou de la densité. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique.
Plan d'échantillonnage	Dépend de la validation du concept (et d'estimations prudentes de la taille du domaine vital de l'espèce pour l'occupation), qui n'est pas actuellement disponible.
Plan de réponse	La position de l'observateur (ou des observateurs) dans les stations de dénombrement ponctuel pour une période de temps donnée. Le moment de la journée où il faut mener l'étude et la durée de l'étude doivent s'appuyer sur les connaissances locales, c'est-à-dire les membres des communautés locales et/ou des peuples autochtones qui connaissent *P. tetradactyla*, si possible.
Planification des efforts et allocations	La méthode sera soutenue, en principe, par une simulation ou une analyse de puissance mais, comme elle n'a jamais encore été appliquée, des études pilotes seront requises pour valider le concept et sous-tendre les taux de détection.

Hypothèses clés	Parmi les hypothèses, il y a le fait que l'espèce ne détecte pas la présence du chercheur et ne se paralyse ou évite la zone étudiée, ce qui aboutirait à de fausses absences.
Études répétées du site	Sous réserve d'une application réussie, des études répétées pourrait être menées chaque année, tous les deux ans, ou à n'importe quel autre intervalle de temps, pour estimer les changements dans l'occupation et devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. Il serait bon que les études répétées dans les mêmes sites utilisent les mêmes observateurs.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : la sensibilité de l'espèce à des menaces potentielles signifie que les observateurs positionnés en un point fixe, dans un habitat approprié, ont de bonnes chances de détection ; la détection peut être auditive et/ou visuelle. *Inconvénients* : méthode n'ayant pas fait ses preuves qui nécessite une validation du concept et un investissement initial dans des études pilotes pour générer des données utiles pour contribuer aux futurs plans d'étude. La couverture spatiale de la collecte de données est très limitée ; la méthode est très consommatrice de temps ; et même si *P. tetradactyla* est une espèce diurne, il sera difficile de détecter des individus.
Coût	Coût relativement faible.
Notes	La collaboration avec la population locale ou les peuples autochtones sera d'importance critique pour l'identification de lieux d'étude éventuels et pour acquérir des connaissances locales sur ce qu'il faut regarder et écouter pendant l'étude. L'information disponible suggère que cette espèce est limitée à des forêts riveraines ou inondées (Waterman *et al*., 2014) mais ce n'est peut-être pas le cas et ce point doit être explicitement pris en compte dans le plan d'étude. Cette méthode pourrait soutenir l'application d'autres méthodes, par exemple, les individus repérés pourraient être capturés pour la recherche en radio-télémétrie.

6.9 Nids artificiels

Les nids artificiels, bien qu'ils soient utilisés pour les pangolins élevés en captivité dans des terriers artificiels, n'ont pas été mis à l'essai pour la détection et/ou le suivi des pangolins dans la nature. Ces nids pourraient être applicables pour *P. tetradactyla* et les espèces de pangolins semi-arboricoles. Cette méthode consiste à positionner plusieurs nids artificiels à travers le site étudié et à les contrôler périodiquement pour déterminer la présence et l'occupation. Si des individus sont marqués à la première découverte, la densité peut être estimée en utilisant la RCS. Toutefois, comme la méthode n'a pas encore été mise à l'essai, il faut d'abord valider le concept, y compris pour savoir si les pangolins utiliseraient nids et déterminer les taux de détection de référence. Avant d'utiliser cette méthode, il convient de réfléchir au fait que son application pourrait avoir des conséquences négatives pour l'espèce ciblée. Par exemple, l'utilisation de nids artificiels pourrait faciliter le braconnage des pangolins. S'il existe un risque, la méthode ne doit pas être utilisée.

Applicable aux espèces : *P. tetradactyla, P. tricuspis, M. javanica, M. culionensis*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation, abondance, densité
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais l'on pourrait utiliser des études pilotes axées sur des individus connus ou des environnements *ex situ* pour déterminer un effort minimum dans la durée de déploiement afin d'obtenir des informations fiables sur la présence de l'espèce dans une zone. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique. **Pour estimer la densité :** RCS
Plan d'échantillonnage	Les nids pourraient être installés sur des arbres. Les nids peuvent être placés de façon aléatoire dans les unités d'échantillonnage (en utilisant un plan stratifié aléatoire) ou de façon ciblée sur des indices de présence (par exemple, à proximité de fourmilières dans les arbres). Voir Ford *et al.* (2015) pour un exemple avec le petit polatouche (écureuil volant), une espèce en danger aux États-Unis. Sous réserve d'une validation du concept (et d'estimations prudentes de la taille du domaine vital de l'espèce pour l'occupation et la RCS) qui n'est pas actuellement disponible.

Plan de réponse	Une fois installés, les nids seraient périodiquement vérifiés pour déterminer l'utilisation et, si possible, pour la capture et le marquage de pangolins. Les efforts et la durée de l'étude dépendraient des taux de détection et des paramètres d'intérêt.
Planification des efforts et allocations	Cette méthode bénéficierait, en principe, d'une simulation ou d'une analyse de puissance mais, comme elle n'a jamais encore été appliquée, des études pilotes seront requises pour valider le concept et documenter les taux de détection. Parmi les autres considérations, il y a le temps d'installation, la vérification et/ou le démontage des nids artificiels de chaque arbre, ce qui peut durer une demi-journée par arbre (voir Whitworth *et al*., 2016).
Hypothèses clés	Parmi les hypothèses clés, il y a le fait que les pangolins utiliseront les nids artificiels ; que l'on peut identifier les espèces d'arbres appropriées et un emplacement dans ces arbres qui permettra un déploiement réussi.
Études répétées du site	Des études répétées pourraient théoriquement être menées chaque année, tous les deux ans ou à d'autres intervalles de temps pour estimer les changements dans l'occupation avec le temps. Elles devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. Pour bien faire, les nids artificiels sont placés dans les mêmes lieux pour les études répétées.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : il est possible d'intégrer d'autres applications technologiques pour renforcer la collecte de données sur la biologie des pangolins (par exemple, des caméras dans les nids artificiels, des bio-transmetteurs). *Inconvénients* : méthode n'ayant pas fait ses preuves qui nécessite une validation du concept et un investissement initial dans des études pilotes pour générer des données utiles afin d'informer les futurs plans d'étude. La thermorégulation est importante pour les pangolins de sorte qu'il faudra identifier les matériaux adéquats.
Coût	Le coût sera déterminé, entre autres, par les matériaux utilisés. Le positionnement des nids nécessite un temps additionnel, éventuellement une demi-journée ou plus par arbre. D'autres coûts associés à cette méthode comprennent l'équipement (par exemple, plateforme d'escalade) et une formation à l'escalade des arbres et à l'accès avec une corde (voir Whitworth *et al*., 2016).
Notes	Pour déterminer dans quels arbres seront placés les nids artificiels, les connaissances locales sont d'importance critique. Il est clair que les pangolins utilisent toute une diversité de structures et de microhabitats comme tanières et toutes ces structures ne sont pas des espaces fermés ; on ignore dans quelle mesure une espèce dépend de tanières à la structure semblable à celle des nids artificiels et quelle influence cela peut avoir sur le nombre d'individus manqués/non détectés.

6.10 Relevés exhaustifs de parcelles

Le relevé de parcelles suppose une recherche exhaustive de l'espèce ciblée dans une zone donnée. Il peut s'agir de cadrans carrés, de bandes ou de ceintures rectangulaires ou d'autres formes (Milner-Gulland et Rowcliffe, 2003). Cette méthode a permis de détecter *M. culionensis* (voir Schoppe et Alvarado, 2015) et pourrait être applicable à d'autres espèces, notamment *M. crassicaudata* et *S. temminckii*

Applicable aux espèces : *M. crassicaudata, S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Présence, abondance relative
Analyses statistiques	**Pour indiquer la présence :** aucune requise, mais des études préalables pourraient servir à déterminer un effort de recherche minimum pour détecter l'espèce dans différents types d'habitat et conditions. **Pour l'indice d'abondance relative :** régression ; statistiques déductives.
Plan d'échantillonnage	**Pour indiquer la présence :** les parcelles d'échantillonnage doivent être de taille adéquate pour permettre la détection de pangolins (ce qui sera relatif à la densité), mais assez petites pour que les observateurs puissent inspecter chaque parcelle de manière exhaustive sans manquer de détection (spécifique à l'habitat et au terrain). **Pour l'abondance relative :** les parcelles d'échantillonnage doivent être de taille adéquate pour permettre la détection de pangolins (relative à la densité) mais assez petites pour que les observateurs puissent inspecter chaque parcelle de manière exhaustive sans manquer de détection (spécifique à l'habitat et au terrain). Les différences dans les variables d'intérêt (habitat, végétation, pression de chasse, etc.) doivent être relevées.
Plan de réponse	**Pour confirmer la présence :** détection d'animaux vivants, examen des terriers trouvés pour l'occupation. L'identification génétique des espèces pourrait être requise pour confirmer la présence d'au moins un individu (voir gNIS, section 6.6). **Pour l'indice d'abondance relative :** le plan de réponse dépend des hypothèses de recherche spécifiques et de la nature des variables testées. Comme les indices d'abondance relative sont hautement susceptibles à des biais résultant de différences dans les détections non faites, une attention spéciale doit être accordée à tout facteur pouvant affecter la détection et tout doit être fait pour en tenir compte dans le plan d'étude et dans les analyses et déductions statistiques ultérieures.
Planification des efforts et allocations	L'analyse de puissance permet d'évaluer l'effort d'échantillonnage requis pour faire des déductions basées sur la régression et d'autres

	statistiques de fréquence. Les études de simulation devraient aussi être utilisées pour bien comprendre la résistance de la méthode aux violations des hypothèses ci-dessous (en particulier l'hypothèse de détection parfaite qui pose régulièrement problème).
Hypothèses clés	Les hypothèses clés comprennent : tous les individus dans la parcelle sont trouvés ; la population est statique pendant l'activité d'échantillonnage ; et les parcelles relevées sont représentatives de la population. La violation de l'hypothèse de détection invalide toute déduction issue des mesures d'abondance relative (voir Sollmann *et al*., 2013b).
Études répétées du site	Des études répétées pourraient être menées chaque année, tous les deux ans ou à d'autres intervalles de temps pour estimer les changements dans l'occupation et devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. Il serait idéal de mener les études répétées dans les mêmes sites.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : permet la capture et le marquage d'individus et la collecte d'autre matériel (par exemple, excréments). *Inconvénients* : un effort important d'étude nécessaire ; il sera nécessaire de couvrir de vastes zones pour les espèces dont la densité est faible.
Coût	Coût relativement faible.
Notes	L'utilisation d'un véhicule peut être requise. Des méthodes complémentaires peuvent être utilisées pour étayer le positionnement des parcelles (par exemple, méthodes de recherche en sciences sociales).

6.11 Études de prospection/reconnaissance

Dans les études de prospection, il importe de suivre des parcours prédéfinis (par exemple, routes, sentiers forestiers) et de chercher à visualiser l'espèce ciblée et/ou ses traces. Cette méthode a permis de confirmer la présence de *M. crassicaudata* ainsi que des traces sur le terrain, y compris des terriers, dans les sites d'étude de Khyber Pakhtunkhwa, au Pakistan (Mahmood *et al*., 2018) et de *S. gigantea* au Gabon et en Ouganda (S. Nixon et N. Matthews, données non publiées). Les études de prospection peuvent être appliquées pour confirmer la présence des espèces *M. crassicaudata* et *S. temminckii* car on les trouve dans des habitats plus ouverts où il y a une meilleure probabilité de détection.

Applicable aux espèces : *M. crassicaudata, S. temminckii*

Paramètre d'intérêt	Présence
Analyses statistiques	**Pour indiquer la présence :** aucune requise, mais des études préalables peuvent servir à déterminer un effort de recherche minimum pour détecter l'espèce dans différents types d'habitats et conditions.
Plan d'échantillonnage	Aucun requis.
Plan de réponse	Les équipes d'étude suivent des parcours prédéterminés à pied ou en véhicule pour observer les traces sur les sentiers (par exemple, terriers, traces, traces de nourrissage) et l'espèce ciblée. Les parcours d'étude doivent être enregistrés avec un GPS pour tenir compte du terrain couvert et de l'effort.
Planification des efforts et allocations	Dépend de l'espèce et de la taille du site.
Hypothèses clés	Les hypothèses comprennent : les pangolins ne se déplacent pas même en réponse à une détection rapide des véhicules ; ils n'évitent pas d'utiliser les terriers proches des routes ; ils sont détectables depuis la route, le sentier forestier ou d'autres parcours d'étude ; il est possible de détecter l'espèce étudiée ou ses traces, en particulier si l'on se déplace dans un véhicule en mouvement.
Études répétées du site	Devraient s'appuyer sur le contexte local, les besoins en matière de suivi et les ressources disponibles. Peuvent être intégrées dans un protocole de suivi existant tel qu'un suivi par des rangers, ou un suivi entre plusieurs autres sites d'étude.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : peut utiliser des données par satellite pour identifier les zones d'habitat potentielles ; peut aussi enregistrer la présence d'espèces non ciblées ; méthode évolutive ; les détections d'origine peuvent permettre d'identifier les zones nécessitant un échantillonnage plus intensif ou déclencher des seuils d'échantillonnage adaptatif qui permettent ensuite d'utiliser avec plus de réussite des méthodes d'estimation des paramètres démographiques ; peut identifier les pressions de chasse (par exemple, la densité du piégeage).

	Inconvénients : les pangolins peuvent éviter les parcours, ce qui diminue le taux de détection ; les régions peu accessibles ne peuvent pas être étudiées.
Coût	Les études de prospection peuvent être bon marché, selon leur échelle.
Notes	C'est une méthode utile pour conduire une reconnaissance après quoi une autre méthode serait appliquée selon les hypothèses de recherche spécifiques. La connaissance des traces de pangolin sur le terrain est une condition préalable.

6.12 Suivi acoustique

Cette méthode nécessite l'installation d'un ensemble de dispositifs de suivi acoustique dans les sites d'étude dans le but de détecter les sons produits spécifiquement par les espèces ciblées. Les pangolins ne vocalisent pas mais sont suffisamment bruyants lorsqu'ils démolissent des fourmilières ou des termitières et lorsqu'ils se nourrissent, pour qu'un suivi acoustique permette de détecter le bruit qu'ils font. Bien que la méthode soit applicable en théorie, elle n'a cependant pas encore été testée pour les pangolins et la validation du concept est une condition préalable. Avant tout, il faudra générer les signatures acoustiques des pangolins à travers toute une gamme de comportements (par exemple, la destruction d'une fourmilière, la destruction d'une termitière, le comportement de nourrissage et d'autres comportements) ainsi que celles d'autres espèces qui se nourrissent aussi de fourmis et de termites et d'autres espèces écologiquement semblables aux pangolins : l'on pourra ainsi déterminer quelles sont les signatures acoustiques des pangolins et les distinguer des signatures d'autres espèces. En admettant que ce soit possible, cette approche estimera une densité de sons de pangolins et prendra pour hypothèse que la fréquence de génération des sons est la même dans différents habitats. Pour estimer les densités de pangolins avec cette méthode, il sera vital de disposer d'estimations du nombre de fois où les pangolins produisent ces bruits, ce qui suppose des travaux de recherche plus approfondis.

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. crassicaudata, M. javanica, M. culionensis, S. gigantea, S. temminckii, P. tricuspis, P. tetradactyla*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais des études pilotes axées sur les individus connus ou des environnements *ex situ* peuvent servir à déterminer un effort minimum dans le nombre de détecteurs, la durée du déploiement et le positionnement et l'orientation afin d'obtenir des informations fiables sur la présence d'une espèce dans un site. **Pour estimer l'occupation :** modèles d'occupation à espèce unique et saison unique, ou modèles d'occupation dynamique.

Plan d'échantillonnage	Il s'agit d'une méthode non testée, de sorte que des études pilotes seront requises pour déterminer la portée de la détection pour une identification exacte, le positionnement approprié et l'orientation des détecteurs acoustiques. En fin de compte, les plans d'échantillonnage devraient se composer de toute la gamme des détecteurs avec l'espacement déterminé par l'information sur l'espèce et l'atténuation du son dans différents habitats et contextes environnementaux. L'échantillonnage stratifié aléatoire pourrait servir à étudier des questions spécifiques, par exemple l'occupation dans différents types d'habitats de zones où il y a ou non des patrouilles.
Plan de réponse	Pour le déploiement des dispositifs acoustiques en vue de l'estimation des paramètres, l'espacement des sites devra tenir compte de l'atténuation du son (garantissant que les unités d'échantillonnage sont indépendantes) mais comprendre des répliques suffisantes pour permettre une triangulation entre les stations d'échantillonnage. Les efforts d'étude par unité de surface comprenant le nombre de détecteurs et la durée du déploiement seront tributaires des taux de détection et des paramètres d'intérêt. Ce facteur est actuellement inconnu pour les pangolins et nécessite des tests et des évaluations pratiques. Des données sur les covariables environnementales pouvant modifier la détection et la triangulation telles que l'habitat, la végétation et la météorologie doivent être rassemblées.
Planification des efforts et allocations	En principe, la méthode bénéficiera de la simulation ou d'une analyse de puissance mais, comme elle n'a jamais encore été appliquée, des études pilotes seront requises pour la validation du concept et pour sous-tendre les taux de détection. D'autres considérations comprennent le temps d'installation, de vérification, et/ou de démontage des dispositifs de détection et le temps d'analyse des fichiers audio et d'extraction des données.
Hypothèses clés	Les hypothèses comprennent : la capacité d'identifier des signatures acoustiques uniques pour les pangolins (par exemple, démolition de nids, grattage et nourrissage) et de déterminer avec précision l'emplacement des sons identifiés.
Études répétées du site	Des études répétées pourraient théoriquement être menées chaque année, tous les deux ans ou à d'autres intervalles de temps pour estimer les changements dans l'occupation avec le temps. Elles s'appuieraient sur le contexte local, les besoins de suivi et les ressources disponibles. Pour bien faire, les dispositifs seraient positionnés de la même manière pour les études répétées.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : la technologie est abordable (par exemple, AudioMoth) ; relativement facile à mettre en place sur le terrain ; les dispositifs devraient détecter d'autres espèces, la présence de personnes et d'activités de chasse/braconnage ; ils pourraient être utilisés à des fins de lutte contre le braconnage et de surveillance, fournir des informations spatiales via la triangulation avec d'autres dispositifs et permettre de déterminer des structures de mouvement temporelles. Ils

	pourraient être associés à des pièges photographiques pour une modélisation de l'occupation. *Inconvénients* : ils n'ont pas été testés (ni pour les pangolins ni dans de nombreux milieux de l'aire de répartition) et nécessitent une validation du concept assurant que les signatures acoustiques peuvent être identifiées et triangulées. D'autres méthodes de détection acoustique ont mis en évidence des taux d'erreur de variables pour l'identification précise des sons et leur attribution aux espèces.
Coût	Actuellement, les dispositifs de suivi acoustique (par exemple, AudioMoth) se vendent au détail à environ 50 USD par senseur et sont disponibles via GroupGets. Le principal investissement concerne probablement l'installation des grilles de suivi acoustique et le temps mis à analyser les fichiers audio et à extraire les données.
Notes	Il est possible de surveiller simultanément d'autres espèces et d'éventuelles menaces.

6.13 ADN dérivé des invertébrés (iADN)

L'ADN dérivé des invertébrés (iADN) consiste à identifier l'ADN de vertébrés ayant été ingéré par des invertébrés, notamment des sangsues, des moustiques et autres invertébrés (Calvignac-Spencer *et al*., 2013 ; Schnell *et al*., 2018). Dans ce contexte, l'ADN de vertébrés extrait est amplifié à l'aide de la PCR et comparé aux amorces métagénomiques développées pour une espèce ciblée afin de déterminer si l'ADN de cette espèce a été ingéré et en conséquence, que l'espèce ciblée était présente dans le site où se trouvait l'invertébré échantillonné. La détection est affectée par des facteurs tels que la probabilité que l'invertébré sélectionné se soit nourri de l'espèce ciblée, que l'espèce invertébrée sélectionnée soit prélevée durant l'échantillonnage, que l'ADN de l'espèce ciblée puisse être extrait et amplifié et correctement identifié (Schnell *et al*., 2018). En théorie, l'iADN pourrait être appliqué à chaque espèce de pangolin en utilisant par exemple des tiques et/ou des mouches tsé-tsé pour estimer l'occupation (voir Abrams *et al*., 2018), mais cette méthode n'a pas été testée.

Applicable aux espèces : *M. pentadactyla, M. javanica, M. crassicaudata, M. culionensis, P. tricuspis, P. tetradactyla, S. gigantea, S. temminckii*

Paramètres d'intérêt	Présence, occupation
Analyses statistiques	**Pour confirmer la présence :** aucune requise, mais des études pilotes axées sur les individus connus et des environnements *ex situ* pourraient servir à déterminer un effort minimum de capture d'invertébrés et de taux d'amplification pour obtenir des informations fiables sur la présence de l'espèce dans la zone. **Pour estimer l'occupation :** des modèles d'occupation hiérarchique devraient être développés et testés pour tenir compte du double état latent de la présence de l'invertébré et du pangolin ciblé.
Plan d'échantillonnage	Il s'agit d'une méthode non testée et des études pilotes seront requises. Le plan d'échantillonnage devrait comprendre un ensemble de stations d'échantillonnage dont l'espacement est déterminé par l'information sur l'espèce et les distances de déplacement des invertébrés dans différents contextes temporels et environnementaux. Dans les cellules disponibles, on pourrait appliquer un concept niché utilisant l'échantillonnage stratifié aléatoire en fonction de l'hypothèse de recherche spécifique. Dans les cellules de grille sélectionnées, il devrait y avoir suffisamment de stations d'échantillonnage en fonction de l'écologie du vecteur ciblé.

Plan de réponse	Les protocoles d'échantillonnage dépendent des invertébrés utilisés comme « détecteurs » (spécifiques à la région et à l'espèce). Il ne sera possible de déterminer des protocoles généraux appropriés que lorsque la méthode d'échantillonnage des invertébrés et les taux d'amplification de l'ADN des espèces de pangolins auront été étudiés.
Planification des efforts et allocations	Inconnu car la méthode n'a pas encore été mise à l'essai pour les pangolins et une validation du concept est nécessaire.
Hypothèses clés	Les hypothèses clés comprennent : que le vecteur invertébré pertinent se soit nourri de l'espèce ciblée, que le vecteur invertébré soit prélevé durant l'échantillonnage, que l'ADN de l'espèce ciblée puisse être extrait et amplifié et correctement identifié.
Études répétées du site	Sous réserve de la validation du concept, une étude répétée pourrait être menée dans les mêmes sites à une échelle temporelle adaptée au système d'étude et au contexte local, y compris aux menaces probables pour l'espèce étudiée.
Avantages et inconvénients	*Avantages* : peut capter des contextes spatiaux et à grande échelle ; peut être reproduite à l'échelle du paysage ; facile à normaliser à travers des sites répliques ; l'organisation sur le terrain nécessite une expertise minimale ; si la méthode est utilisée avec un méta code-barre utilisant des amorces universelles, elle peut fournir des informations sur d'autres espèces également. *Inconvénients* : n'a pas encore été testée sur les pangolins ; est coûteuse ; nécessite des permis pour déplacer les échantillons au niveau international (permis CITES), ce qui peut être difficile à obtenir et peut être consommateur de temps.
Coût	L'application de cette méthode nécessite un important investissement initial pour mettre au point des séquences uniques d'ADN mitochondrial et développer et tester les amorces, les dispositifs micro-satellitaires et le méta code-barre.
Notes	Cette méthode nécessite un accès à des laboratoires où l'on peut traiter les échantillons. Des entreprises privées offrent ces services mais seront plus chères que des partenaires universitaires. Il se peut que le matériel nécessaire pour créer des bibliothèques de référence soit soumis à la délivrance de permis CITES mais ce ne devrait pas être le cas pour les insectes.

6.14 La science citoyenne

Bien que ce soit des créatures discrètes et timides, les pangolins sont observés et détectés par toute une gamme d'acteurs différents dans les pays de l'aire de répartition, y compris par les membres des communautés locales, les peuples autochtones mais aussi les touristes et le public en général. Acquérir des informations précises sur l'abondance perçue ou des informations semblables auprès des membres des communautés locales nécessite de manière réaliste de se rendre dans les sites où il y a des pangolins et de mener une recherche en sciences sociales. Toutefois, le public, les touristes et d'autres individus intéressés pourraient aider à confirmer la présence de pangolins dans les sites en fournissant des preuves de leur détection. Cela pourrait se faire via un compte rendu des observations avec, pour bien faire, une vérification par photos géoréférencées pour confirmer l'emplacement de l'observation. Bien qu'il existe un mécanisme sur le continent africain dans le cadre de MammalMAP, une initiative de l'Animal Demography Unit de l'Université du Cap, en Afrique du Sud, ce mécanisme n'existe pas à l'échelon mondial mais pourrait être un outil précieux pour rassembler des données sur la présence des pangolins. Des plateformes telles que iNaturalist pourraient rassembler ces données et ces informations.

7. References

Abrams, J.F., Hörig, L., Brozovic, R., Axtner, J., Crampton-Platt, A., Mohamed, A., Wong, S.T., Sollmann, R., Yu, D.W., Wilting, A. (2018). Shifting up a gear with iDNA: from mammal detection events to standardized surveys.

Akpona, H.A., Djagoun, C.A.M.S., Sinsin, B. (2008). Ecology and ethnozoology of the three-cusped pangolin *Manis tricuspis* (Mammalia, Pholidota) in the Lama forest reserve, Benin. *Mammalia* 72, 198-202.

Anon (2018). DNA detective dogs saving pangolins. Available from: https://rmportal.net/biodiversityconservation-gateway/resources/bio-news-events/dna-detective-dogs-saving-pangolins [26 October 2018].

Anon (2015). First Pangolin Range State Meeting Report. June 24-26, 2015, Da Nang, Vietnam. Pp.1-68.

Archer, L., Ingram, D.I. (In prep.). Out of sight, out of mind: a call to increase efforts to develop research methods for small, rare, and elusive species using pangolins as a case study.

Augustine, B.C., Royle, J.A., Kelly, M.J., Satter, C.B., Alonso, R.S., Boydston, E.E., Crooks, K.R. (2018). Spatial capture-recapture with partial identity: an application to camera traps. *The Annals of Applied Statistics* 12 (1), 67-95.

Bohmann, K., Evans, A., Gilbert, M.T.P., Carvalho, G.R., Creer, S., Knapp, M., Yu, D.W., de Bruyn, M. (2014). Environmental DNA for wildlife biology and biodiversity monitoring. *Trends in Ecology and Evolution*, 29 (6), 358-367.

Booth, A.H. (1960). Small Mammals of West Africa. Longman, Harlow, UK.

Bowler, M.T., Tobler, M.W., Endress, B.A., Gilmore, M.P., Anderson, M J. (2017). Estimating mammalian species richness and occupancy in tropical forest canopies with arboreal camera traps. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3 (3), 146-157.

Brittain, S., Bata, M.N., de Ornellas, P., Milner-Gulland, E.J., Rowcliffe, M. (2018). Combining local knowledge and occupancy analysis for a rapid assessment of the forest elephant *Loxodonta cyclotis* in Cameroon's timber production forests. *Oryx*, 1-11.

Bruce, T., Kamta, R., Mbobda, R.B.T., Kanto, S.T., Djibrilla, D., Moses, I., Deblauwe, V., Njabo, K., LeBreton, M., Ndjassi, C., Barichievy, C., Olson, D. (2018). Locating giant ground pangolins (*Smutsia gigantea*) using camera traps on burrows in the Dja Biosphere Reserve, Cameroon. *Tropical Conservation Science*, 11, 1940082917749224. https://doi.org/10.1177/1940082917749224.

Buchan, C., Khwaja, H., Wearn, O., Waterman, C. …….. Challender, D.W.S. (In prep.). Pangolins as camera trap bycatch: implications for ecological monitoring.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. (2001). Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, New York, U.S.

Burgar, J.M., Stewart, F.E., Volpe, J.P., Fisher, J.T., Burton, A.C. (2018). Estimating density for species conservation: Comparing camera trap spatial count models to genetic spatial capture-recapture models. *Global Ecology and Conservation*, 15, e00411.

Calvignac-Spencer, S., Merkel, K., Kutzner, N., Kuhl, H., Boesch, C., Kappeler, P.M., Metzger, S., Schubert, G., Leendertz, F.H. (2013). Carrion fly-derived DNA as a tool for comprehensive and cost-effective assessment of mammalian biodiversity. *Molecular Ecology* 22, 915-924.

Challender, D., Waterman, C. (2017). Implementation of CITES Decisions 17.239 b) and 17.240 on Pangolins (*Manis* spp.), CITES SC69 Doc. 57 Annex. Available from <https://cites.org/sites/default/files/eng/com/sc/69/E-SC69-57-A.pdf>. [2 August 2018].

Challender, D.W.S., Waterman, C., Baillie, J.E.M. (eds). (2014b). Scaling up pangolin conservation. IUCN SSC Pangolin Specialist Group Conservation Action Plan. Zoological Society of London, London, UK.

Challender, D., Nguyen, T.V., Shepherd, C., Krishnasamy, K., Wang, A., Lee, B., Panjang, E., Fletcher, L., Heng, S., Ming, S.H.J., Olsson, A., Nguyen, T.T.A., Nguyen, Q.V., and Chung, Y.F. (2014b). *Manis javanica*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T12763A45222303. Available from: http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2014-2.RLTS.T12763A45222303.en. [17 September 2018].

Challender, D.W.S., Baillie, J.E.M., Waterman, C. and the IUCN SSC Pangolin Specialist Group (2012). Catalysing conservation action and raising the profile of pangolins – the IUCN SSC Pangolin Specialist Group (PangolinSG). *Asian Journal of Conservation Biology*, 2, 139-140.

Chambert, T., Miller, D.A., Nichols, JD. (2015). Modeling false positive detections in species occurrence data under different study designs. *Ecology*, 96 (2), 332-339.

Chandler, R.B., Royle, J.A. (2013). Spatially explicit models for inference about density in unmarked or partially marked populations. *The Annals of Applied Statistics*, 7 (2), 936-954.

Chin, S.C., Lien, C.Y., Chan, Y.T., Chen, C.L., Yan, Y.C., Yeh, L.S (2011). Monitoring the Gestation Period of Rescued Formosan Pangolin (*Manis pentadactyla pentadactyla*) with Progesterone Radioimmunoassay. *Zoo Biology* 30, 1-11.

Chinese National Forestry Administration (2008). Investigation of Key Terrestrial Wildlife Resources in China. China Forestry Publishing House, Beijing, China. Pp. 240-241.

CITES (2001a). SC45 Doc. 12 Significant Trade in Specimens of Appendix-II species [Conf. 8.9 (Rev) and Decisions 11.106 n) and 11.117n)]. CITES, Geneva, Switzerland.

CITES (2001b). SC45 Summary Report. Forty-fifth meeting of the Standing Committee, Paris (France), 19-22 June 2001. CITES, Geneva, Switzerland.

Collaboration for Environmental Evidence (2013). Guidelines for Systemic Review and Evidence Synthesis in Environmental Management. Version 4.2. www.environmentalevidence.org.

Conroy, M.J., Runge, J.P., Barker, R.J., Schofield, M.R., Fonnesbeck, C.J. (2008). Efficient estimation of abundance for patchily distributed populations via two-phase, adaptive sampling. *Ecology*, 89(12), 3362-3370.

Cox, D.R. (1992). Regression models and life-tables. In *Breakthroughs in statistics* (pp. 527-541). Springer, New York, NY.

Cusack, J.J., Swanson, A., Coulson, T., Packer, C., Carbone, C., Dickman, A,J., Kosmala, M., Lintott, C., Rowcliffe, J.M. (2015). Applying a random encounter model to estimate lion density from camera traps in Serengeti National Park, Tanzania. *Wildlife Management* 79 (6), 1014-1021.

De Barba, M., Adams, J.R., Goldberg, C.S., Stansbury, C.R., Arias, D., Cisneros, R., Waits, L. P. (2014). Molecular species identification for multiple carnivores. *Conservation Genetics Resources*, 6(4), 821-824.

Drinkwater, R., Schnell, I.B., Bohmann, K., Bernard, K., Veron, G., Clare, E., Gilbert, M.T.P., Rossiter, S.J. (2018). Using metabarcoding to compare the suitability of two blood-feeding leech species for sampling mammalian diversity in North Borneo. *Molecular Ecology Resources.* https://doi.org/10.1111/1755-0998.12943.

Duckworth, J.W., Salter, R.E. and Khounboline, K. (1999). Wildlife in Lao PDR: 1999 Status Report. IUCN, Vientiane, Laos.

Fuller, A.K., Sutherland, C.S., Royle, J.A., Hare, M.P. (2016). Estimating population density and connectivity of American mink using spatial capture–recapture. *Ecological Applications*, 26 (4), 1125-1135.

Gaubert, P., Antunes, A., Meng, H., Miao, L., Peigné, S., Justy, F., Njiokou, F., Dufour, S., Danquah, E., Alahakoon, J., Verheyen, E., Stanley, W. T., O'Brien, S. J., Johnson, W. E., Luo, S. J. (2018). The complete phylogeny of pangolins: scaling up resources for the molecular tracing of the most trafficked mammals on Earth. *Journal of Heredity*, 109**,** 347-359.

Gaubert, P. (2011). Family Manidae. *In:* Wilson, D. E. and Mittermeier, R. A. (eds.) *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 2. Hoofed mammals.* Barcelona, Spain: Lynx Edicions.

Gaubert, P., Antunes, A. (2005). Assessing the taxonomic status of the Palawan pangolin *Manis culionensis* (Pholidota) using discrete morphological characters. *Journal of Mammalogy* 86: 1068–1074.

Gaudin, T., Emry, R., Wible, J. (2009). The phylogeny of living and extinct pangolins (Mammalia, Pholidota) and associated taxa: a morphology based analysis. *Journal of Mammalian Evolution*, 16**,** 235-305.

Gitzen, R.A., Millspaugh, J.J., Cooper, A.B., Licht, D.S. (2012). Design and Analysis of Long-term ecological monitoring studies. Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp.1-560.

Guest, G. (2006). How many interviews are enough? An experiment with data saturation and variability. *Field Methods* 18, 59-82.

Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J.J. (2012). Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution* 3, 860-869.

Heath, M.E., Coulson, I.M. (1997). Home range size and distribution in a wild population of Cape pangolins, *Manis temminckii*, in north-west Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 35, 94-109.

Hearn, A.J., Ross, J., Bernard, H., Bakar, S.A., Goossens, B., Hunter, L.T., Macdonald, D.W. (2017). Responses of Sunda clouded leopard *Neofelis diardi* population density to anthropogenic disturbance: refining estimates of its conservation status in Sabah. *Oryx*, 1-11.

Heinrich, S. Wittmann, T.A., Ross, J.V., Shepherd, C.R., Challender, D.W.S., Cassey, P. (2017). The Global Trafficking of Pangolins: A comprehensive summary of seizures and trafficking routes from 2010-2015. TRAFFIC Southeast Asia, Selangor, Malaysia.

Hines, J.E., Nichols, J.D., Royle, J.A., MacKenzie, D.I., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., Karanth, K.U. (2010). Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications*, 20 (5), 1456-1466.

Howe, E.J., Buckland, S.T., Després-Einspenner, M.L., Kühl, H. S. (2017). Distance sampling with camera traps. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (11), 1558-1565.

Ingram, D.I., Willcox, D., Challender, D.W.S. (In prep). Evaluation of applied methods to detect and monitor selected mammalian taxa.

Irshad, N., Mahmood, T., Hussain, R., Nadeem, M.S. (2015). Distribution, abundance and diet of the Indian pangolin (*Manis crassicaudata*). Animal Biology 65, 57-71.

IUCN (2018). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-1. Available at: http://www.iucnredlist.org. [29 October 2018].

IUCN SSC Pangolin Specialist Group (2016). The status, trade and conservation of pangolins (*Manis* spp.). CITES CoP17 Inf. 59. Prepared by the IUCN SSC Pangolin Specialist Group. CITES, Geneva, Switzerland.

Kane, M.D., Morin, D.J., Kelly, M. J. (2015). Potential for camera-traps and spatial mark-resight models to improve monitoring of the critically endangered West African lion (*Panthera leo*). *Biodiversity and Conservation*, 24 (14), 3527-3541.

Karawita, H., Perera, P., Gunawardane, P., Dayawansa, N. (2018). Habitat preference and den characterisation of Indian pangolin (*Manis crassicaudata*) in a tropical lowland forest landscape of southwest Sri Lanka. *PLoS ONE* 3 (11): e0206082. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0206082.

Kingdon, J.S., Happold, D., Butynski, T., Hoffmann, M., Happold, M., Kalina, J. (Eds.) (2013). Mammals of Africa Volume 5: Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses, Bloomsbury Publishing, London.

Kingdon, J. (1971). *East African Mammals. An Atlas of Evolution in Africa.* Volume I: *Primates, Hyraxes, Pangolins, Protoungulates, Sirenians*. Academic Press, London. 446 pp.

Lee, P.B., Chung, Y.F., Nash, H.C., Lim, N.T.L., Chan, S.K.L., Luz, S., Lees, C. (2018). Sunda Pangolin (*Manis javanica*) National Conservation Strategy and Action Plan: Scaling up Pangolin Conservation in Singapore. Singapore Pangolin Working Group, Singapore. https://www.nparks.gov.sg/-/media/nparks-real-content/biodiversity/plan/sunda_pangolin_ncsap2018.pdf.

Lim, N.T.L., Ng, P.K.L. (2008a). Home range, activity cycle and natal den usage of a female Sunda pangolin *Manis javanica* (Mammalia: Pholidota) in Singapore. *Endangered Species Research* 4, 233-240.

Lim, N.T.L., Ng, P.K.L. (2008b). Predation on *Manis javanica* by *Python reticulatus* in Singapore. *Hamadryad* 32 (1), 62-65.

Lim, N.T.L., Ng, P.K.L. (2008c). Ecological research findings on *Manis javanica* in Singapore, and future directions. Presentation at Workshop on Trade and Conservation of Pangolins native to South and Southeast Asia, 30 June – 2 July, Wildlife Reserves Singapore, Singapore.

Lin, J.S. (2011). Home range and burrow utilization in Formosan pangolin (*Manis pentadactyla pentadactyla*) at Luanshan, Taitung. MSc thesis. National Pingtung University of Science and Technology. Pingtung, Taiwan.

Lin, D.Y., Wei, L.J. (1989). The robust inference for the Cox proportional hazards model. *Journal of the American statistical Association*, 84 (408), 1074-1078.

Lindenmayer, D.B., Likens, G.E. (2009). Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution*, 29 (9), 482-486.

Lonsinger, R.C., Gese, E.M., Dempsey, S.J., Kluever, B.M., Johnson, T.R., Waits, L.P. (2015). Balancing sample accumulation and DNA degradation rates to optimize noninvasive genetic sampling of sympatric carnivores. *Molecular Ecology Resources*, 15 (4), 831-842.

Lu, S. (2005). Study on the distribution, status and ecology of Formosan pangolin in northern Taiwan. Taiwan Forestry Research Institute, Taipei, Taiwan.

MacDonald, D. (ed.) (2006). The Encyclopaedia of Mammals. Third Edition. Oxford University Press, Oxford, UK. Pp. 1-936.

Mahmood, T., Kanwal, K., Zaman, I.U. (2018). Records of the Indian pangolin (Mammalia: Pholidota: Manidae: *Manis crassicaudata*) from Maneshra District, Pakistan. *Jounral of Threatened Taxa* 10 (2) 11254-11261.

Mahmood, T., Irshad, N., Hussain, R., Akrim, F., Hussain, I., Anwar, M., Rais, M., Nadeeem, M.S. (2015a). Breeding habits of the Indian pangolin (*Manis crassicaudata*) in Potohar Plateau, Pakistan. Mammalia, 1-4.

Mahmood, T., Andleeb, S., Anwar, M., Rais, M., Nadeem, M.S., Akrim, F., Hussain, R. (2015b). Distribution, abundance and vegetation analysis of the scaly ant-eater (*Manis crassicaudata*) in Margalla Hills National Park, Islamabad, Pakistan. *The Journal of Animal and Plant Sciences* 25 (5), 1311-1321.

Mahmood, T., Irshad, N., Hussain, R. (2014). Habitat Preferences and Population Estimates of Indian Pangolin (*Manis crassicaudata*) in District Chakwal of Potohar Plateau, Pakistan. *Russian Journal of Ecology* 45 (1), 70-75.

Meek, P.D., Ballard, G., Claridge, A., Kays, R., Moseby, K., O'brien, T., ..., Townsend, S. (2014). Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, 23 (9), 2321-2343.

Moeller, A. K. (2017). New methods to estimate abundance from unmarked populations using remote camera trap data. MS Thesis, The University of Montana, U.S.

Morin, D.J., Waits, L.P., McNitt, D.C., Kelly, M.J. (2018). Efficient single-survey estimation of carnivore density using fecal DNA and spatial capture-recapture: a bobcat case study. *Population Ecology*, 60 (3), 197-209.

Morin, D.J., Kelly, M.J., Waits, L.P. (2016). Monitoring coyote population dynamics with fecal DNA and spatial capture–recapture. *The Journal of Wildlife Management*, 80 (5), 824-836.

Myhrvold N.P., Baldridge, E., Chan, B., Sivam, D., Freeman, D.L., Ernest, S.K.M (2015). An amniote life-history database to perform comparative analyses with birds, mammals, and reptiles. *Ecology* 96: 3109.

Nash, H.C., Wong, M.H.G., Turvey, S.T. (2016). Using local ecological knowledge to determine status and threats of the Critically Endangered Chinese pangolin (Manis pentadactyla) in Hainan, China. *Biological Conservation* 196: 189-195.

Newing, H. (2011). Conducting Research in Conservation. A Social Science Perspective. Routledge, Oxford, UK. Pp.1-376.

Newton, P., Nguyen, T.V., Roberton, S., Bell, D. (2008). Pangolins in Peril: Using local hunters' knowledge to conserve elusive species in Vietnam. Endangered Species Research 6, 41-53.

Nichols, J.D., Williams, B.K. (2006). Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (2), 668-673.

Nuno, A., St John, F.A.V. (2015). How to ask sensitive questions in conservation: A review of specialised questioning techniques. *Biological Conservation* 189, 5-15.

O'Connell, A.F., Nichols, J.D., Karanth, K.U. (Eds.). (2010). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Science & Business Media.

Pabasara, G. (2016). Assessment of the abundance and habitat preference of Indian pangolin (*Manis crassicaudata*) in Yagirala Forest Reserve: A tropical lowland forest in south-west Sri Lanka.

Pagés, E. (1975). Etude éco-éthologique de Manis tricuspis par radio-tracking. Mammalia 39: 613-641.

Pei, K.J.C. (2010). Ecological study and population monitoring for the Taiwanese pangolin (*Manis pentadactyla pentadactyla*) in Luanshan area, Taitung. Taitung Forest District Office Cons. Res. [in Chinese], Taitung, Taiwan.

Pietersen, D., Jansen, R., Swart, J., Kotze, A. (2016a). A conservation assessment of *Smutsia temminckii*. In: Child, M.F., Roxburgh, L., Do Linh San, E., Raimondo, D., Davies-Mostert, H.T. (Eds.), The Red List of Mammals of South Africa, Swaziland and Lesotho. South African National Biodiversity Institute and Endangered Wildlife Trust, South Africa.

Pietersen, D.W., Symes, C.T., Woodborne, S., McKechnie, A.E., Jansen, R. (2016b). Diet and prey selectivity of the specialist myrmecophage, Temminck's Ground Pangolin. *Journal of Zoology* 298, 198–208.

Pietersen, D.W., McKechnie, A.E., Jansen, R. (2014). Home range, habitat selection and activity patterns of an arid-zone population of Temminck's ground pangolins, *Smutsia temminckii*. *African Zoology*, 49 (2) 265-276.

Phillips, Q., Phillips, K. (2018). Phillips' Field Guide to the Mammals of Borneo and their Ecology. Second Edition. John Beaufoy Publishing, Oxford, UK.

Pocock, R.I. (1924). The External Characters of the Pangolins (Manidae). *Proceedings of Zoological Society of London*, Vol. 94, 707–723.

Richer, R.A., Coulson, I.M., Heath, M.E. (1997). Foraging behaviour and ecology of the Cape pangolin (*Manis temminckii*) in north-western Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 35, 361-369.

Rowcliffe, J.M., Kays, R., Carbone, C., Jansen, P.A. (2013). Clarifying assumptions behind the estimation of animal density from camera trap rates. *The Journal of Wildlife Management.*

Rowcliffe, J.M., Field, J., Turvey, S.T., Carbone, C. (2008). Estimate animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45, 1228-1236.

Royle, J.A., Young, K.V. (2008). A hierarchical model for spatial capture–recapture data. *Ecology*, 89 (8), 2281-2289.

Royle, J.A., Nichols, J.D. (2003). Estimating abundance from repeated presence–absence data or point counts. *Ecology*, 84 (3), 777-790.

Schmidt, B.R. *et al.* (2013). Site occupancy models in the analysis of environmental DNA presence/absence surveys: a case study of an emerging amphibian pathogen. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 646–653

Schnell, I.B., *et al.* (2018). Debugging diversity – a pan-continental exploration of the potential of terrestrial blood-feeding leeches as a vertebrate monitoring tool. *Molecular Ecology Resources* 1-17, DOI: 10.1111/1755-0998.12912.

Schnell, I.B., Sollmann, R., Calvignac-Spencer, S., Siddall, M.E., Yu, D.W., Wilting, A., Gilbert, M.T.P. (2015). iDNA from terrestrial haematophagous leeches as a wildlife surveying and monitoring tool – prospects, pitfalls and avenues to be developed. *Fronters in Zoology* 12:24, 1-14.

Schoppe, S., Alvarado, D. (2016). Movements of the Palawan Pangolin Manis culionensis – Final project report submitted to WRS, KFI-PFTCP, Puerto Princesa City, Palawan, 16pp.

Schoppe, S., Alvarado, D. (2015). Conservation needs of the Palawan Pangolin *Manis culionensis* – Phase II (Extension) – Final scientific and financial report submitted to WRS, KFI-PFTCP, Puerto Princesa City, Palawan, 36pp.

Schoppe, S., Alvarado, D., Luz, S. (In prep, a). Home range and homing of the Palawan Pangolin *Manis culionensis*.

Schoppe, S., Alvarado, D., Luz, S., (In prep, b). First data on the population density of the Palawan Pangolin *Manis culionensis* from Palawan, Philippines.

Scotson, L., Johnston, L.R., Iannarilli, F., Wearn, O.R., Mohd-Azlan, J., Wong, W.M., Gray, T.N.E., Dinata, Y., Suzuki, A., Willard, C.E., Frechette, J., Loken, B., Steinmetz, R., Moßbrucker, A.M., Clements, G.R., Fieberg, J. (2017) Best practices and software for the management and sharing of camera trap data for small and large scales studies. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 3, 158–172.

Sethi, S.A., Cook, G.M., Lemons, P., Wenburg, J. (2014). Guidelines for MSAT and SNP panels that lead to high-quality data for genetic mark–recapture studies. *Canadian Journal of Zoology*, 92 (6), 515-526.

Sollmann, R., Gardner, B., Chandler, R.B., Shindle, D.B., Onorato, D.P., Royle, J.A., O'Connell, A.F. (2013a). Using multiple data sources provides density estimates for endangered Florida panther. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4), 961-968.

Sollmann, R., Mohamed, A., Samejima, H., Wilting, A. (2013b). Risky business or simple solution–Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, 159, 405-412.

Sollmann, R., Gardner, B., Belant, J.L. (2012). How does spatial study design influence density estimates from spatial capture-recapture models? *PLoS One*, 7, e34575.

Stevenson, B.C., Borchers, D., Fewster, R.M. (2018). Cluster capture-recapture to account for identification uncertainty on aerial surveys of animal populations. *Biometrics*. https://doi.org/10.1111/biom.12983.

Sun, N.C.M., Sompud, J., Pei, K.J.C. (2018). Nursing period, behaviour development and growth pattern of a newborn Formosan Pangolin (*Manis pentadactyla pentadactyla*) in the wild. *Tropical Conservation Science*, 11, 1-6.

Sun, C.C., Fuller, A.K., Hare, M.P., Hurst, J. E. (2017). Evaluating population expansion of black bears using spatial capture-recapture. *The Journal of Wildlife Management*, 81 (5), 814-823.

Sun, C.C., Fuller, A.K., Royle, J.A. (2014). Trap configuration and spacing influences parameter estimates in spatial capture-recapture models. *PloS ONE*, *9*(2), e88025.

Sunarto, Sollmann, R., Mohamed, A., Kelly, M.J. (2013). Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. *Raffles Bull Zoology*, 28, 21-42.

Swart, J. (2013). *Smutsia temminckii* Ground pangolin (Temminck's ground pangolin, Cape pangolin). In: *Mammals of Africa Volume 5: Carnivores, Pangolins Equids and Rhinoceroses*, (eds) J. Kingdon and M. Hoffmann, pp. 400–405. Bloomsbury Natural History, London.

Swart, J. (1996). Foraging behaviour of the Cape pangolin *Manis temminckii* in the Sabi Sand Wildtuin. M.Sc. thesis, University of Pretoria, Pretoria, South Africa.

Taberlet, P., Griffin, S., Goossens, B., Questiau, S., Manceau, V., Escaravage, N., ..., Bouvet, J. (1996). Reliable genotyping of samples with very low DNA quantities using PCR. *Nucleic Acids Research*, 24 (16), 3189-3194.

Taberlet, P., Coissac, E., Pompanon, F., Brochmann, C., Willerslev, E. (2012). Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. *Molecular Ecology* 21 (8) 20145-50.

Trageser, T., Ghose, A., Faisal, M., Mro, P., Mro, P. Rahman, S.C. (2017). Pangolin distribution and conservation status in Bangladesh. PLoS ONE 12 (4): e0175450. https://doi.org/10.1371/journal.pone.01754.

Waits, L.P., Paetkau, D. (2005). Noninvasive genetic sampling tools for wildlife biologists: a review of applications and recommendations for accurate data collection. *The Journal of Wildlife Management*, 69 (4), 1419-1433.

Wasser, S.K., Hayward, L.S., Hartman, J., Booth, R.K., Broms, K., Berg, J., Seely, E., Lewis, L., Smith, H. (2012). Using Detection Dogs to Conduct Simultaneous Surveys of Northern Spotted (*Strix occidentalis caurina*) and Barred Owls (*Strix varia*). *PLoS ONE* 7 (8): e42892. doi:10.1371/journal.pone.0042892.

Wasser, S. K., Davenport, B., Ramage, E. R., Hunt, K.E., Parker, M., Clarke, C., Stenhouse, G. (2004). Scat detection dogs in wildlife research and management: application to grizzly and black bears in the Yellowhead Ecosystem, Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82, 475-492.

Wearn, O.R., Rowcliffe, J.M., Carbone, C., Pfeifer, M., Bernard, H., Ewers, R.M. (2017). Mammalian species abundance across a gradient of tropical land-use intensity: a hierarchical multi-species modelling approach. *Biological Conservation*, 212, 162-171.

Wearn, O., Glover-Kapfer, P. (2017). Camera-trapping for Conservation: a Guide to Best-practices. WWF-UK: Woking, UK.

White, G.C., Burnham, K.P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46 (sup1), S120-S139.

Whittington, J., Hebblewhite, M., Chandler, R.B. (2018). Generalized spatial mark–resight models with an application to grizzly bears. *Journal of Applied Ecology*, 55 (1), 157-168.

Whitworth, A.W., Braunholtz, L.D., Huarcaya, R.P., MacLeod, R., Beirne, C. (2016). Out on a limb: arboreal camera traps as an emerging methodology for inventorying elusive rainforest mammals. *Tropical Conservation Science* 9 (2), 675-698.

Willcox, D., Ingram, D.I., … Challender, D.W.S. (In prep.). Evaluating methods for the detection and ecological monitoring of pangolins (Pholidota: Manidae).

Wilson, G., Delahay, R.J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28, 151–164.

Wilson, D.E., Reeder, D.M. (ed.) (2005): Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. Third edition, Vol. 1-2, xxxv + 2142 pp. Baltimore (John Hopkins University Press).

Wilson, A. (1994). Husbandry of pangolins *Manis* spp. *International Zoo Yearbook* 33, 248-251.

Wong, A., Fuller, A.K., Royle, J.A. (2018). Adaptive Sampling for Spatial Capture-Recapture: An efficient sampling scheme for rare or patchily distributed species. *BioRxiv*, 357459.

Woodruff, S.P., Johnson, T.R., Waits, L.P. (2015). Evaluating the interaction of faecal pellet deposition rates and DNA degradation rates to optimize sampling design for DNA-based mark–recapture analysis of Sonoran pronghorn. *Molecular Ecology Resources*, 15 (4), 843-854.

Wu, S.B., Liu, N., Zhang, Y., Ma, G.Z. (2004). Assessment of threatened status of Chinese Pangolin (*Manis pentadactyla*). *Chinese Journal of Applied Environmental Biology* 10, 456-461.

Wu, S.B., Liu, N.F., Ma, G.Z., Xu, Z.R., Chen, H. (2003). Habitat Selection by Chinese Pangolin (*Manis pentadactyla*) in Winter in Dawuling Natural Reserve. *Mammalia* 67 (4), 493-501.

Wu, S.B., Ma, G.Z., Tang, M., Chen, H., Liu, N.F. (2002). The status and conservation strategy of pangolin resource in China. *Journal of Natural Resources* 17 (2), 174-180.

Wultsch, C., Waits, L.P., Hallerman, E.M., Kelly, M.J. (2015). Optimizing collection methods for noninvasive genetic sampling of neotropical felids. *Wildlife Society Bulletin*, 39 (2), 403-412.

Yang, C.W., Chen, S., Chang, C.Y., Lin, M.F., Block, E., Lorensten, R., Chin, J.S.C., Dierenfeld, E.S. (2007). History and Dietary Husbandry of Pangolin in Captivity. *Zoo Biology* 26, 223-230.

Young, S., Rode-Margono, J., Amin, R. (2018). Software to facilitate and streamline camera trap data management: A review. *Ecology and Evolution* 8 (19): 9947–9957.

Zhang, F., Wu, S., Zou, C., Wang, Q., Li, S., Sun, R. (2016). A note on the captive breeding and reproductive parameters of the Chinese pangolin *Manis pentadactyla* Linnaeus, 1758. *ZooKeys* 618, 129-144.

Zhang, F., Wu, S., Yang, L., Zhang, L., Sun, R., Li, S. (2015). Reproductive parameters of the Sunda pangolin, *Manis javanica*. *Folia Zoologica* 64 (2), 129-135.

Zhang, Y. (2008). Conservation and Trade Control of Pangolins in China. Pantel, S., Chin, S.Y. (2008). Proceedings of the Workshop on Trade and Conservation of Pangolins Native to South and Southeast Asia. 30 June – 2nd July, 2008. Singapore, Singapore. Pp.66–74

Zoological Society of London (2017). Sunda Pangolin Monitoring Protocol v.1.0. Zoological Society of London, London, UK.