
Etude de l'occupation des gibbons à joues jaunes (*Nomascus gabriellae*) dans le parc national de Càt Tiên, Vietnam : une approche combinée de la surveillance acoustique passive, des enquêtes au sol et de l'imagerie thermique par drone

Auteur : Eisendrath, Loïc

Promoteur(s) : Brotcorne, Fany; Gazagne, Eva

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2022-2023

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/18043>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**ÉTUDE DE L'OCCUPATION DES GIBBONS À JOUES
JAUNES (*NOMASCUS GABRIELLAE*) DANS LE PARC
NATIONAL DE CÀT TIÊN, VIETNAM : UNE APPROCHE
COMBINÉE DE LA SURVEILLANCE ACOUSTIQUE
PASSIVE, DES ENQUÊTES AU SOL ET DE L'IMAGERIE
THERMIQUE PAR DRONE**

LOÏC EISENDRATH

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

(CO)-PROMOTRICES : GAZAGNE E. (ULIEGE) & BROTCORNE F. (ULIÈGE)

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

**ÉTUDE DE L'OCCUPATION DES GIBBONS À JOUES
JAUNES (*NOMASCUS GABRIELLAE*) DANS LE PARC
NATIONAL DE CÀT TIÊN, VIETNAM : UNE APPROCHE
COMBINÉE DE LA SURVEILLANCE ACOUSTIQUE
PASSIVE, DES ENQUÊTES AU SOL ET DE L'IMAGERIE
THERMIQUE PAR DRONE**

LOÏC EISENDRATH

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2022-2023

(CO)-PROMOTRICES : GAZAGNE E. (ULIEGE) & BROTCORNE F. (ULIÈGE)

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont accompagné dans la réalisation de ce mémoire.

Tout d'abord, je souhaite adresser mes sincères remerciements à ma promotrice, Fany Brotcorne, pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce travail et pour tous ses précieux conseils.

Je souhaite exprimer des remerciements tout particuliers à Eva Gazagne, ma promotrice, pour son accueil exceptionnel au Vietnam et ses conseils précieux. Sa maîtrise du domaine et sa passion pour le travail sur le terrain qu'elle m'a transmises, associées à tous les moments partagés sur le terrain et en dehors, ont été essentiels pour vivre une expérience inoubliable et pour la rédaction d'un mémoire dont je suis fier. Pour toutes ces raisons, je dis CÂM ÒN !

Je remercie M. Monty Arnaud, M. Bastin Jean François, M. Vermeulen Cédric et M. Lhoest Simon pour l'attention qu'ils porteront à ce travail.

Je tiens également à remercier Russell J. Gray pour son accueil dans le parc et son aide dans la compréhension des tests statistiques.

Je suis également reconnaissant envers M. Nguyen Vy pour son aide quant aux démarches administratives, le prêt du matériel et ses conseils concernant leur utilisation, ainsi que pour son accueil au Vietnam.

Je souhaite remercier toutes les personnes au Vietnam ayant participé de près ou de loin à la réalisation de ce projet, et plus particulièrement Chiara Goldblatt, pour tous ces moments partagés là-bas.

Merci au programme ARES pour son financement qui m'a permis de vivre cette expérience enrichissante.

Je remercie également mes amis, avec une pensée chaleureuse envers mes colocataires, et particulièrement à Elena pour son aide précieuse.

Enfin, je tiens à exprimer ma gratitude envers mes parents pour leur soutien indéfectible, pour leurs relectures ainsi que pour nos discussions critiques et constructives sur ce travail, et ma sœur, pour les moments d'études partagés qu'elle a rendus meilleurs.

RÉSUMÉ

Cette étude se concentre sur l'occupation du gibbon à joues jaunes du Sud (*Nomascus gabriellae*), dans le parc national de Căt Tiên au Vietnam, une espèce en danger d'extinction. Afin de comprendre la distribution de l'espèce, nous avons utilisé trois méthodes de suivi : enquêtes acoustiques passives, enquêtes terrestres et enquêtes aériennes par drone avec imagerie thermique.

Les résultats révèlent une répartition uniforme des gibbons dans la partie est du parc, avec des probabilités élevées d'occupation et de détection. Les variables telles que l'habitat, la distance à la route et aux limites du parc n'ont pas montré d'influence significative sur les détections.

Bien que chaque méthode présente ses avantages et ses limites, l'utilisation de capteurs acoustiques autonomes a montré sa supériorité en termes d'efficacité et de potentiel. Ces résultats suggèrent également qu'une enquête acoustique plus vaste, couvrant l'ensemble du parc, y compris sa partie ouest, pourrait encore améliorer notre compréhension de l'occupation de cette espèce emblématique.

En conclusion, nos résultats offrent des perspectives encourageantes pour la conservation des gibbons à joues jaunes à Căt Tiên. Leur présence confirmée par diverses méthodes contribue de manière significative à la compréhension de leur distribution et à l'efficacité des méthodes d'étude utilisées.

ABSTRACT

This study focuses on the occupancy of the Southern Yellow-Cheeked Gibbon (*Nomascus gabriellae*) in Cát Tiên National Park, Vietnam, an endangered species. To comprehend the species' distribution, we employed three monitoring methods: passive acoustic surveys, ground-based surveys, and aerial surveys using drones equipped with thermal imagery.

The results show an homogeneous distribution of gibbons in the eastern part of the park, with high probabilities of occupancy and detection. Variables such as habitat, distance to roads, and park boundaries did not exhibit a significant influence on detections. While each method has its advantages and limitations, the use of autonomous acoustic sensors demonstrated its superiority in terms of efficiency and potential. These findings also imply that a broader acoustic survey encompassing the entire park, including its western region, could further enhance our understanding of the presence of this iconic species.

In conclusion, our results offer promising prospects for the conservation of Southern Yellow-Cheeked Gibbons in Cát Tiên. Their confirmed presence through diverse methods significantly contributes to comprehending their distribution and the effectiveness of the utilized study methods.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
1. Pressions anthropiques : cas de l'Asie du Sud-Est	2
2. Enjeux de conservation	2
3. Les techniques d'inventaires	3
3.1. Les inventaires pédestres	4
3.2. Les inventaires par drone.....	4
3.3. Les inventaires acoustiques	5
4. Modèle d'occupation : Concepts et utilité	6
5. Cas d'étude : Le gibbon à joue jaune du Sud (<i>Nomascus gabriellae</i>)	7
5.1. Phylogénie et distribution géographique.....	7
5.2. Habitat et régime alimentaire et comportement.....	8
5.3. Structure sociale et reproduction	8
5.4. Vocalisations.....	9
5.5. Statut de l'espèce	9
OBJECTIFS	10
MATÉRIEL ET MÉTHODE	12
1. Site d'étude	12
1.1. Emplacement géographique.....	12
1.2. Topographie.....	13
1.3. Climat	14
1.4. Végétation.....	14
1.5. Faune	15
1.6. Pressions anthropiques	16
1.7. Conservation	16
2. Matériel utilisé	16
2.1. Matériel acoustique et paramétrage	16
2.2. Matériel utilisé dans le cadre de l'étude au sol.....	17
2.3. Matériel utilisé pour les vols de drones.....	17
3. Acquisition des données	17
3.1. Acquisition de données via l'utilisation de capteurs acoustiques.....	18
3.1.1. Tests préliminaires	18
3.1.2. Horaire d'enregistrement.....	19
3.1.3. Installation du matériel.....	20

3.1.4. Détection des duos de chant.....	22
3.2. Acquisition de données pédestres	23
3.2.1. Construction du plan d'échantillonnage.....	23
3.3. Acquisition de données aériennes via l'utilisation d'un drone à imagerie thermique	25
4. Analyse des données.....	27
4.1. Traitement des données	27
4.2. Création des modèles d'occupation pour les données acoustiques.....	28
4.2.1. Influences des covariables sur la présence de gibbons.....	28
4.3. Création des modèles d'occupation pour les données pédestres	29
4.3.1. Analyse des transects (1 km)	29
4.3.2. Analyse des demi-transects (0.5 km)	30
RÉSULTATS.....	31
1. Inventaires acoustiques.....	31
1.1. Résultats globaux	31
1.2. Analyse des modèles d'occupation pour l'enquête acoustique	32
1.2.1. Modèle d'occupation initial.....	32
1.2.2. Modèles d'occupation en fonction des paramètres environnementaux.....	32
2. Inventaires pédestres	34
2.1. Résultat globaux.....	34
2.2. Analyse des modèles d'occupation pour l'enquête pédestre	35
2.2.1. Évaluation de l'effort d'enquête	35
2.2.2. Variabilité des sites	35
2.2.3. Estimation de la probabilité de détection	36
2.2.4. Régression logistique de la variable temps.....	37
3. Inventaires aériens.....	38
DISCUSSION	39
1. Occupation des gibbons à joues jaunes (<i>Nomascus gabriellae</i>) dans le parc national de Càt Tiên	39
1.1. Une répartition homogène des détections dans le PNCT	39
1.2. Facteurs influençant la présence des gibbons.....	40
1.2.1. Les zones d'activités humaines ont-elles une influence sur la présence des Nomascus gabriellae (H1 et H2) ?.....	40
1.2.2. La qualité de l'habitat a-t-elle une influence positive sur la présence de Nomascus gabriellae ? (H3)	42
2. Efficacité des différentes méthodes de suivi.....	43
3. Recommandations et perspectives.....	48

CONCLUSION	49
ANNEXES	50
BIBLIOGRAPHIE	58

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Photographie d'une famille de gibbons à joue jaune du Sud avec (de la droite vers la gauche) un jeune, la femelle et le mâle (extrait de www.species360.org)	9
Figure 2 : Parc National de Cat Tien et zone tampon correspondante localisés au Sud du Vietnam (figure adaptée de Kenyon, 2007).....	12
Figure 3 : Carte du PNCT mettant en évidence la partie Est du parc dans laquelle s'est déroulé l'étude.....	13
Figure 4 : Carte du type de végétation observable dans l'ensemble de la partie Nam Cat Tien du CTNP (2022).....	15
Figure 5 : Positionnement des trois capteurs acoustiques déployés pour les tests préliminaires de distances	19
Figure 6 : Carte de l'emplacement des 39 capteurs acoustiques déployés dans la partie Est du PNCT	21
Figure 7 : Photographie d'un SM4 et d'un SM2 déployés sur le terrain dans le PNCT et protégé par un caisse de métal	22
Figure 8 : Spectrogramme d'un duo de chant de gibbon à joue jaune enregistré le 24/03/23 dans le PNCT avec un SM3	22
Figure 9 : Carte illustrant l'emplacement des différents transects parcourus pour l'enquête pédestre sur l'occupation des gibbons à joues jaunes dans le CTNP.....	24
Figure 10 : Photo d'un gibbon à joues jaunes du sud (<i>Nomascus gabriellae</i>) capturé avec le drone à imagerie thermique lors des survols des sites dortoirs (extrait de Gazagne et al., 2023)	26
Figure 11 : Carte représentant les 39 emplacements des capteurs acoustiques avec leur taille variant en fonction du nombre de matinée avec enregistrement d'au moins un cri de gibbons sur un total de 6 matins d'enquête.....	31
Figure 12 : Test de corrélation entre les variables « Distance à la limite du PNCT » et « Distance à la route » (par rapport à l'emplacement des capteurs acoustiques).	33
Figure 13 : Localisation des détections de groupes de <i>Nomascus gabriellae</i> lors des relevés pédestres avec le nombre d'individus identifiés, mis en relation avec les types d'habitats.	34
Figure 14 : Probabilité de détection gibbons (<i>Nomascus gabriellae</i>) en fonction de l'effort d'enquête (en minutes) sur la base du modèle temporel ($\psi \sim 1, P \sim \text{Temps}$) appliqué aux (a) transects de 1 km de long et (b) transects de 500 m de long.	38

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Résultats des modèles d'occupation prédisant l'occupation et la probabilité de détection pour les gibbons à joues jaunes du sud pour l'enquête acoustique	32
Tableau 2 : Résultats des modèles d'occupation prédisant l'occupation et la probabilité de détection des gibbons pour les enquêtes pédestres.....	36
Tableau 3 : Probabilité d'occupation (Ψ) et de détection (P) du modèle « Temps » ($\psi \sim 1, P \sim$ Temps) pour les différentes catégories temporelles définies.....	37
Tableau 4 : Aperçu de la manière dont l'observation humaine le long de transects linéaires, les drones équipés de caméra infrarouge et les capteurs acoustiques passifs répondent aux attentes en lien avec la détection des <i>Nomascus gabriellae</i> dans notre site d'étude	45

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 : Revue de littérature complémentaire sur les principales pressions anthropiques touchant l'Asie du Sud-Est.....	50
Annexe 2 : Répartition des différentes espèces de gibbons au Vietnam et précisions sur la répartition du <i>Nomascus gabriellae</i>	51
Annexe 3 : Exemple du paramétrage d'un capteur acoustique, modèle SM3, via le logiciel SM3 Configurator en avril.....	52
Annexe 4 : Explication de la méthode et localisation des points d'écoutes pour la détection des gibbons à joues jaunes dans le PNCT et cartes représentant l'emplacement et le nombre maximum de groupes détectés (nombre variant entre 1 et 6 groupes) pendant les 3 jours d'échantillonnage aux points d'écoute (N=22).....	53
Annexe 5 : Historique de détection des capteurs acoustiques. La dernière colonne nous renseigne sur le nombre total d'occurrences comprenant une détection par site d'étude.	54
Annexe 8 : Résumé des détections totales d'individus (Nb_ind) et de groupes (Nb_grp) obtenues grâce à l'enquête pedestre et l'enquête aérienne.	57

ABBREVIATIONS

AIC : Critère d'Information d'Akaike

AICwt : Poids relatif d'AIC

ARU : Autonomous Recording Units

CR : En danger Critique d'extinction

CTNP : Cat Tien National Park

EN : En danger d'extinction

FAO : *Food and Agriculture Organization of the United Nation*

GPS : Global Positioning System

PAM : Passive Acoustic Monitoring

IKA : Indice Kilométrique d'Abondance

IPBES : *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Service*

PNCT : Parc National de Cat Tien

TIR : Thermal Infrared Camera

SD : Standard Deviation

SM2 : Song Meter 2

SM3 : Song Meter 3

SM4 : Song Meter 4

UAV : Uncrewed Aerial Vehicle

UICN : *Union Internationale pour la Conservation de la Nature*

ULM : Avion Ultra Léger Motorisé

VU : Vulnérable

INTRODUCTION

Le monde est confronté à une nouvelle crise d'extinction majeure, largement reconnue par la communauté scientifique sous le nom de « sixième extinction de masse » (Dirzo et Raven, 2003). Cette crise est également désignée par le terme « défaunation », en référence à son équivalent « déforestation », bien que sa reconnaissance et son impact ne soient pas encore aussi prédominants. La défaunation implique la disparition des espèces et des populations d'animaux sauvages, ainsi que le déclin local de l'abondance d'individus (Dirzo et al., 2014). Selon le rapport d'expert de l'IPBES de 2021, la perte de biodiversité est sans précédent : environ 77% des terres (hors Antarctique) et 87% de la superficie des océans ont été modifiés par les effets directs de l'activité humaine. On estime que ces changements ont entraîné la disparition de 83% de la biomasse des mammifères terrestres et de la moitié de celle des plantes depuis l'émergence de la civilisation humaine (Pörtner et al., 2021). Tout comme les cinq crises d'extinctions précédentes, la sixième crise n'épargne aucun groupe taxonomique, mais elle affecte de manière sélective certaines régions du monde et certains groupes d'espèces (M. Cardillo et al., 2008 ; Dirzo et al., 2014). Les régions tropicales sont particulièrement touchées par cette crise (Dirzo et Raven, 2003 ; Jenkins et al., 2013 ; Dirzo et al., 2014). Les principaux facteurs causant le déclin immédiat de la biodiversité sont connus depuis longtemps et restent néanmoins omniprésents, ils sont même pour la plupart en augmentation au cours des dernières décennies (Butchart et al., 2010 ; Dirzo et al., 2014). On peut ainsi citer la destruction des habitats, la surexploitation des ressources naturelles ou encore la propagation d'espèces envahissantes. Outre ces dernières, de nouvelles menaces sont apparues au cours des dernières décennies avec pour exemple le dérèglement climatique, qui occupe dorénavant une place importante en concurrençant la destruction des habitats comme principale cause de la défaunation (Sala et al., 2000 ; Dirzo et al., 2014). L'émergence de nouvelles maladies causées par des pathogènes transmis par l'homme représente également une menace pour les écosystèmes (Smith et al., 2006).

1. Pressions anthropiques : cas de l'Asie du Sud-Est

Parmi les régions les plus touchées par ce déclin de biodiversité, on peut citer l'Asie du Sud-Est (Sodhi et al., 2004). Cela est notamment dû à la surpopulation humaine qui touche ces régions et les pressions qui en découlent, affectant directement ou indirectement la biodiversité (Annexe 1). Les taux de déforestation dans le sud-est de l'Asie sont parmi les plus élevés au monde. La plantation d'arbres sous forme de monoculture reste néanmoins la menace la plus imminente, avec pour certains pays des taux alarmants de déforestation avec la moitié de leur couverture forestière d'origine transformée (Hughes, 2017 ; Estrada et al., 2017). La chasse et le commerce d'espèces animales protégées représentent eux aussi une menace importante car, en plus de l'alimentation, cette chasse est destinée à la médecine mais aussi à l'ornementation. Enfin, il est essentiel de tenir compte des autres dangers telles que la création de routes qui fragmentent le paysage, les rejets de métaux lourds dans l'environnement, le drainage des sols humides, la pollution, les incendies et la propagation d'espèces envahissantes (Hughes, 2017 ; Sodhi et al., 2010).

2. Enjeux de conservation

Dans le but de réduire les menaces pesant sur la faune et sur la biodiversité en général, différentes stratégies de conservation sont mises en place. L'une de ces stratégies essentielles consiste à définir des espaces de protection. La mise en place de ces espaces passe par la définition des habitats de ces espèces, l'identification de leur degré de vulnérabilité et la caractérisation des pressions anthropiques qui les menacent (Jenkins et al., 2013). L'augmentation démographique dans les tropiques (Wright, 2005) associées au besoin croissant d'exploiter ces forêts pour leurs ressources réduira considérablement les espaces de forêt et biodiversité isolés sur terre. Par conséquent, une des solutions les plus évidentes afin de les protéger reste la protection de ces espaces et une gestion intelligente et efficace de ces derniers (Corlett et Primack, 2008 ; Sodhi et al., 2010 ; Turner et al., 2016). La création de nouveaux parcs est une première étape, mais il est important de savoir les entretenir et les gérer correctement (Inogwabini et al., 2005).

Afin d'élaborer des mesures de conservation adaptées, la réalisation d'inventaires et de suivis de la faune est une solution efficace. Ces inventaires ont pour objectif de connaître

l'évolution de l'abondance des populations animales au sein des parcs et à mieux comprendre leur répartition géographique (Mathot et Doucet, 2006).

3. Les techniques d'inventaires

L'introduction de nouvelles technologies ouvre de nouvelles opportunités en termes de recherche et de gestion de la biodiversité (Hodgson et al., 2018 ; Pimm et al., 2015 ; Sugai et al., 2019 ; Estrada et al., 2017). Les méthodes de suivi des espèces menacées qui minimisent les perturbations, les ressources et la main-d'œuvre nécessaire, tout en réduisant le risque de transmission de maladies, sont devenues indispensables (Piel et al., 2022 ; Gazagne et al., 2021). Parmi les différentes techniques d'inventaires et de suivi de la faune utilisées, on peut citer :

1. Les inventaires pédestres, tels que le *Distance sampling* (Maréchal et al., 2013), largement utilisé en forêt tropicale (Mathot et Doucet, 2006).
2. Les inventaires par pièges photographiques, qui offrent un échantillonnage continu et sont particulièrement utiles dans des zones difficiles d'accès (Trolliet et al., 2014), y compris les forêts tropicales (Fonteyn et al., 2019).
3. Les inventaires aériens avec utilisation d'un avion ou de véhicules aériens sans pilote (UAV), appelé « drones » (Spaan et al., 2019), utilisés pour le suivi de la grande faune mammalienne (Linchant et al., 2014 ; Linchant et al., 2015 ; Lisein et al., 2012 ; Bouché, 2008).
4. Les enregistreurs acoustiques, une méthode d'inventaire de plus en plus populaire (Kidney et al., 2016 ; Sugai et al., 2019). Les enregistreurs acoustiques ont l'avantage de minimiser les perturbations anthropiques mais ne visent que les espèces productrices de sons comme les oiseaux, les primates, les anoues, les chauves-souris et bien d'autres (Rhinehart et al., 2020).
5. L'échantillonnage génétique, une nouvelle technique en cours de développement, adaptée aux espèces rares, nocturnes ou discrètes (Arandjelovic et al., 2018 ; Maréchal et al., 2013).

Dans le cadre de ce travail de fin d'études, nous allons nous intéresser à ces techniques d'inventaire, en nous focalisant sur l'inventaire pédestre, aérien et acoustique dans le but de réaliser un modèle d'occupation à saison unique des gibbons à joues jaunes du sud (*Nomascus gabriellae*) du parc national de Cat Tien (PNCT) au Vietnam.

3.1. Les inventaires pédestres

Les méthodes traditionnelles d'inventaire pédestre, comme le « Distance Sampling » et la marche de reconnaissance (ou « recce »), restent couramment utilisées pour évaluer les populations animales dans les forêts denses en Afrique centrale (Maréchal et al., 2013 ; Mathot et Doucet, 2006).

La marche de reconnaissance repose sur l'observation directe de la faune ou la collecte de traces d'activité (empreintes, nids, excréments, etc.) en suivant des pistes existantes. Les données sont converties en "indices kilométriques d'abondance" (IKA), indiquant le nombre d'observations par kilomètre (Maréchal et al., 2013). Cette méthode est économique et souvent utilisée pour familiariser les observateurs avec l'environnement. Elle est aussi utilisée pour obtenir des informations sur la distribution spatiale des espèces, pour la conservation notamment (Maréchal et al., 2008 ; Ancrenaz et al., 2008).

À l'inverse, le « Distance Sampling » se base uniquement sur les indices de présence tels que les excréments ou les nids (pour les grands singes). Cette méthode est généralement appliquée le long de transects linéaires. En parcourant ces derniers, l'observateur recense tous les indices de présence observés le long du lagon et en mesurant la distance perpendiculaire de chaque indice par rapport à ce dernier. Cette méthode est utilisée en conservation car elle permet d'estimer la densité et l'abondance des populations ciblées (Ancrenaz et al., 2008).

3.2. Les inventaires par drone

Dans le cadre des inventaires aériens, les drones ont gagné en popularité pour obtenir des données sur les animaux et sur leurs habitats. Ils sont généralement équipés de caméras standards à spectre visuel et ont l'avantage de parcourir des distances importantes en un temps réduit par rapport aux méthodes traditionnelles. Dans certaines études, plus rares, les drones sont aussi utilisés pour calculer la densité d'une population animale (Wich et al., 2015). Les caméras standards à spectre visuel utilisées fournissent de bons résultats, mais elles présentent certaines limites (Longmore et al., 2017). La largeur limitée du spectre visuel (entre 0,39-0,7 μm) rend la différenciation des objets difficile lors du traitement informatique des images. De plus, ces caméras fonctionnant mieux le jour, le suivi et la surveillance d'espèces nocturnes, sont difficiles, voire impossibles. C'est pourquoi les caméras infrarouges thermiques (TIR), qui utilisent une partie différente du spectre électromagnétique (8-13,5 μm), ont récemment été

utilisées pour détecter certaines espèces animales (Gazagne et al., 2023 ; Kays et al., 2019 ; Spaan et al., 2019 ; Zhang et al., 2020 ; Estrada et al., 2017).

L'utilisation de l'imagerie thermique pour détecter la faune est depuis longtemps considérée comme un outil potentiel (Croon et al., 1968), mais le coût et l'incapacité de détection des animaux sous les couverts forestiers ont freiné sa popularisation. Cependant, les avancées technologiques dans les capteurs infrarouges thermiques, leur miniaturisation et leur baisse de coût ont renouvelé l'intérêt pour cette technologie dans le cadre des inventaires fauniques (Kays et al., 2019). Plusieurs études ont adopté l'imagerie thermique et ont montré que les animaux sont généralement plus facilement détectables lorsque l'environnement de fond est frais, notamment la nuit ou tôt le matin (Witzuk et al., 2018). L'utilisation de drone à imagerie thermique s'est récemment avérée capable de surveiller des primates arboricoles avec des estimations de taille de groupe similaire et une probabilité de détection accrue en comparaison à la surveillance visuelle standard (Burke et al., 2019a ; Estrada et al., 2017 ; Kays et al., 2019 ; Piel et al., 2022 ; Spaan et al., 2019 ; Wearn et al., 2023 ; Zhang et al., 2020). Cependant, elle présente tout de même certaines limites dans l'identification des individus, la détermination de l'âge ou encore dans la distinction de groupes d'animaux rapprochés, comme une mère et son petit par exemple. De plus, Kays et al., affirment que les enquêtes au sol sont plus efficaces pour compter les singes que celles utilisant les drones, car la végétation dense de la canopée peut masquer les individus se trouvant dans les couches inférieures de la végétation.

Selon Kays et al., il est possible que les drones volant à haute altitude soient moins perturbants pour les animaux que les suivis employant des méthodes traditionnelles au sol. Ces derniers suggèrent que les drones équipés de caméras à imageries thermiques sont moins dérangeants pour les espèces nocturnes que les méthodes traditionnelles utilisant des éclairages constants. Néanmoins, les enquêtes par drone sont limitées par la durée de vie de la batterie, qui est généralement d'environ 30 minutes ainsi que par la portée du signal de réception (Chabot et Bird, 2015 ; Kays et al., 2019).

3.3. Les inventaires acoustiques

L'utilisation d'appareils acoustiques autonomes ou Passive Acoustic Monitoring (PAM) pour la réalisation d'inventaire faunique, s'applique principalement aux espèces productrices de sons (Piel et al., 2022). Cette méthode de acoustique utilise des capteurs ou « Autonomous Recording Units » (ARUs) pour enregistrer les sons émis par une espèce cible.

L'utilisation du PAM pour étudier les écosystèmes terrestres a débuté dans les années 1990, et a connu une augmentation croissante au cours des décennies suivantes (Sugai et al., 2019). Cette technologie a été utilisée avec succès pour étudier les mammifères marins, les chauves-souris, les oiseaux, les anoues, les insectes, les primates et bien d'autres (Vu et al., 2019).

Le PAM présente plusieurs avantages significatifs par rapport aux autres méthodes de suivi mentionnées précédemment (Marques et al. 2013). Tout d'abord, les animaux émettant des sons forts et fréquents peuvent être détectés à des distances plus importantes à l'aide des capteurs acoustiques qu'avec d'autres méthodes. Deuxièmement, contrairement aux suivis visuels, les méthodes acoustiques passives peuvent être réalisées dans toutes les conditions d'éclairage et de visibilité (jours, nuit ou brouillard). Cependant, le traitement et l'analyse de grandes quantités de données acoustiques peuvent être un défi, surtout pour les études étendues sur une large période ou une vaste zone géographique (Browning et al., 2017). Malgré tout, les progrès récents dans le développement d'algorithmes automatisés facilitent de plus en plus l'analyse de ces grandes quantités de données (Marques et al., 2013 ; Rhinehart et al., 2020).

Bien que cette technologie est souvent considérée comme coûteuse et difficilement accessible, de nouvelles technologies d'enregistrement acoustique à distance, moins onéreuses mais tout aussi efficaces, sont en développement, ce qui rend le PAM de plus en plus compétitif (Sugai et al., 2019). Darras et al., (2019) ont montré que les ARUs sont globalement plus rentables que les observateurs humains pour les suivis à grande échelle et à haute résolution de la faune, avec des performances comparables voire supérieures dans de nombreux cas.

4. Modèle d'occupation : Concepts et utilité

Le modèle d'occupation, au cœur de nombreuses études en écologie et en conservation, constitue un outil statistique essentiel pour comprendre la présence et la distribution des espèces dans leur environnement (Guillera-Arroita et al., 2010 ; Gazagne et al., 2023). Le modèle d'occupation se fonde sur le principe fondamental que la détection d'une espèce ne peut pas toujours être garantie, même si elle est présente dans un lieu donné (MacKenzie et al., 2002). Ceci peut être dû à une variété de facteurs, tels que des conditions météorologiques défavorables, le comportement discret de l'espèce ou la compétence des observateurs. Par conséquent, il est essentiel de tenir compte de cette incertitude lors de l'estimation de la distribution des espèces (MacKenzie et Royle, 2005).

Ce modèle se concentre sur deux composantes interdépendantes : la probabilité d'occupation (probabilité qu'une espèce soit présente dans un lieu) et la probabilité de détection (probabilité qu'une espèce soit détectée si elle est présente). En prenant en compte ces deux aspects, le modèle d'occupation offre une estimation plus réaliste de la distribution des espèces, en tenant compte des biais de détection potentiels (Guisan et al., 2000).

Dans le contexte de notre travail, l'utilisation du modèle d'occupation présente plusieurs avantages. Premièrement, il nous permet de dépasser les limites des méthodes traditionnelles d'analyse des données d'enquêtes pédestres en tenant compte de l'effort de recherche déployé pour détecter une espèce (Gazagne et al., 2023). De plus, il nous permet d'explorer comment certaines caractéristiques environnementales et d'autres facteurs peuvent influencer la présence et la détection d'une espèce. L'emploi du modèle d'occupation constitue une approche relativement nouvelle, notamment lorsqu'il est appliqué aux données acoustiques et plus particulièrement aux primates.

Les modèles d'occupation peuvent être adaptés à des ensembles de données couvrant plusieurs saisons (MacKenzie et al., 2017 ; Devarajan et al., 2020) ou à une seule saison (Doser et al., 2022 ; Kalan et al., 2015). Les principaux postulats qui sous-tendent l'adaptation d'un modèle d'occupation à une saison unique, comme dans notre étude, comprennent la considération d'une population fermée pendant la période d'étude, ce qui est fréquent chez les primates territoriaux comme les gibbons à joues jaunes (Kalan et al., 2015).

Pour conclure, le modèle d'occupation est un outil statistique qui nous permet de mieux comprendre la présence et la distribution de l'espèce cible dans notre étude. En intégrant les incertitudes liées à la détection, ainsi que les effets de variables environnementales, il nous permet d'obtenir des estimations plus précises et d'approfondir notre compréhension des interactions entre les espèces et leur environnement.

5. Cas d'étude : Le gibbon à joue jaune du Sud (*Nomascus gabriellae*)

5.1. Phylogénie et distribution géographique

Les gibbons sont des espèces de primate appartenant à la famille des Hylobatidés. Le gibbon à joue jaune du Sud ou *Nomascus gabriellae* est originaire d'Indochine. De nos jours, sa distribution géographique a considérablement diminué et se limite désormais au sud du Vietnam et à l'Est du Cambodge (Duc et al., 2010) (Annexe 2). Plusieurs parcs nationaux, tel

que le PNCT dans lequel se déroulera notre étude, déploient des efforts de conservation importants pour protéger cette espèce (Duc et al., 2010).

5.2. Habitat et régime alimentaire et comportement

Le gibbon à joue jaune privilégie les forêts tropicales sempervirentes et semi-sempervirentes (Kenyon, 2007). Frugivores, Bach et al. (2017) ont étudié leur régime alimentaire au PNCT, et constaté que les gibbons se nourrissaient principalement de fruits (43%), suivi de feuilles (38%), de fleurs (11%) et d'autres parties de plantes (<1%).

Espèce diurne, les *Nomascus gabriellae* ont un comportement matinal actif en commençant leurs activités quotidiennes très tôt le matin, juste avant l'aube. Ils ont tendance à être moins actifs dans l'après-midi, terminant leurs activités quotidiennes en sélectionnant leurs sites dorts aussi relativement tôt, vers 16h45 (Bach et al., 2017). Les gibbons sont des primates exclusivement arboricoles qui se déplacent en se balançant d'une branche à l'autre, une caractéristique connue sous le nom de brachiation. Plusieurs études ont essayé de caractériser le comportement de cette espèce de gibbon mais il s'avère que ces derniers sont difficilement observables et discrets. Néanmoins, grâce aux notes de Traeholt (2005) et de Kenyon (2007), on sait que les gibbons du PNCT occupent un territoire de moins de 30 hectares en forêt tropicale sempervirente. Ce territoire peut être étendu jusqu'à 100 ha en forêt de bambou.

5.3. Structure sociale et reproduction

Ces animaux vivent en groupes familiaux monogames de 5 à 7 individus en moyenne et sont considérés comme territoriaux (UICN, 2015). Le mâle et la femelle se différencient aisément de par leur dimorphisme sexuel (Figure 1). En effet, le mâle est principalement de couleur noire avec des joues jaunes tandis que la femelle est de couleur beige avec une bande longitudinale noire sur le haut de la tête. Il n'y a pas de saison de reproduction particulière pour les gibbons qui peut durer toute l'année. En revanche, ils donnent naissance à leur progéniture par intervalle de deux à trois ans environ, après une gestation d'environ 7 mois. Le jeune reste

attaché au groupe familial parental jusqu'à l'âge de 6 à 8 ans, âge de la maturité sexuelle chez les gibbons (Geissmann, 1993).



Figure 1 : Photographie d'une famille de gibbons à joue jaune du Sud avec (de la droite vers la gauche) un jeune, la femelle et le mâle.

5.4. Vocalisations

Les gibbons sont réputés pour leurs vocalisations élaborées, spécifiques à leur espèce et à leur sexe (Geissmann, 1993). Ces chants sont généralement émis en duo par le couple dominant et peuvent être entendus jusqu'à 1 ou 2 kilomètres dans des conditions favorables (<https://www.scr-acoustic.com/>, 26/03/2023). Dans le PNCT, Kenyon (2007) a estimé que les chants des gibbons *Nomascus gabriellae* pouvaient être entendus jusqu'à 1 kilomètre en saison sèche et 700 mètres en saison des pluies. Ce dernier chiffre a été confirmé par une étude menée en 2019 par Vu et al. dans le parc. Il a été observé que les chants émis par les gibbons du genre *Nomascus* diffèrent significativement entre les mâles et les femelles (Traeholt, 2005). Bien que le répertoire de notes entre les sexes se chevauche chez la plupart des espèces de gibbons, chez les femelles de ce genre, les contributions aux chants consistent en une série de hululement, appelés « grands appels » ou « great calls » en anglais, composés donc uniquement de notes spécifiques au sexe féminin. De son côté, le mâle produit des chants courts spécifiques, appelés « codas ». Les « great calls » se répètent en moyenne toutes les deux minutes et cet enchaînement peut durer entre 5 et 15 minutes (<https://www.scr-acoustic.com/>, 26/03/2023), pouvant atteindre parfois 30 minutes (Geissmann, 1993).

5.5. Statut de l'espèce

Le *Nomascus gabriellae* est l'espèce de gibbon la plus représentée au Vietnam (Rawson et al., 2011), mais ça ne l'empêche pas d'être repris sur la liste rouge de l'UICN comme espèce

en danger d'extinction (Rawson et al, 2020). La principale menace pour cette espèce au Vietnam est la chasse pour le commerce des animaux de compagnie, où les progénitures sont ciblées et les mères souvent abattues, mettant en danger la survie de l'espèce qui possède un faible taux de reproduction (Rawson et al., 2011, Harrison et al., 2016; Estrada et al., 2017).

La perte de leur habitat et la dégradation des forêts au profit de l'agriculture représente aussi une menace bien présente pour *Nomascus gabriellae* (Almeida-Rocha et al., 2017 ; Rawson et al., 2020). En effet, la réduction et la fragmentation de leur territoire ainsi que la diminution des ressources alimentaires sont les résultats d'une exploitation légale ou illégale de la forêt (Almeida-Rocha et al., 2017). Enfin, ces menaces sont accentuées par la dégradation de l'habitat causé par les défoliants pulvérisés en grandes quantités pendant la guerre du Vietnam (Rawson et al., 2011).

OBJECTIFS

Le présent travail de fin d'études vise à étudier l'occupation du gibbon à joues jaunes (*Nomascus gabriellae*) dans le parc national de Cat Tien, au Vietnam, en utilisant une approche combinée. Nous mettrons en œuvre un suivi acoustique passif, des enquêtes au sol et une enquête aérienne par drone équipé d'une caméra à imagerie thermique pour évaluer l'efficacité et la pertinence de chaque méthode de suivi.

Les objectifs principaux de cette étude sont donc de (1) estimer la distribution des gibbons à joues jaunes du Sud (*Nomascus gabrielleae*) dans la zone d'étude en utilisant un modèle d'occupation qui prendra en compte des variables environnementales telles que le type d'habitat et la distance par rapport aux limites du parc et à la route principale et de (2) comparer l'efficacité et la fiabilité des trois méthodes de suivi dans la détection de cette espèce.

Pour atteindre ces objectifs, nous formulons plusieurs hypothèses de travail. Tout d'abord, nous supposons que les gibbons à joues jaunes préféreront occuper les zones du parc national les mieux préservées (Kenyon, 2007 ; Vu et al., 2019 ; Vu et al., 2018). Par conséquent, les zones proches des routes ou des habitations montreront une plus faible présence de gibbons à joues jaunes en raison des perturbations humaines telles que le braconnage, la déforestation ou la fragmentation des habitats (H1). En revanche, les zones éloignées des activités humaines comme le centre du parc afficheront une plus grande présence de gibbons en raison d'un moindre niveau de perturbation (H2).

Dans ce travail, nous formulons aussi une hypothèse sur l'influence des caractéristiques paysagères (H3). En raison de leur écologie arboricole, ces primates dépendent des habitats forestiers denses et diversifiés pour leurs déplacements et leurs activités quotidiennes (Cheyne et al., 2016 ; Gray et al., 2010 ; Kenyon, 2007 ; Phoonjampa et al., 2011). Une corrélation positive entre la présence de gibbons et les zones de forêt plus riches par rapport aux habitats pauvres (forêt de bambous, mixtes, sempervirentes pauvres) est attendue.

En ce qui concerne la comparaison des trois méthodes de suivi, nous formulons l'hypothèse que les techniques de Passive Acoustic Monitoring (PAM) seront plus efficaces pour détecter les gibbons à joues jaunes que les méthodes d'enquête aérienne ou terrestre (H4). Cette hypothèse est basée sur la nature vocale des gibbons, qui sont réputés pour leurs vocalisations élaborées et spécifiques à l'espèce. Les PAM permettent une détection non-invasive des appels de gibbons sur de grandes distances, ce qui pourrait favoriser une détection plus fiable par rapport aux enquêtes aériennes ou terrestres qui peuvent être limitées par la visibilité et la portée de détection.

Tout au long de notre étude, nous accorderons une attention particulière à minimiser toute perturbation pour les gibbons, en adoptant des approches non-invasives, respectueuses de leur habitat et de leurs comportements naturels.

Le but de ce travail est également de contribuer à la conservation des gibbons à joues jaunes en recommandant la méthode de suivi la plus appropriée pour des futurs programmes de conservation dans le PNCT. En évaluant également les aspects économiques de chaque méthode, et les coûts associés à leur mise en œuvre, nous pourrons fournir des informations utiles aux gestionnaires du parc et aux organismes de conservation pour élaborer des stratégies de protection efficaces et durables.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

1. Site d'étude

1.1. Emplacement géographique

Le parc national de Cat Tien ($11^{\circ}21' - 11^{\circ}48'N$, $107^{\circ}10' - 107^{\circ}34'E$) se situe dans le sud du Vietnam, à environ 150 km au nord d'Ho Chi Minh, et couvre une superficie de 73 878 hectares. A l'origine, le parc était divisé en trois secteurs distincts situés dans trois provinces différentes: le secteur Nam Cat Tien dans la province de Dong Nai, le secteur Tay Cat Tien dans la province de Binh Phouc, et le secteur Cat Loc dans la province de Lam Dong. En 1998, ces trois secteurs ont été regroupés afin de créer l'actuel PNCT, avec deux secteurs principaux non contigus : Nam Cat Tien (43 243 ha) au Sud et Cat Loc (30 635 ha) au Nord (Figure 2). Ces deux secteurs sont séparés par une zone agricole densément peuplée d'environ 10 km. Aujourd'hui, l'ensemble du parc est placé sous la gestion du gouvernement vietnamien, précisément le ministère de l'agriculture et du développement rural.

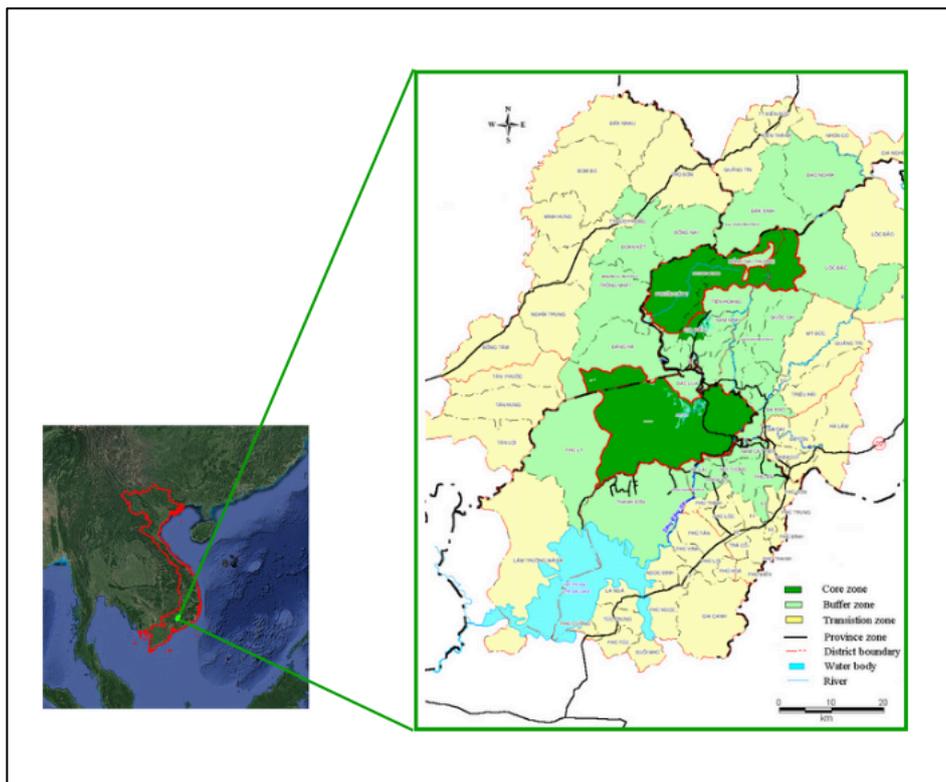


Figure 2 : Parc National de Cat Tien et zone tampon correspondante localisés au Sud du Vietnam (figure adaptée de Kenyon, 2007)

Dans le cadre de cette étude, nous nous sommes concentrés sur la région Est du PNCP (Figure 3), plus précisément sur la zone de Nam Cat Tien. Le secteur est relativement plat avec quelques collines et un point culminant à 372 m d'altitude. La zone accueille aussi un complexe de zones humides autour du lac de Bau Sau.

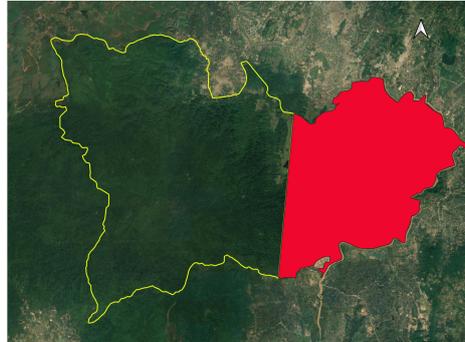


Figure 3 : Carte du PNCT mettant en évidence la partie Est du parc dans laquelle s'est déroulé l'étude.

La décision de se focaliser sur la zone Est du parc a été motivée par plusieurs raisons. Tout d'abord, les études antérieures menées par Kenyon (2007) et Vu et al., (2019) ont déjà démontré que cette partie du parc abrite la plus grande densité de gibbons à joues jaunes. L'accessibilité de la partie Est a également été prise en compte dans notre décision. La zone Ouest, beaucoup plus grande (31,354 ha contre 13,949 ha pour la zone Est) et principalement couverte de forêts pauvres et de bambous, aurait été beaucoup plus difficile à échantillonner dans son intégralité. En privilégiant la partie Est, nous avons pu optimiser nos efforts de terrain et comparer différentes méthodes d'inventaire en un temps restreint. La topographie plane de la zone et la présence préexistante de transects avait déjà conduit à la décision d'y réaliser les enquêtes aériennes et pédestres.

1.2. Topographie

Le parc national de Cat Tien a la particularité de se trouver dans une zone de transition géologique entre les Haut Plateaux du centre du Vietnam et les plaines du Sud. L'altitude du parc décroît donc du nord vers le sud ainsi que de l'ouest vers l'est. La région du nord-est dominée par la présence de petites collines (entre 200 et 600 m), tandis que la zone étudiée, au sud, est relativement plate avec une altitude d'environ 200 à 300 m. La région est traversée par une rivière alimentant le lac de Bau Sau, et du fleuve Dong Nai qui contourne l'est de Nam Cat

Tien. Autour de ce dernier, l'altitude ne dépasse pas les 130 m, ce qui rend la zone susceptible aux inondations en saison des pluies (Kenyon, 2007).

1.3. Climat

Le parc national de Cat Tien est caractérisé par un climat tropical et plus particulièrement un climat de mousson. On retrouve donc deux grandes saisons au cours de l'année, une saison sèche et une saison des pluies. Habituellement, la saison des pluies commence en mai et se termine en octobre pour ensuite laisser place à la saison sèche de novembre à avril de l'année suivante.

1.4. Végétation

La partie Est du PNCT est la plus préservée et abrite une riche biodiversité. Cette situation n'est pas généralisée dans tout le parc, car celui-ci a subi de fortes dégradations par le passé (Kenyon, 2007). La partie Ouest de Cat Tien est particulièrement affectée par la dégradation, tandis que notre partie Est présente des signes de régénération. Les zones humides autour du lac de Bau Sau comprennent des prairies inondables en saison des pluies, ainsi que des forêts marécageuses.

Aujourd'hui, environ la moitié de la surface forestière du parc a été remplacée progressivement par des zones de bambous provenant de champs agricoles anciennement exploités. Le reste (environ 50%), est couvert de forêt sempervirente, semi-sempervirente ou de forêts mixtes. Néanmoins, ces forêts ont été exploitées sélectivement, ce qui a réduit la diversité des espèces présentes (Kenyon, 2007). Les essences principales que l'on peut observer au sein du parc appartiennent aux familles *Dipterocarpaceae*, *Fabaceae* et *Lythraceae* avec notamment les *Lagerstroemia* comme essences dominant les étages supérieurs de la canopée.

Les forêts sempervirentes sont caractérisées par une canopée assez fermée dans les étages supérieurs tandis que les étages moyens sont davantage ouverts et fragmentés, et les sous-étages sont riches en espèces et très denses. En revanche, les forêts mixtes sont des forêts où les différentes dégradations ont ouvert la canopée et permis le développement de « patchs » de bambous. Ces forêts sont dominantes dans le Sud et l'Ouest de Cat Tien (Figure 4). Enfin, les forêts de bambous couvrent 40% de la superficie totale du parc (Polet et Ling, 2004).

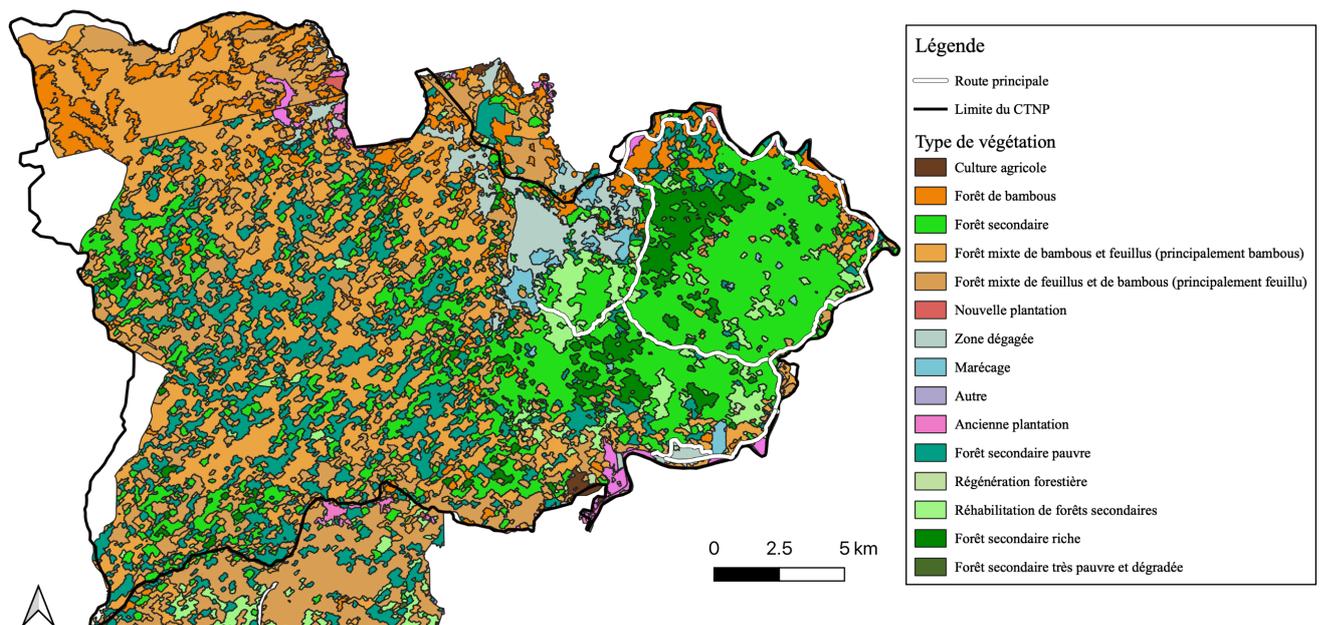


Figure 4 : Carte du type de végétation observable dans l'ensemble de la partie Nam Cat Tien du CTNP (2022)

Malgré que le PNCT soit un des parcs les mieux préservés du Vietnam, il est important de mentionner que ce dernier a subi d'importantes dégradations par le passé en raison des perturbations causées par les activités humaines. Actuellement, le parc est encore en phase de rétablissement.

1.5. Faune

Le parc abrite une multitude d'espèces animales, notamment une diversité riche en mammifères. Parmi celles-ci, les primates constituent un groupe avec plusieurs espèces différentes. L'espèce emblématique et endémique du parc est le *Nomascus gabriellae*, ou gibbon à joues jaunes. D'autres espèces de primates telles que le *Pygathrix nigripes* (ou Douc à pattes noires, statut : CR), le *Trachypithecus margarita* (ou Langur annamite argenté, statut : EN), le *Macaca leonina* (ou Macaque à queue de cochon du Nord, statut : VU), le *Macaca arctoides* (ou Macaque brun, statut : EN), le *Macaca fascicularis* (ou Macaque à longue queue, statut : EN) et enfin le *Nycticebus pygmaeus* (ou Loris paresseux pygmée, statut : EN), cohabitent également dans cette zone (Kenyon, 2007).

Au total, 76 espèces de mammifères ont été identifiées ainsi que 321 espèces d'oiseaux. Enfin, le parc accueille aussi de nombreux reptiles (73 espèces), amphibiens (35 espèces) et

poissons (99 espèces) (Polet et Ling, 2004). Cette zone de transition géographique énoncée plus haut est une des raisons qui justifie cette diversité d'espèces en comparaison avec les autres espaces protégés du Vietnam (Polet et Ling, 2004). Les dernières études montrent néanmoins que de plus en plus d'espèces de mammifères sont menacées et que les populations diminuent de manière inquiétante (Kenyon, 2007).

1.6. Pressions anthropiques

La pression exercée par les activités humaines sur les écosystèmes du parc est significative, comme en témoigne l'étude menée par Polet et Ling datant de 2004. Cette dernière estimait qu'environ 9500 personnes habitent à l'intérieur de la zone tampon (Figure 2) dont 81% le long des limites du parc. De plus, environ 50 000 personnes vivent dans des zones directement adjacentes au parc. Cette proximité humaine entraîne des perturbations illégales, telles que le braconnage ou l'exploitation directe des ressources naturelles.

1.7. Conservation

Depuis 1998, un programme de conservation a été initié dans le parc, mettant en œuvre diverses mesures, telles que l'intensification des patrouilles et la formation des « rangers », la promotion du tourisme, le renforcement des délimitations du parc, l'intensification des études sur la biodiversité, et d'autres initiatives connexes. En effet, des campagnes de sensibilisation ont été initiées autour du parc, avec une attention particulière accordée à la protection des gibbons et un centre de réhabilitation pour primates a été créé en 2008 (Rawson et al., 2011).

Les deux secteurs du parc comptent un total de 14 stations de « rangers » accueillant chacune plusieurs équipes de surveillance qui patrouillent quotidiennement dans le parc dans l'objectif de réduire toutes activités illégales (Kenyon, 2007). Notre zone d'étude en compte huit.

2. Matériel utilisé

2.1. Matériel acoustique et paramétrage

Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé un total de sept ARUs fournis par l'Institut de Biologie Tropical d'Ho Chi Minh. Cependant, nous avons été contraints d'utiliser trois modèles différents (i.e. générations différentes) de la « Wildlife Acoustics » : à savoir trois « Song Meter 2 » (SM2), deux « Song Meter 3 » (SM3) et deux « Song Meter 4 » (SM4), le

modèle le plus récent. Chaque modèle d'ARU nécessite une programmation spécifique via les logiciels « SM2 Configurator », « SM3 Configurator » ainsi que « SM4 Configurator ». Les paramètres d'enregistrement pour tous les ARUs ont été réglés de manière identique : enregistrement en stéréo, gain de 16 dB et fréquence d'échantillonnage de 48000 Hz. En résulte ensuite des fichiers audios enregistrés sous 16 bits et exploitables selon le format « Waveform audio files » (.wav).

Nous avons rencontré certaines difficultés concernant les SM2. Notamment, un de nos appareils a cessé de fonctionner un mois après le début du travail de terrain, ne nous laissant qu'avec deux SM2 fonctionnels et donc plus que 6 ARUs.

2.2. Matériel utilisé dans le cadre de l'étude au sol

Pour l'enquête pédestre, un GPS (GPSMAP 66S GARMIN) dans lequel l'emplacement des différents transects avaient été importé via l'application Garmin BaseCamp était nécessaire. Ces derniers ont été préalablement créés sur Google Earth Pro. Aussi l'ensemble des données récoltées étaient enregistrées dans l'application smartphone Survey123 ArcGIS et exporté ensuite sur le logiciel Excel.

2.3. Matériel utilisé pour les vols de drones

Dans le cadre de notre enquête aérienne, nous avons utilisé le drone DJI Mavic 3T Entreprise en raison de ses performances optimales en terme de poids, durée de vie de la batterie et caractéristiques de son capteur radiométrique infrarouge thermique. Ce drone offre un temps de vol de maximum 45 min (une batterie fut utilisée par lieu d'enquête) et un capteur avec une bande spectrale de 8 - 14 μm , une résolution de 640×512 ainsi qu'un objectif de 40 mm avec un champ de vision de 61° et un zoom hybride de 56 x. Afin de pouvoir diriger le drone sur le terrain, nous utilisons la commande de contrôle DJI RC Pro Entreprise.

3. Acquisition des données

Mon travail sur le terrain, qui s'est déroulé du 1 mars 2023 au 21 mai 2023, s'est principalement concentré sur la récolte de données acoustiques concernant les gibbons à joues jaunes. Dans cette section, nous présenterons d'abord les méthodes utilisées pour acquérir les données auditives. Ensuite, nous détaillerons les méthodes de collecte de données par drone et pédestre, principalement menées par E. Gazagne du 9 janvier 2023 au 14 mai 2023.

3.1. Acquisition de données via l'utilisation de capteurs acoustiques

3.1.1. Tests préliminaires

La récolte des données acoustiques a demandé plusieurs étapes de préparation. Des tests préliminaires ont été réalisés entre le 03 et le 05 mars pour déterminer la distance idéale entre les capteurs acoustiques afin d'éviter les doubles détections. Les doubles détections se produisent lorsque deux capteurs acoustiques différents enregistrent le même individu. Cela peut arriver si l'individu se déplace entre les zones de détection de deux capteurs adjacents ou si un appel est enregistré par deux capteurs simultanément. Dans un contexte d'analyse de l'occupation des gibbons dans le parc, les doubles détections peuvent avoir un impact important dans l'estimation des probabilités de détection et d'occupation, les éviter est primordial. Nous avons positionné les capteurs à 3 emplacements différents (à proximité du centre d'accueil), espacés d'environ 1,5 km l'un de l'autre, pour évaluer la portée des appels de gibbons dans la zone d'étude. Le premier emplacement fut déterminé aléatoirement (R0) tandis que les deux autres furent ensuite placés en fonction du premier.

La distance limite d'écoute d'un chant de gibbon varie énormément en fonction du terrain et de l'habitat, c'est pour cela que les nombreuses études faites sur le sujet diffèrent en termes de méthodologie. Par exemple, certains avancent que les chants de gibbons peuvent s'entendre jusqu'à 2 kilomètres en conditions favorables (terrain plat et temps clément) (Brockelman, 2019 ; Geissman et Vu, 2001 ; Vu et Doherty, 2021 ; <https://www.scr-acoustic.com/>, consulté le 26/03/2023). Dans le cadre de cette étude, nous nous basons sur deux études préalablement réalisées dans le PNCT. Dans une de ces études antérieures, Vu et Tran (2019) ont utilisé des capteurs acoustiques pour estimer que dans le parc, les cris de gibbons peuvent être enregistrés jusqu'à une distance d'environ 600 à 700 mètres, tandis que les groupes de gibbons se déplacent généralement dans un domaine vital d'un rayon d'environ 300 mètres (Brockelman et Ali, 1987). D'après une étude menée par Kenyon (2007) sur les gibbons du PNCT, la distance d'écoute maximale des appels ne dépasserait pas 1,5 kilomètres dans les collines et 1 kilomètre en terrain plat et leur territoire ne dépasserait pas les 40 ha. Kenyon ajoute également que pendant la saison des pluies, le niveau d'humidité ambiant affecte cette distance d'écoute, la réduisant à 700 mètres dans les zones plates. Ces informations sont essentielles pour comprendre la portée des appels de gibbons et adapter nos méthodes de collecte de données acoustiques.

Le positionnement de nos trois emplacements nous permettait donc pouvoir tester deux distances d'écoute différentes, à savoir 1,5 km et 2 km, comme indiqué sur la Figure 5.

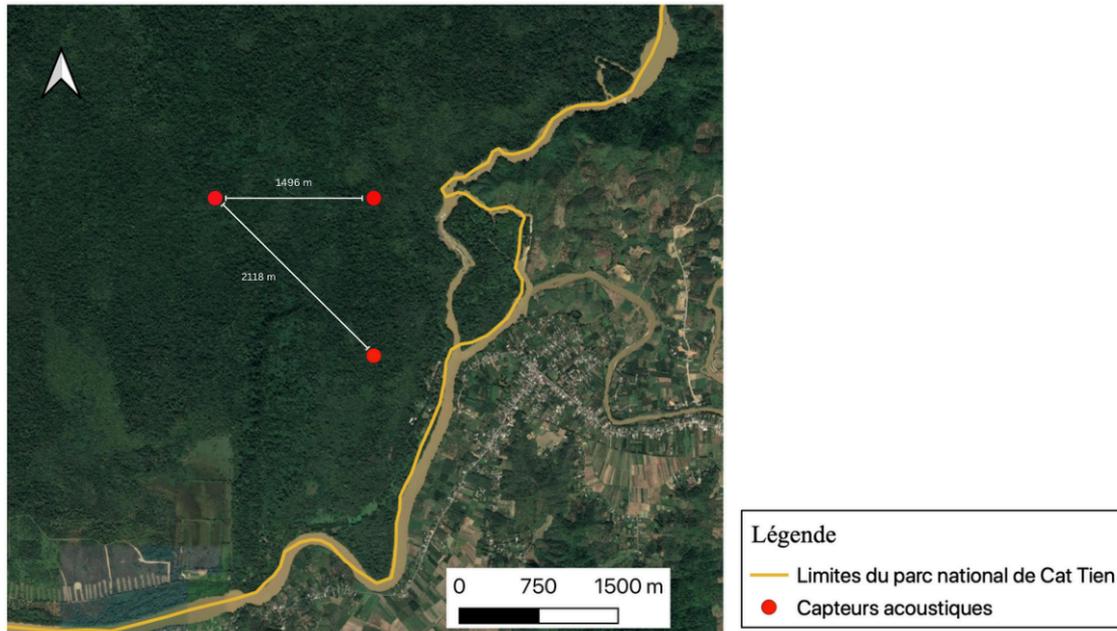


Figure 5 : Positionnement des trois capteurs acoustiques déployés pour les tests préliminaires de distances

Suite à cette période d'enregistrement test, nous avons remarqué que la distance d'écartement de 1,5 kilomètres entre nos sites d'enregistrement ne montrait aucun signe de double détection. Nous avons donc choisi cette distance pour l'échantillonnage final, ce qui est également en accord avec les estimations faites par Kenyon (2007) ainsi que par Vu et Tran (2019).

Sur chaque emplacement test, les trois modèles différents d'enregistrement ont été installés afin de pouvoir comparer la qualité d'enregistrements de chacun et tester si les conclusions énoncées plus haut à propos des distances d'écoute minimales étaient les mêmes pour chacun des enregistreurs.

3.1.2. Horaire d'enregistrement

Pour maximiser les chances de détecter les duos de chants des gibbons à joues jaunes du Sud, nous avons basé nos horaires d'enregistrement sur l'étude de Kenyon réalisée en 2007. Cette dernière a montré que les chants des gibbons étaient étroitement liés au lever du soleil avec notamment un pic de détection 20 à 30 minutes après le lever du soleil. L'étude a démontré également que 80,6% des duos ont lieu dans l'heure qui suit l'aube. En nous basant sur ces résultats, nous avons programmé les capteurs pour qu'ils commencent chaque jour 20 minutes avant l'aube et se poursuivent pendant une heure, soit jusqu'à 40 minutes après le lever du soleil

(Annexe 3). Nous avons décidé de ne pas enregistrer davantage à cause notamment du poids des fichiers mais aussi du temps requis pour traiter les données (Vy Nguyen, communication personnelle).

Une fois installé, chaque capteur acoustique restait en place pendant 6 jours consécutifs. Selon l'étude menée par Vu et al. en 2018 dans le PNCT, trois jours suffisent pour détecter entre 80% et 90% des gibbons de la zone entourant un point d'écoute occupé par un humain. Une autre étude menée par Brockelman et Ali en 1987 sur le gibbon à bonnet (*Hylobates pileatus*) affirme que 3 jours d'enregistrement suffisent à détecter 87,5% des groupes occupant la zone autour du point d'écoute. Nous sommes donc confiants qu'avec six jours d'enregistrement le matin à l'aube, la probabilité d'enregistrer le maximum de gibbons occupant la zone est élevée.

3.1.3. Installation du matériel

En raison des conditions difficiles du terrain et de la densité des habitats, nous n'avons pas pu installer les capteurs selon une grille homogène de 1,5 km x 1,5 km comme prévu initialement. Nous avons donc dû adapter cette grille pour la rendre plus praticable tout en maintenant une distance d'environ 1,5 km entre les capteurs. Nous avons finalement installé les capteurs sur N=39 emplacements différents, en utilisant notamment les transects utilisés pour l'enquête pédestre pour y accéder plus facilement (Figure 6). Les emplacements ont été déterminés en se basant initialement sur les trois capteurs utilisés lors de la phase de test décrite en amont (R0, R0B et R4), en construisant donc le plan d'échantillonnage autour de ces derniers.



Figure 7 : Photographie d'un SM4 et d'un SM2 déployés sur le terrain dans le PNCT et protégé par un caisse de métal

3.1.4. Détection des duos de chant

Afin de construire notre modèle d'occupation, chaque fichier audio fut analysé de manière auditive et visuelle à l'aide du logiciel Raven Lite 2.0.4 et d'outils comme le spectrogramme afin de mettre en évidence les duos de chant. La palette de couleur « Magma » fut utilisée pour les analyses (Figure 8).

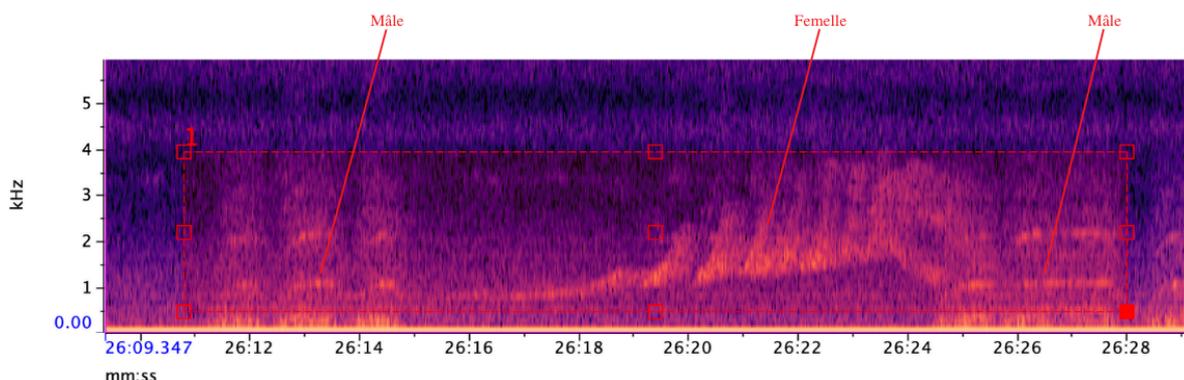


Figure 8 : Spectrogramme d'un duo de chant de gibbon à joue jaune enregistré le 24/03/23 dans le PNCT avec un SM3

Chaque enregistrement était ensuite répertorié dans un fichier Excel contenant les informations relatives tel que le jour de l'enregistrement, le modèle de capteurs, l'emplacement de ce dernier, l'heure de début de l'enregistrement, la présence ou l'absence de détection (1 = présence ; 0 = absence) et le nombre de groupes estimés.

3.2. Acquisition de données pédestres

3.2.1. Construction du plan d'échantillonnage

Les relevés pédestres ont commencé au début du mois de janvier 2023 et ont continué jusque mi-mai de la même année, soit un peu moins de cinq mois.

L'enquête a été réalisée le long de $N = 30$ transects linéaires d'environ 1 km de long, avec un espacement de plus de 1 km entre chacun d'eux, couvrant environ 100 km² de la partie Est du parc de Cat Tien (Figure 9). Ces transects ont été sélectionnés parmi des tracés existants déjà régulièrement utilisés par les rangers, tandis que certains ont été ouverts en amont par Eva Gazagne au cours de l'année 2022.

Cependant, nous avons pris la décision de ne pas échantillonner l'un des transects initialement prévus dans le plan d'étude, à savoir le numéro 20, laissant ainsi $N = 29$ transects pour nos enquêtes. En effet, ce transect était exclusivement composé de patches de bambous, ce qui le distinguait nettement des autres transects, risquant ainsi de défausser les résultats (Figure 9). Chaque transect fut échantillonné environs deux fois par mois, pendant la journée, entre 05:30 et 17:30 avec $N=91$ menée le matin et $N=83$ dans l'après-midi. Au total, nous avons donc réalisé $N = 174$ enquêtes au sol. Il est essentiel de noter que, en raison de leur accessibilité plus compliquée, les transects éloignés de la route ont régulièrement été surveillé à des heures plus tardive que ceux adjacent à la route, avec une moyenne de $08:15 \pm SD 0:31$ pour les transects échantillonnés le matin ($N=22$) et de $14:12 \pm SD 0:41$ pour ceux réalisés dans l'après-midi ($N=20$).

Afin de mener à bien l'étude, les conditions climatiques devaient être bonnes, sans pluie, et la vitesse de marche de 1 km/h en moyenne. Le nombre d'observateurs lors des suivis pouvait varier de 1 à 3 personnes.

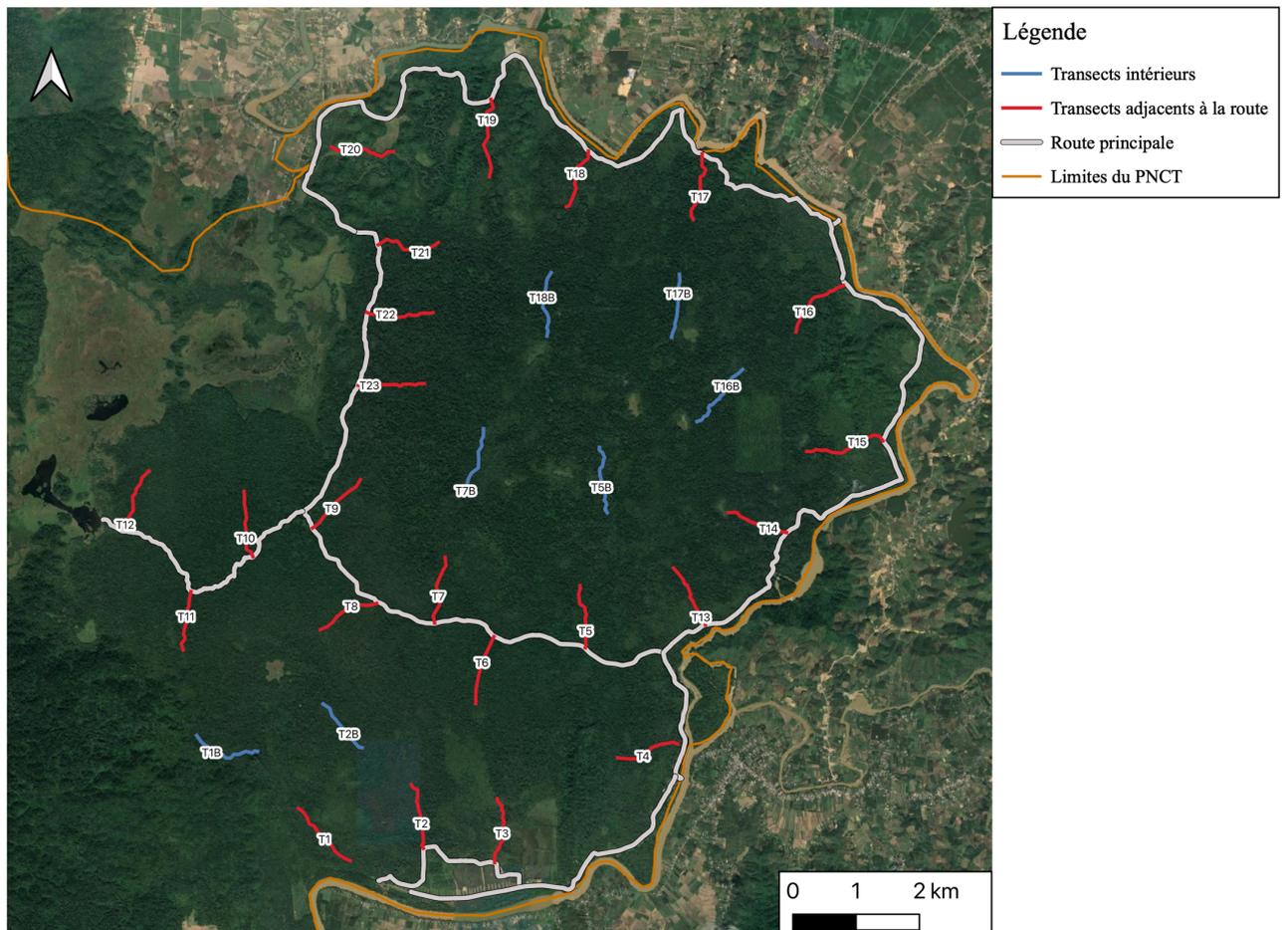


Figure 9 : Carte illustrant l'emplacement des différents transects échantillonnés pour l'enquête pédestre (N = 29 ; transects bleus et rouges) et l'enquête aérienne (N=22 ; uniquement les transects rouges, adjacent à la route) pour l'étude de l'occupation des gibbons à joues jaunes dans le CTNP. A noter que le T20 localisé dans une forêt de bambou, n'a pas été échantillonné.

Pendant l'enquête, un échantillonnage visuel et auditif ont été utilisés afin d'estimer la détection ou non-détection de l'espèce cible. Afin d'éviter les risques de double détection, nous avons supposé que si les détections des gibbons étaient enregistrées au cours de la même journée, à moins de 500 m l'un de l'autre et, en cas de vocalisations, provenant de la même direction, ils faisaient probablement partie du même groupe (Brockelman et Ali, 1987 ; Tun et al., 2023). Cependant, la détection de toutes les autres espèces de primates était systématiquement enregistrée. Pour chaque détection, nous consignons l'espèce, l'heure et le lieu de la détection, les conditions météorologiques (nuageux, ensoleillé, brouillard, venteux, etc.) ainsi que la hauteur de la végétation et le type d'habitat (forêt dense, forêt mixte, forêt de bambous, plaine, zone riparienne). Nous estimons également la taille et la composition du

groupe (âges et sexes), et collectionnions les comportements observés ainsi que les activités pratiquées (se nourri, inactif, en mouvement, cris d'alarme, social, etc.). Dans le cas de l'alimentation, nous enregistrons les espèces consommées (Gazagne et al., 2021). Avant chaque relevé pédestre du matin, un échantillonnage auditif était réalisé depuis la route, au départ des transects (Annexe 4). Cette approche a permis de garantir l'exactitude de nos données collectées via enquête pédestre et acoustique.

L'ensemble des données était collecté via l'application Survey123 ArcGIS sur smartphone mais les informations essentielles (espèce, heure et lieu de la détection) étaient également encodées dans un GPS (GPSMAP 66S GARMIN).

3.3. Acquisition de données aériennes via l'utilisation d'un drone à imagerie thermique

Dans un premier temps, nous avons réalisé une série de tests de vol dans des conditions climatiques appropriées (absence de pluie ou de brouillard trop intense, force du vent faible) pour mesurer, entre autre, les temps de vol moyens, l'altitude en fonction de la hauteur de la canopée, et la distance maximale permise entre le drone et le smart Controller. Certains transects de 1 km ont dû être écourtés car la canopée trop dense causait des pertes de signal (et donc risque de perte de l'engin). Par ailleurs, ces vols préliminaires nous ont permis d'établir une hauteur standard pour les vols dans une zone donnée afin d'obtenir un champ de vision optimal tout en évitant les collisions avec le sommet de la canopée. De plus, des vols préprogrammés furent effectués vers 19h et 5h du matin au-dessus des sites dortoirs de groupes de primates connus ou nouvellement détectés. Cela permettait de tester la détection et l'identification des espèces par imagerie infrarouge thermique à l'aide d'un drone (Gazagne, 2022a ; Gazagne, 2022b).

La collecte de données aériennes a débuté en janvier 2023 et s'est poursuivie jusqu'en mai de la même année, en parallèle avec l'enquête pédestre. Les vols ont été préprogrammés manuellement à l'aide du logiciel Google Earth Pro et importés par la suite dans le la commande de contrôle. Les trajets demandés suivaient les transects utilisés lors de l'enquête au sol, mais seulement ceux accessibles depuis une route (Figure 9). En effet, la distance mais aussi les conditions climatiques influence sérieusement la qualité de la réception entre la commande et le drone. Au-delà de 1 km, la réception du signal était généralement très mauvaise ne nous permettant pas d'aller plus loin. De plus, le drone nécessite des espaces où la canopée est

ouverte pour les décollages et les atterrissages qui ne sont généralement pas disponible au milieu de la forêt dense.

Au total, $N = 133$ enquêtes aériennes ont été réalisées, avec une durée de vol moyenne de 14 minutes et 40 secondes. Le drone a parcouru chaque transect 6 fois, soit le matin avant le lever du soleil ($N = 112$, $05:05 \pm 22$ min ; min = 04h02 ; max = 05h41) ou le soir après le coucher du soleil ($N = 21$, $07:46 \pm 34$ min ; min = 18h43 ; max = 21h35).

Une fois en vol, le drone était stabilisé à une altitude d'environ 40 m au-dessus de la canopée, toujours afin de limiter les perturbations (Spaan et al., 2019), correspondant à une hauteur de 60 m ou 70 m par rapport au sol (en fonction des transects et de la hauteur de la canopée). La caméra était initialement orientée à 45° vers le sommet des arbres, et le drone suivait le transect à une vitesse de 3 m/s. Toutes les détections, même incertaines et indépendamment de l'espèce, étaient prises en photo afin de permettre une analyse détaillée ultérieure. Une fois le premier passage du transect terminé, le drone effectuait un trajet de retour avec la caméra orientée à 90° vers le bas, permettant de photographier sous un autre angle les détections potentielles prises lors du premier passage et d'extraire leur localisation géographique. Nous avons utilisé la palette de couleurs « IronBow » pour prendre les photos via la caméra thermique infrarouge (Figure 10).

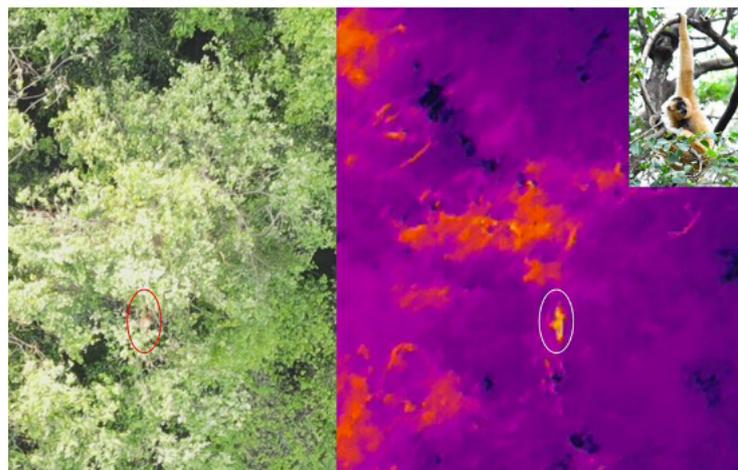


Figure 10 : Photo d'un gibbon à joues jaunes du sud (Nomascus gabriellae) capturé avec le drone à imagerie thermique lors des survols des sites dortoirs (extrait de Gazagne et al., 2023)

Malheureusement, bien que cette approche ait été concluante pour d'autres espèces comme le *Pygathrix nigripes* (Douc à pattes noires), elle s'est avérée moins efficace pour détecter les gibbons à joues jaunes. Le nombre de détections de cette espèce était très limité, ce qui a rendu impossible la création d'un modèle d'occupation robuste à partir de ces données.

Cette limitation dans les détections peut être attribuée à divers facteurs, tels que la densité de la canopée, la distance des groupes de gibbons par rapport aux transects survolés, le comportement discret de l'espèce ou encore la difficulté de les identifier par rapport aux autres espèces de primates. La fiabilité de cette méthode pour étudier les gibbons dans PNCT sera néanmoins discutée en détail suite à l'analyse des résultats des autres méthodes.

4. Analyse des données

4.1. Traitement des données

Les données ont été collectées ces dernières lors d'une seule saison d'étude relativement courte, et nous avons fait l'hypothèse que la population de gibbons présente ne modifiera pas son domaine vital ou qu'aucun facteur de migration ne viendra perturber les modèles.

La première étape de la création d'un modèle d'occupation pour l'analyse de la présence de l'espèce cible consiste à traiter les données en construisant un historique de détection. Pour les données acoustiques, chaque enregistrement matinal a été considéré comme une "occasion". L'historique de détection prend ainsi la forme d'une matrice où chaque colonne représente une occasion et indique la présence détectée (1) ou l'absence (0) de l'espèce pour chacun des 6 enregistrements (Annexe 5). Concernant les données pédestres, l'historique de détection a été élaboré en utilisant un fichier Excel contenant toutes les données collectées sur le terrain, triées afin de mettre en lumière les détections de gibbons (Annexe 6).

Par la suite, nous avons employé le logiciel de traitement de données R version 4.1.2 (R Development Core Team, 2021) et le package « *unmarked* » pour estimer la probabilité de détection de l'espèce en présence (P) ainsi que la probabilité d'occupation de la zone échantillonnée (ψ) (Fiske et Chandler 2011). Les packages « *dplyr* » (Wickham et al., 2023) et « *ggplot2* » ont également été utilisés pour le traitement des données et la création de graphiques (Wickham, 2016). La construction des modèles d'occupation a suivi une approche similaire pour les données acoustiques et les données d'enquête pédestre. Chaque modèle a été constitué en intégrant différentes variables explicatives, puis comparé à un modèle nul où les probabilités de présence (ψ) et de détection (P) étaient fixées à 1. L'évaluation des modèles a

reposé sur le Critère d'Information d'Akaike (AIC) ainsi que sur les poids relatifs de chaque modèle (AICwt) pour déterminer leur ajustement. Parallèlement, des tests de corrélation ont été réalisés entre les variables explicatives afin d'identifier d'éventuelles corrélations significatives entre elles (Zuur et al., 2010). Cette démarche visait à assurer l'intégrité et la robustesse des modèles construits.

4.2. Création des modèles d'occupation pour les données acoustiques

4.2.1. Influences des covariables sur la présence de gibbons

Pour évaluer nos modèles (un certain nombre de covariables peuvent influencer la détectabilité et l'occupation de *Nomascus gabriellae*), nous avons examiné l'influence des différentes covariables liées au paysage. Ainsi, nous avons caractérisé les différents types d'habitats et calculé la proximité des sites d'études avec les routes et les limites du parc. L'ensemble des opérations a été effectué sur le logiciel QGIS 3.10 (QGIS Development Team, 2019).

Pour la caractérisation de l'habitat, nous avons utilisé la carte du couvert forestier du parc national (Figure 4) afin de calculer la superficie des différents types de forêts à 1 km autour de chaque poste d'enregistrement. Nous avons considéré l'habitat le plus représenté en matière de superficie autour de chaque capteur. Le rayon de 1 km autour du site d'enregistrement a été déterminé sur base des conclusions de Vu et al., (2019). Parmi les différents types de couvert forestier caractérisant les lieux d'écoute, on retrouve la forêt secondaire sempervirente riche, moyenne et pauvre, les zones de réhabilitation de forêts secondaires, et pour finir les forêts de bambous.

Les distances entre les capteurs acoustiques et les zones considérées comme anthropisées, telles que les bordures du parc et les routes, ont été évaluées de deux manières distinctes. Pour les bordures du parc, nous avons procédé à un calcul manuel à l'aide de l'outil *mesure* dans QGIS. Quant aux distances aux routes, nous avons utilisé l'outil automatique *distance au plus proche hub (points)*. Dans le but d'améliorer la convergence du modèle et éviter les problèmes de matrices Hessiennes singulières, nous avons décidé de catégoriser la variable de distance aux limites du parc. Dans le cadre de notre étude, une matrice Hessienne singulière peut se produire pour plusieurs raisons : des variables explicatives fortement corrélées, un excès de variables par rapport à la taille de l'échantillon, des variables peu informatives, des problèmes de convergence ou des données manquantes (Kéry et Royle, 2020).. Une des solutions est donc de réduire la dimension du modèle. Ainsi, sur base des

données minimum et maximum calculées, la variable « Distance aux limites du parc » fut divisé en 4 catégories égales (100-1275 m, 1275-2450 m, 2450-3625 m, et 3625-4800 m). L'opération a pu être réalisé via l'utilisation de la fonction *cut* dans R.

Il est important de mentionner que dans ce genre d'études basées sur l'acoustique, certaines variables peuvent venir perturber, voir annuler la probabilité de détection (Vu et Doherty, 2021). Par exemple, la pluie peut être une variable perturbatrice. Cependant, comme l'étude s'est déroulée pendant la saison sèche, les perturbations causées par la pluie étaient négligeables pendant les heures matinales (N = 1) et cette variable n'a finalement pas été prise en compte.

Chaque modèle d'occupation créé par l'ajout de ces variables fut comparé avec un modèle nul (ou constant) ($\psi \sim 1$, $P \sim 1$). Nous avons pris en compte le Critère d'Information d'Akaike (AIC) et les poids relatif de chaque modèle calculés à partir des différences d'AIC (AICwt) pour comparer les modèles (Akaike 1973 ; Burnham et Anderson, 2002)

4.3. Création des modèles d'occupation pour les données pédestres

4.3.1. Analyse des transects (1 km)

Les modèles d'occupation à saison unique ont été construits sur base des données pédestres récoltées sur le terrain. Pour évaluer nos modèles, considérant que plusieurs covariables pourraient influencer la détectabilité et l'occupation des gibbons à joues jaunes (*Nomascus gabriellaea*), nous avons d'abord examiné l'effet des covariables d'échantillonnage sur la probabilité de détection. Pour ce faire, nous avons ajusté deux modèles en tenant compte de l'effort d'enquête (exprimé en minutes) et du nombre d'observateurs présents lors de chaque enquête (variant de 1 à 3). Il est important de mentionner que la variable d'effort d'enquête (Temps) a été également divisée en 5 catégories sur base des données maximales et minimales recensées. Ensuite, nous avons procédé à un test en intégrant la meilleure covariable d'échantillonnage avec les covariables liées aux transects (telles que le type de forêt, la distance aux limites du parc).

Nous avons déterminé ces variables de la même manière que celles utilisées dans l'enquête acoustique. Pour les types d'habitat, nous avons ici analysé la plus grande proportion d'un certain type de couvert forestier (en superficie) au sein d'un rayon de 1km tout autour des transects sur base de la carte Figure 4. On retrouve logiquement les mêmes types d'habitat que pour les sites d'enregistrement acoustique.

Les distances aux limites du parc (580-1610 m, 1610-2640 m, 2640-3670 m, 3670-4700 m) ont été calculées en prenant comme point de repère le centre des transects. Nous avons décidé de ne pas inclure la variable « Distance à la route » dans le modèle au vu du biais méthodologique associé à un nombre proportionnellement plus important de transects adjacents à la route (N=22 sur N=29 transects).

Pour évaluer l'adéquation des modèles d'occupation sélectionnés aux données observées et pour établir des relations significatives entre les variables explicatives et la détection des espèces, nous avons effectué un test de Goodness of Fit ainsi qu'une analyse de régression logistique. La méthode statistique du Chi-carré de Pearson, au travers de la fonction *mb.gof.test* dans R, a été utilisée. Les résultats nous renseignant ainsi sur la sous-dispersion des modèles ($\hat{c} < 1$) ou leurs surdispersion ($\hat{c} > 1$) (MacKenzie et Bailey, 2004).

4.3.2. Analyse des demi-transects (0.5 km)

Suite à une quantité de données insuffisantes, nous avons pris la décision ultérieure de diviser les transects initialement d'une longueur d'environ 1 km en deux segments d'environ 500 m chacun. Cette approche a eu pour objectif d'accroître la solidité de nos résultats statistiques et demeurerait légitime compte tenu des mesures prises pour prévenir les doubles détections. En effet, seuls les vocalisations perçues à une distance supérieure à 500 mètres étaient classées comme émanant de groupes distincts (Brockelman et Ali, 1987 ; Tun et al., 2023). Ainsi, au lieu d'analyser N = 29 transects, nous avons désormais considéré N = 58 transects. Pour effectuer cette division, nous avons utilisé l'outil "Couper" du logiciel QGIS 3.10. Par la suite, nous avons simplement adapté la détermination des covariables en reproduisant les mêmes opérations que pour les transects d'une longueur d'1 km. Nous avons également adapter les catégories pour la variable « distance aux bordures du parc » (300-1725 m, 1725-3150 m, 3150-4575 m, 4575-6000 m).

Concernant les covariables d'échantillonnage, l'effort d'enquête initial pour un transect d'1 km a été divisé en deux et attribué à chaque demi-transect, tandis que le nombre d'observateurs par rapport aux transects initiaux est resté inchangé. Les tests de Goodness of fit ainsi que les régressions logistiques ont également été appliqués sur nos modèles provenant des données récoltées sur les transects de 0.5 km.

RÉSULTATS

1. Inventaires acoustiques

1.1. Résultats globaux

Dans le cadre de l'étude acoustique, une somme totale de 230 d'enregistrements, chacun d'une durée de 1 heure, a été analysée pour détecter des traces de présence des gibbons (*Nomascus gabriellae*). L'analyse des données a révélé leur présence dans 86,9% des cas, soit sur 200 enregistrements. Comme représenté dans sur la Figure 11, la proportion de capteurs acoustiques avec les enregistrements comprenant au moins une détection est élevée avec 38 sites sur les 39 échantillonnés.

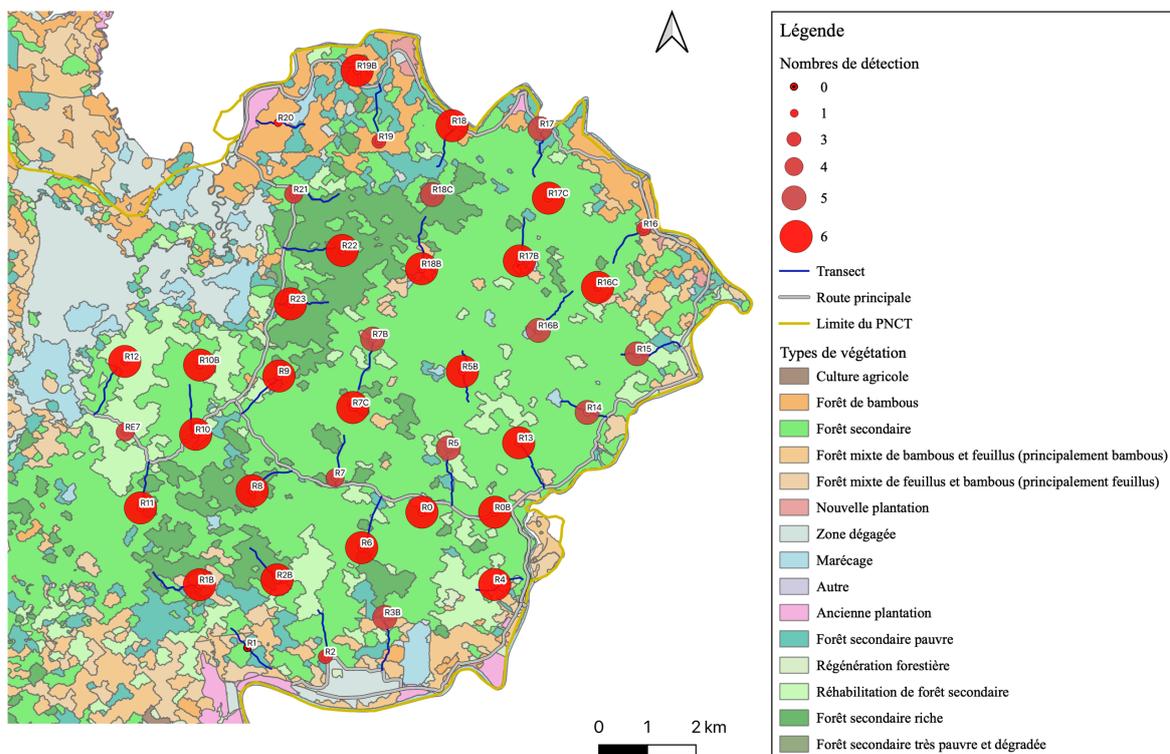


Figure 11 : Carte représentant les 39 emplacements des capteurs acoustiques avec leur taille variant en fonction du nombre de matinée avec enregistrement d'au moins un cri de gibbons sur un total de 6 matins d'enquête

Parmi les 39 sites d'enregistrement, seuls un site (R1) n'a relevé aucun signe de la présence des gibbons lors des 6 sessions matinales d'enregistrement (Annexe 5 et 7)..

1.2. Analyse des modèles d'occupation pour l'enquête acoustique

L'analyse des modèles d'occupation a été réalisée en utilisant les données acoustiques recueillies sur les 39 emplacements de capteurs acoustiques répartis dans la zone de Nam Cat Tien.

1.2.1. Modèle d'occupation initial

Le premier modèle d'occupation de référence, également appelé "modèle nul", a été ajusté pour évaluer l'occupation sans prendre en compte les covariables de site. Ce modèle est caractérisé par une estimation de l'occupation $\psi = 0.974 \pm \text{SE } 0.025$ (CI: 0.839 – 0.996). De même, la détection a été estimée à $p=0.893 \pm \text{SE } 0.021$ (CI: 0.845 – 0.927). Ces valeurs servent de référence pour évaluer les améliorations potentielles des modèles subséquents.

1.2.2. Modèles d'occupation en fonction des paramètres environnementaux

Plusieurs modèles ont été ajustés pour évaluer l'influence des variables de site sur l'occupation et la détection des gibbons. Trois modèles ont été considérés : le modèle basé sur le type d'habitat, le modèle basé sur la distance aux routes, et le modèle basé sur la distance aux limites du parc (Tableau 1).

Tableau 1 : Résultats des modèles d'occupation prédisant l'occupation et la probabilité de détection pour les gibbons à joues jaunes du sud pour l'enquête acoustique

<i>Modèle</i>	<i>AIC</i>	<i>Delta AIC</i>	<i>Poids relatif AIC</i>	<i>Probabilité du modèle</i>	<i>Nombre de paramètres</i>
$\psi(\text{Habitat}), P(\sim 1)$	165.32	0.00	0.57	0.57	5
$\psi(\sim 1), P(\sim 1)$	165.85	0.53	0.43	1.00	2
$\psi(\text{Distance à la route}), P(\sim 1)$	184.12	18.80	<0.01	1.00	3
$\psi(\text{Distance aux limites PNCT}), P(\sim 1)$	184.12	18.80	<0.01	1.00	3

Modèle $\psi(\text{Habitat}), P(\sim 1)$: Ce modèle considère le type d'habitat comme variable de site. Nous avons identifié quatre types d'habitat différents caractérisant les alentours des emplacements des capteurs acoustiques. Deux emplacements ont été caractérisés par le type Forêt mixte bambous-feuillus, quatre en Forêt secondaire riche, cinq en Forêt secondaire pauvre et pour finir, 28 emplacements ont été caractérisés par un habitat de type Forêt secondaire moyenne. Cependant, étant donné l'absence de catégories jugées significatives, les résultats

montrent que le modèle nul demeure le meilleur modèle avec un AIC de 165.85 et un poids relatif de 0.43.

Modèle $\psi(\text{Distance à la route})$, $P(\sim 1)$: Dans ce modèle, la distance entre les sites d'études et la route principale a été considéré comme une variable de site. Néanmoins, le modèle a rencontré des problèmes de convergence, indiquant une possible singularité du modèle.

Modèle $\psi(\text{Distance aux limites PNCT})$, $P(\sim 1)$: Ici, la distance aux limites du parc a été considérée comme variable de site. Au même titre que le modèle basé sur la distance par rapport à la route, ce modèle présente un AIC bien plus élevé que le modèle nul ainsi que qu'un poids AIC très faible. Cela nous indique que leur ajustement est moins probable par rapport aux autres modèles.

Une évaluation de la corrélation entre les variables de distance aux routes et de distance aux limites du parc a également été entreprise. Cette analyse a révélé une corrélation modérée entre ces deux variables (coefficient de corrélation de Spearman : $r = 0.3$, $p = 0.06$), suggérant une légère interdépendance entre ces deux facteurs environnementaux, comme nous pouvons le voir avec la Figure 12. On peut donc supposer que lorsque la distance par rapport aux routes augmente, la distance par rapport aux limites du parc a tendance à augmenter également, et vice versa.

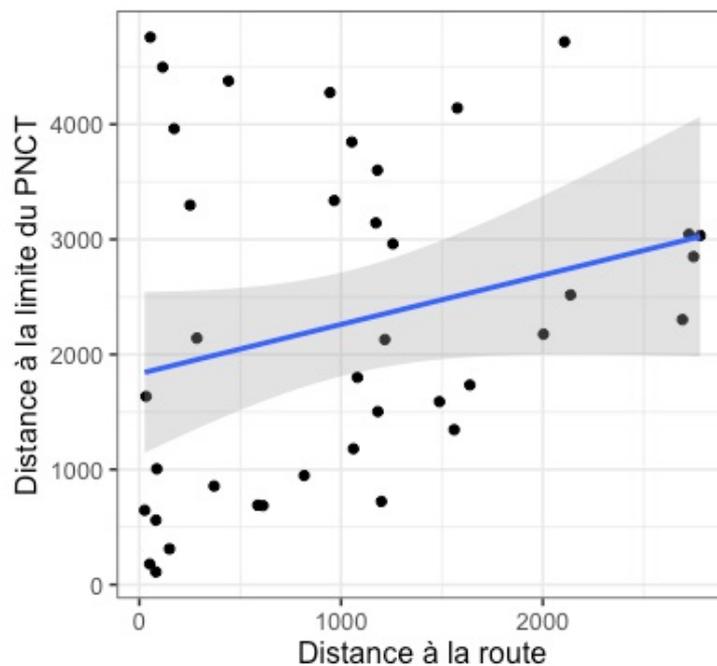


Figure 12 : Test de corrélation entre les variables « Distance à la limite du PNCT » et « Distance à la route » (par rapport à l'emplacement des capteurs acoustiques).

En résumé, nos conclusions indiquent qu'aucune variable spécifique au site n'exerce une influence significative sur l'occupation des gibbons dans cette portion du PNCT.

2. Inventaires pédestres

2.1. Résultat global

Au total, 174 enquêtes au sol ont été menées, réparties sur 29 transects d'environ 1 km de long chacun, permettant une couverture systématique de l'ensemble du parc. Durant ces enquêtes, un total de 73 détections indépendantes de gibbons ont été enregistrées. Ces détections ont été réalisées au cours de 52 enquêtes distinctes. Sur l'ensemble des transects, 24 d'entre eux comptabilisent au moins une détection. Les transects T22 et T23 ont émergé comme des zones particulièrement propices à la détection, comptabilisant chacun 7 détections respectives. Comme illustré dans la Figure 13, ces deux transects sont caractérisés par un habitat constitué principalement de forêt sempervirente riche.

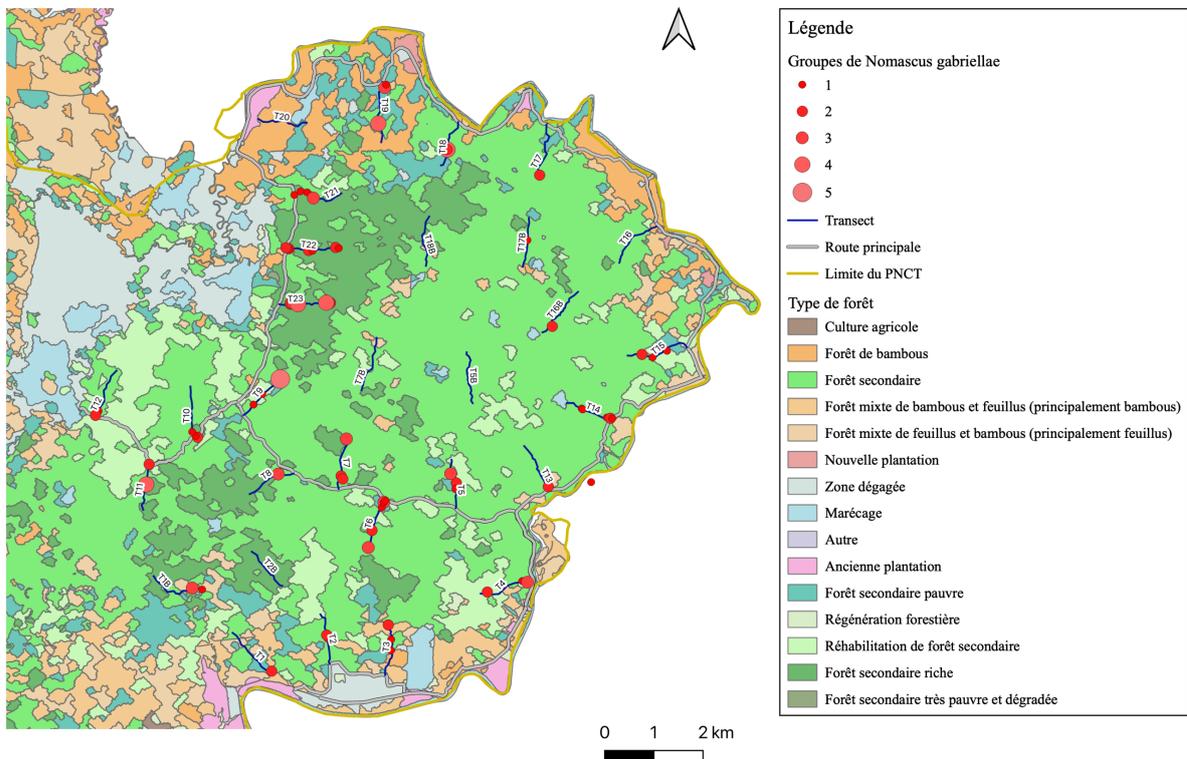


Figure 13 : Localisation des détections de groupes de *Nomascus gabriellae* lors des relevés pédestres avec le nombre d'individus identifiés.

Pendant les enquêtes pédestres, sur les 73 détections, 59 ont été réalisées de manière acoustique, en entendant un cri de gibbon. De l'autre côté, 14 détections ont été effectuées en ayant un contact visuel avec l'espèce (N=8 de 06:30 à 09:00 et N=6 de 13:00 à 16:30). Sur toutes les détections, le nombre maximum d'individus détectés ne dépasse pas cinq.

2.2. Analyse des modèles d'occupation pour l'enquête pédestre

Les modèles d'occupation ont été construits à partir des données pédestres recueillies sur des transects d'environ 1 km (N = 29) et ces mêmes transects, séparés en deux, d'une distance d'environ 500 m (N = 58).

2.2.1. Évaluation de l'effort d'enquête

Pour évaluer l'effort de détection dans l'enquête pédestre, nous avons intégré les données relatives à la durée de chaque enquête, divisé en quatre catégorie, ainsi qu'au nombre d'observateur. À partir des valeurs de delta AIC et des poids relatifs des modèles, nos meilleurs modèles sont ceux qui intègrent la variable "Temps" pour les transects de 500 m ou de 1km (Tableau 2).

2.2.2. Variabilité des sites

La deuxième étape consiste à ajuster deux modèles d'occupation en utilisant comme prédicteurs les variables de site « *Habitat* » et « *Distance aux limites du parc* » par rapport au meilleur modèle d'effort, à savoir le modèle « Temps ». Pour la variable « habitat », on retrouve presque les mêmes types d'habitat que lors de l'enquête acoustique, à savoir la forêt secondaire, la forêt secondaire pauvre et riche. Les distances aux limites du parc ont été également divisées en catégories. L'analyse des valeurs de delta AIC et des poids relatifs nous indique à nouveau qu'aucune variable propre au site n'a d'influence significative sur l'occupation des gibbons dans cette section du PNCT (Tableau 2).

Tableau 2 : Résultats des modèles d'occupation prédisant l'occupation et la probabilité de détection des gibbons pour les enquêtes pédestres

Modèle	AIC	Delta AIC	Poids relatif AIC	Probabilité du modèle	Nombre de paramètres
Transects 1 km (N=29)					
$\psi(\sim 1), P(\text{Temps})$	193.29	0.00	0.8	0.8	6
$\psi(\text{Habitat}), P(\text{Temps})$	196.90	3.61	0.13	0.93	8
$\psi(\text{Distance aux limites PNCT}), P(\text{Temps})$	198.14	4.85	0.07	1.00	9
$\psi(\sim 1), P(\text{Observateur})$	211.74	18.45	<0.01	1.00	4
$\psi(\sim 1), P(\sim 1)$	212.06	18.77	<0.01	1.00	2
Transects 0.5 km (N=58)					
$\psi(\sim 1), P(\text{Temps})$	294.74	0.00	0.73	0.73	6
$\psi(\text{Distance aux limites PNCT}), P(\text{Temps})$	297.26	2.52	0.21	0.93	9
$\psi(\text{Habitat}), P(\text{Temps})$	299.51	4.77	0.06	1.00	9
$\psi(\sim 1), P(\sim 1)$	320.79	26.04	<0.01	1.00	2
$\psi(\sim 1), P(\text{Observateur})$	320.99	26.25	<0.01	1.00	4

2.2.3. Estimation de la probabilité de détection

Lors de la comparaison des modèles, celui basé sur le temps présente toujours le meilleur AIC (Tableau 2). Nous avons donc initié l'analyse en testant la détection en fonction du temps. Le Tableau 3 ci-dessous représente les estimations des probabilités d'occupation et de détection pour différentes catégories de temps, ainsi que leurs intervalles de confiance associés. Il est important de noter que les intervalles de confiance sont larges pour certaines estimations, ce qui peut suggérer une incertitude élevée dans les résultats, potentiellement dû à un échantillonnage limité ou à des données avec une grande variabilité. De plus, le résultat obtenu à la suite des tests de Goodness of fit, $c\text{-hat} = 1.16$, suggère également une dispersion importante des données du modèle, laissant supposer que ce dernier pourrait ne pas capturer toutes les sources de variation. En revanche, le modèle « Temps » appliqué aux demi-transects, semble s'adapter davantage aux données ($c\text{-hat} = 1$). De plus, les intervalles de confiance sont beaucoup moins larges. En d'autres termes, ce modèle semble prédire correctement les probabilités d'occurrence sans biais important, ce qui suggère que le modèle est en accord avec les schémas réels de détection et d'occurrence des espèces. Le résultat concernant la probabilité d'occupation est estimé à $\psi = 0.845 \pm \text{SE } 0.0875$ (CI: 0.596 – 0.953). Ceux concernant les probabilités de détection en fonction des catégories temporelles définies sont détaillées dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Probabilité d'occupation (Ψ) et de détection (P) du modèle « Temps » ($\psi \sim 1, P \sim$ Temps) pour les différentes catégories temporelles définies

Transects 1 km (N=29)			
$\psi(\sim 1), P(\text{Temps})$	ψ	SE	CI 95%
Occupation (ψ)	0.986	0.0707	0.003-0.999
Détection (P) par catégories de temps (min)	P	CI 95%	
45 - 68	0.083	0.011 - 0.296	
68 - 91	0.269	0.054 - 0.576	
91 - 114	0.535	0.141 - 0.821	
114 - 160	0.571	0.229 - 0.856	
160 - 160	0.999	$1.76e^{-51} - 1$	
Transects 0.5 km (N=58)			
$\psi(\sim 1), P(\text{Temps})$	ψ	SE	CI 95%
Occupation (ψ)	0.845	0.0875	0.596 - 0.953
Détection (P) par catégories de temps (min)	P	CI 95%	
32 - 44	0.168	0.587 - 0.988	
44 - 56	0.354	0.791 - 0.996	
56 - 68	0.460	0.824 - 0.998	
68 - 80	0.018	0.002 - 0.121	
80 - 80	0.997	$7.37e^{-37} - 1$	

2.2.4. Régression logistique de la variable temps

En raison des incertitudes liées aux modèles « Temps », nous avons décidé d'effectuer une régression logistique pour les deux modèles, transects entiers et demi-transects. Les résultats de cette régression indiquent que le modèle a trouvé des preuves statistiques que la variable "Temps" a un effet significatif sur la probabilité de détection. En effet, les coefficients positifs de la variable "Temps" pour les données associées aux transects de 1 km ($estimate = 0.051 \pm SE 0.011, P < 0.001$) et celles concernant les transects de 500 m ($estimate = 0.075 \pm SE 0.016, P < 0.001$) suggèrent que la probabilité de détection augmente avec le temps, comme indiqué sur la Figure 14.

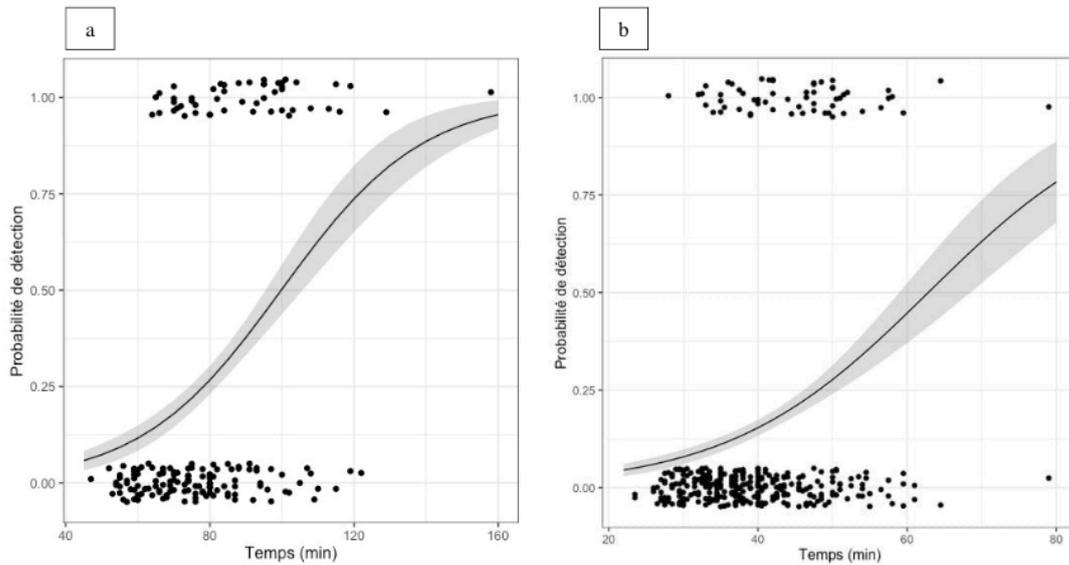


Figure 14 : Probabilité de détection gibbons (*Nomascus gabriellae*) en fonction de l'effort d'enquête (en minutes) sur la base du modèle temporel ($\psi \sim 1, P \sim \text{Temps}$) appliqué aux (a) transects de 1 km de long et (b) transects de 500 m de long.

3. Inventaires aériens

Sur l'ensemble des enquêtes aériennes (N = 133), nous avons suspecté des détections de gibbons à joues jaunes à huit reprises. Une fois les images analysées, seules deux groupes de *Nomascus gabriellae*, composés chacun de cinq individus, ont pu être confirmés. A noter que ces deux groupes ont été détectés lors d'un même vol sur le transect. Cependant, un total de 257 détections (représentant des points chauds sans caractéristiques morphologiques ou comportementales spécifiques) n'ont pas pu être identifiées. Il est donc probable que plusieurs groupes de gibbons aient été détectés via l'enquête aérienne, mais des méthodes plus avancées pour l'identification des espèces sont nécessaires.

Comme mentionner précédemment, compte tenu du nombre très faible de détections identifiables de gibbons par rapport aux nombre total d'enquêtes effectuées, la construction de modèles d'occupation ainsi que les estimations de probabilité d'occupation et de détection correspondantes se sont avérées impossible.

DISCUSSION

1. Occupation des gibbons à joues jaunes (*Nomascus gabriellae*) dans le parc national de Càt Tiên

1.1. Une répartition homogène des détections dans le PNCT

Dans la présente étude, l'analyse des données acoustiques et pédestres a révélé une répartition homogène des gibbons à joues jaunes du sud (*Nomascus gabriellae*) dans la zone d'étude. Ces résultats sont cohérents avec la littérature existante, qui suggère que cette espèce occupe de manière relativement homogène son habitat dans l'est du Nam Cat Tien (Vu et al., 2019 ; Vu et al., 2018).

Concernant l'analyse des données acoustiques, le modèle d'occupation le plus approprié pour expliquer au mieux la distribution des gibbons s'est avéré être le modèle nul pour expliquer au mieux la distribution des gibbons à joues jaunes du sud. Cela indique que les variables explicatives considérées (habitat, distance à la route, distance aux limites du parc) n'influence pas la distribution des gibbons détectée par les capteurs acoustiques. Cette observation peut être attribuée au fait que les enregistrements acoustiques ont révélé des vocalisations de gibbons à presque tous les sites d'enregistrement, à l'exception d'un seul site (R1) parmi les 39 échantillonnés. Cela suggère que la présence des gibbons est relativement répandue et que la probabilité de détection est élevée dans tous les sites. L'espèce sera présente dans environ 97 % des sites et elle sera détectée (lorsqu'elle est présente) environ 89 % du temps.

En ce qui concerne l'enquête pédestre, le modèle basé sur le « Temps » s'est avéré être le plus adapté pour déterminer la présence des gibbons. En effet, nos résultats ont montré qu'à mesure que la durée des enquêtes au sol augmentaient, les probabilités de détecter la présence de gibbons augmentaient également. La répartition relativement homogène des gibbons détectée lors des enquêtes pédestres suggère également que l'espèce occupe de manière régulière son habitat dans la zone étudiée. Seulement cinq transects sur les 29 inventoriés n'ont montré aucun signe de présence de gibbons lors des 6 inventaires réalisés. Le modèle « Temps » appliqué aux demi-transects nous indique que la probabilité d'occupation des *Nomascus gabriellae* dans la zone est de 84,5%. Nous observons aussi que les probabilités de détection ont tendance à augmenter avec la durée des enquêtes. Il est important de noter que malgré l'incertitude inhérente aux intervalles de confiance, due à la taille restreinte de l'échantillon (Tableau 3), la régression logistique a clairement démontré que l'augmentation de la durée

d'échantillonnage pédestre conduit à une augmentation significative de la probabilité de détection des gibbons. Gazagne et al. ont notamment obtenu des conclusions similaires en 2023 dans leur étude sur l'occupation des macaques (*Macaca leonina*) dans le nord de la Thaïlande

1.2. Facteurs influençant la présence des gibbons

Cette répartition homogène des présences de gibbons à travers le site peut être attribuée à la nature relativement uniforme de l'habitat dans la zone étudiée. En effet, la majorité des sites d'enregistrement (28 sur 39) étaient situés dans des zones de forêt secondaire moyenne, caractérisées par une végétation globalement propice à la présence de gibbons. Or nous savons que la densité de gibbons est directement affectée par la qualité de la forêt (Cheyne et al., 2016 ; Gray et al., 2010 ; Kenyon, 2007 ; Phoonjampa et al., 2011 ; Wearn et al., 2021).

Cependant, cette uniformité du type d'habitat dans la zone pourrait également expliquer l'absence d'une quelconque influence du type d'habitat sur la présence des gibbons. Dans le contexte de l'étude acoustique, l'homogénéité des détections et l'uniformité des types d'habitat autour des capteurs acoustiques semblent entraver notre capacité à identifier les préférences des gibbons pour certains types d'habitat. Les études antérieures réalisées dans le parc, couvrant une zone plus étendue et par conséquent une plus grande diversité d'habitats, ont mis en évidence une relation entre la présence des gibbons et la qualité de l'habitat (Vu et Tran., 2019 ; Vu et al., 2018)

En ce qui concerne les autres variables telles que l'impact des distances par rapport à la route et aux limites du parc sur la présence des gibbons, nos analyses n'ont pas abouti à des conclusions définitives. En effet, aucune corrélation entre la présence des gibbons et la distance par rapport à la route ou aux limites du parc n'a été mise en évidence.

1.2.1. Les zones d'activités humaines ont-elles une influence sur la présence des *Nomascus gabriellae* (H1 et H2) ?

En se basant sur la littérature scientifique, nous avons établi des hypothèses préliminaires, à savoir que (H1) les zones à proximité des activités humaines montreraient une présence moins importante de gibbons à joues jaunes en raison des perturbations anthropiques, tandis que (H2) les zones plus éloignées présenteraient une présence plus prononcée de ces gibbons.

Cependant, les résultats obtenus ne permettent pas de valider ces hypothèses. Les enquêtes pédestres suggèrent au contraire une quasi-absence de détection dans les transects les

plus éloignés des routes. Cependant, cette observation ne peut être interprétée de manière robuste en raison d'un potentiel biais méthodologique. En effet, lors des enquêtes pédestres, les transects du centre ont été systématiquement parcourus après les transects proches de la route. Étant donné que les gibbons sont connus pour chanter au lever du soleil (Kenyon, 2007), les enquêtes dans les transects centraux ont eu lieu après la période de chant des gibbons, réduisant ainsi considérablement les chances de les détecter par le biais auditif. Une meilleure homogénéisation des heures d'observation sur l'ensemble des transects est une amélioration nécessaire à considérer pour les enquêtes futures.

La littérature scientifique suggère néanmoins que *Nomascus gabriellae*, en tant qu'espèce craintive, a tendance à éviter les régions avec davantage d'activité humaine (Almeida-Rocha et al., 2017 ; Tun et al., 2023 ; Phoonjampa et al., 2011 ; Kenyon, 2007). Des travaux antérieurs (Kenyon, 2007), soulignent que jusqu'à 42% de la densité des gibbons dans l'ensemble de la zone de Nam Cat Tien peut s'expliquer par des facteurs tels que la qualité de l'habitat, la proximité des stations de rangers et la distance accrue par rapport aux limites du parc.

Nous pensons par ailleurs qu'il est important de nuancer nos résultats. Notre recherche se concentre exclusivement sur la zone est de Nam Cat Tien, qui abrite effectivement une population abondante de gibbons par rapport au reste du parc. Il est à noter que cette zone est également l'une des mieux protégées du parc, abritant huit des quatorze postes de surveillance permanents des rangers. Cette concentration de mesures de protection dans la zone pourrait potentiellement atténuer l'impact des activités humaines sur la présence des gibbons. Cette protection renforcée peut réduire l'effet du braconnage, une menace réelle pour la survie de l'espèce (Rawson et al., 2020 ; Rawson et al., 2011 ; Harrison et al., 2016 ; Estrada et al., 2017). De plus, il convient de rappeler que les conclusions tirées des études citées précédemment doivent être interprétées avec précaution. La plupart de ces recherches ont été menées dans des régions forestières déjà dégradées, ce qui pourrait indéniablement influencer les résultats. Dans notre contexte, bien que la zone étudiée ait connu une dégradation passée, elle est actuellement en phase de régénération active. En outre, un facteur essentiel que nous souhaitons souligner est lié à la délimitation des frontières du parc, principalement tracées le long du fleuve Dong Nai qui contourne la zone Est. Or, nous pensons que cette barrière naturelle peut avoir une influence non négligeable quant à la réduction de l'impact des activités anthropiques entre les zones environnant le parc et son intérieur.

Nos résultats quant à la répartition homogène des détections et à la présence abondante de gibbons dans l'est de Nam Cat Tien sont néanmoins concordant avec les résultats de précédentes études effectuées dans le parc. En effet, en 2018, les travaux de Vu et al. ont mis en évidence que le PNCT abritait l'une des populations de *Nomascus gabriellae* les plus importantes du Vietnam. Ils ont notamment estimé la densité de gibbons dans l'est de Nam Cat Tien à 1.01 groupes par km² en utilisant la méthode des points d'écoute occupés par des humains. Par extrapolation, nos résultats sont donc en adéquation avec cette densité puisqu'une présence était détectée à quasiment chaque capteur espacé de 1.5 km d'écart l'un de l'autre et que les cris de gibbons peuvent atteindre une portée de 1 km en terrain plat (Kenyon, 2007). De plus, la méthodologie adoptée dans le cadre de notre enquête acoustique a été conçue pour optimiser les chances de détecter le maximum de groupes occupant la zone. Nos capteurs ont enregistré pendant les moments de la journée où les gibbons sont le plus actifs et ce pendant une durée de six jours consécutifs. Cette approche diffère de celle de Vu et Tran. (2019) qui ont effectué des observations sur une période de trois jours, et des études antérieures, comme celles de Vu et al. en 2018, suggèrent que cette durée est suffisante pour détecter entre 80% et 90% des groupes de gibbons entourant un point d'écoute. Cette même étude datant de 2019, Vu et Tran ont estimé la probabilité d'occupation des *Nomascus gabriellae* dans l'est de Nam Cat Tien à 57% ce qui est inférieur aux probabilités d'occupation résultant de notre étude (97%).

1.2.2. La qualité de l'habitat a-t-elle une influence positive sur la présence de *Nomascus gabriellae* ? (H3)

Une corrélation positive entre la qualité de la forêt et la présence des gibbons (H3), comme évoqué dans diverses études (Cheyne et al., 2016 ; Gray et al., 2010 ; Kenyon, 2007 ; Phoonjampa et al., 2011), n'a pas pu être confirmée par nos résultats d'occupation. Cependant, il est intéressant de souligner que les capteurs acoustiques R1, R17 et R20, implantés dans des zones caractérisées par des habitats de forêts secondaires appauvries, mixtes ou de bambous, présentent les taux de détection les plus bas de la zone. Par ailleurs, l'enquête pédestre indique que les transects où le plus grand nombre de groupes de gibbons a été détecté se trouvent dans des zones de forêts sempervirentes riches et abondantes (T22 et T23). Ces deux constatations descriptives tendent à renforcer que la présence des gibbons est positivement influencée par la qualité de l'habitat, bien que nos modèles d'occupation ne révèlent aucune corrélation significative entre les deux.

2. Efficacité des différentes méthodes de suivi

Nos résultats confirment notre quatrième hypothèse (H4), suggérant que les techniques de Surveillance Acoustique Passive sont plus efficaces pour détecter les gibbons à joues jaunes que les méthodes d'enquête aérienne ou terrestre. En effet, le PAM offre une estimation d'occupation des gibbons plus fiable ainsi qu'une meilleure probabilité de détection, avec un effort humain et financier moindre par rapport aux deux autres méthodes. Plusieurs raisons logistiques sont aussi à l'origine de la meilleure efficacité démontrée par le PAM. Les capteurs peuvent être déployés dans des zones difficiles d'accès ou éloignées, permettant une surveillance continue et minimisant les contraintes de terrain pour les chercheurs. Toujours en comparaison avec les méthodes d'observation humaine, les gibbons peuvent être sensibles à la présence humaine, ce qui peut par ailleurs influencer leur comportement. Les enquêtes acoustiques comme celle effectuée pour notre étude ont permis d'analyser la présence des gibbons sans pour autant perturber leur environnement naturel (Crunchant, 2020 ; Gibb et al., 2019 ; Pimm et al., 2015 ; Rhinehart et al., 2020). Enfin, les enregistrements acoustiques ont été minutieusement analysés à l'aide d'outils informatiques permettant d'identifier avec une précision accrue les cris de gibbons. Les capteurs acoustiques se révèlent être un outil puissant et en plein essor (Darras et al., 2019 ; Rhinehart et al., 2020) nous donnant accès à des données de haute résolution couvrant un espace important et demandant moins d'efforts que lors d'une enquête au sol (Darras et al., 2019, Marques et al., 2013).

Contrairement à d'autres méthodes, l'une des principales limitations de cette approche est sa difficulté à estimer la densité des gibbons. En effet, le potentiel d'utilisation des données acoustiques passives pour obtenir des informations sur les populations animales est reconnu depuis de nombreuses années (Campos-Cerqueira et Aide, 2016 ; Crunchant et al., 2020 ; Browning et al., 2017 ; Sugai et al., 2019). Cependant, la plupart de ces conclusions sont principalement limitées à la confirmation de la présence en utilisant des indices relatifs tels que les vocalisations détectées par jour. Bien que ces mesures soient précieuses dans de nombreux contextes, elles ne reflètent pas de manière précise les véritables schémas de densité ou d'abondance (Thomas et Marques, 2012). En effet, lors de l'analyse des enregistrements, il devient difficile d'identifier avec précision le nombre de groupes ou d'individus émettant des appels, et peu de travaux ont été publiés sur ce sujet (Marques et al., 2013). Bien que des solutions à ce problème soient de plus en plus disponibles (utilisation du distance sampling avec du PAM (Marques et al., 2020), l'utilisation d'algorithmes (Clink et Klinck, 2019) ou de

logiciels intelligents (Zwerts et al., 2021)) nous avons fait le choix de ne pas les explorer dans le cadre de notre étude et de plutôt nous concentrer sur l'occupation des gibbons.

L'enquête pédestre quant à elle permet également de détecter les gibbons, mais nécessite un effort d'échantillonnage considérable pour obtenir des estimations d'occupation robustes. Cette méthode peut également induire modifications comportementales et des perturbations non négligeables sur l'espèce, susceptibles de menacer leur survie (e.g. stress, transmission de maladies, etc.) (Piel et al., 2022 ; Bezanson et McNamara, 2019 ; Lappan et al., 2020). Le comportement discret et élusif des gibbons (Kenyon, 2007), combiné à leur sensibilité aux perturbations humaines, a rendu difficile leur détection directe sur le terrain et pourrait avoir conduit à une sous-estimation de leur présence (Crunchant et al., 2020). Les enquêtes pédestres présentent des contraintes spatiales et géographiques car elles sont tributaires de l'accessibilité de la forêt pour établir des transects. En conséquence, elles couvrent moins efficacement la répartition globale des gibbons par rapport à des méthodes telles que l'approche acoustique. Enfin, la détection peut être influencée par les conditions météorologiques ou par les compétences des observateurs.

Pour finir, l'enquête aérienne s'est avérée inefficace pour étudier l'occupation des gibbons dans le cadre de notre étude. Bien qu'il est possible que la détection de ces derniers ait été égale, voire supérieure, par rapport aux enquêtes terrestres, il nous était impossible d'identifier les gibbons sur base de l'imagerie thermique seule. Cependant, compte tenu du potentiel de cette méthode pour du suivi avec un minimum de perturbations sur le site et l'espèce étudiée (Gazagne et al., 2023 ; Kays et al., 2019 ; Spaan et al., 2019 ; Zhang et al., 2020), nous recommandons son utilisation pour des espèces facilement identifiables. En effet, la principale problématique réside dans la difficulté à distinguer les gibbons des autres espèces présentes (Annexe 8). Nous sommes d'avis que cette technologie pourrait donc se montrer efficace pour estimer l'occupation et la densité d'espèces comme les gibbons (Wearn et al., 2023), dans le cadre du suivi d'une population connue pour du suivi à long terme et dans des environnements moins diversifiés en primates, afin d'éviter toute confusion (Krishnan et al., 2023).

Le Tableau 4, ci-dessous, présente les avantages et les inconvénients des trois méthodes employées dans le cadre de ce travail de fin d'étude pour la détection des *Nomascus gabriellae* dans la région est de Nam Cat Tien.

Tableau 4 : Aperçu de la manière dont l'observation humaine le long de transects linéaires, les drones équipés de caméras infrarouges et les capteurs acoustiques passifs répondent aux attentes en lien avec la détection des *Nomascus gabriellae* dans notre site d'étude

Questions	Caractéristiques	PAM	Drone	Transect
Détection des <i>Nomascus gabriellae</i>	<i>Probabilité de détection</i>	Élevé	Faible	Modéré
	<i>Rayon de détection</i>	Élevé Rayon de détection pouvant aller jusque 600-700 m (Vu et al., 2019).	Modéré En effectuant des vols avec l'angle de caméra à 45° (à une hauteur d'environ 60 m), la couverture serait de près de 7 km ² pour des transects de 1 km (Burke et al., 2019b). Le rayon suit donc les transects et le drone reste dépendant de sa batterie mais aussi de la qualité du signal de détection.	Modéré S'étend le long des transects. Dans le cas d'une détection visuelle, le champs de détection est faible, mais sur une détection auditive, il est élevé (+ de 700 m). Ces derniers dépendent souvent des sentiers ouverts préalablement par les rangers.
	<i>Sujet aux conditions climatiques</i>	Modéré Avec les caissons de protection, l'appareil peut résister à n'importe quelles conditions climatiques. En revanche, la qualité de l'enregistrement peut être impacté.	Élevé En cas d'intempéries ou de brouillard, faire voler le drone risque de l'endommager et le signal de détection est très mauvais. Si la végétation est trop chaude, la probabilité de détection est plus faible.	Modéré Les conditions climatiques particulièrement rigoureuses altèrent la visibilité de l'observateur et peuvent même présenter des dangers lors de déplacements sous une canopée dense.
	<i>Identification de l'espèce</i>	Élevé Dans notre cas, les erreurs d'identification des cris des gibbons ont été minimisées car il n'y a qu'une seule espèce de gibbon dans la région et leur cri est distinct de celui des autres espèces présente dans le parc.	Faible Les gibbons présentent une morphologie corporelle plus petite que les <i>Pygathrix nigripes</i> et ne possèdent pas de traits morphologiques distinctifs en position de sommeil, tels qu'une queue. Il est probable que nous en ayons détectés davantage, mais il était impossible d'identifier l'espèce de manière certaine. En règle générale, la possibilité de pouvoir analyser les photographies prises durant le vol offre une vraie opportunité pour identifier les espèces.	Modéré L'identification d'une espèce peut se faire à la fois de manière visuelle et auditive. La proximité physique entre l'observateur et l'animal permet aussi une observation détaillée des caractéristiques morphologiques et des comportements distinctifs. Toutefois, les gibbons sont des animaux craintifs et discrets et ont souvent tendance à éviter toute présence humaine.

<i>Potentiel d'automatisation d'identification de l'espèces</i>	Élevé Plusieurs outils de détection automatiques existent (Dufourq et al., 2021 ; Gibb et al., 2019, Clink et Klinck, 2019 ; Kalan et al., 2015) mais demande une expertise technique élevée (Zwert et al., 2021).	Élevé De nombreuses études ont testé des algorithmes qui détectent automatiquement les espèces ciblées (Longmore et al., 2017 ; Petso et al., 2022 ; Linchant et al., 2015 ; Mirka et al., 2022 ; Krishnan et al., 2023 ; https://www.conservationai.co.uk/ consulté le 13/08/23).	Faible L'identification des espèces ne peut être faite que sur le terrain.
<i>Identification du nombre d'individus</i>	Modéré Possibilité d'identifier les individus sur base du spectrogramme mais nécessite une technique d'expertise avancée	Élevé Le comptage des individus peut se faire en analysant en détails les photographies pendant le vol.	Modéré La canopée et le caractère élusif des <i>Nomascus gabriellae</i> peuvent rendre l'identification du nombre d'individus incertaine.
<i>Perturbation liée à la méthode</i>	Faible Le PAM est une des méthodes connue les moins invasives et perturbantes (Crunchant, 2020 ; Gibb et al., 2019 ; Pimm et al., 2015 ; Rhinehart et al., 2020).	Faible Les perturbations causées par un drone sont minimales sur l'espèce mais aussi sur le site car elle ne nécessite pas l'ouverture de transects (Gazagne et al., 2023 ; Hodgson et al., 2018 ; Linchant et al., 2015).	Modéré La présence des observateurs sur le terrain a tendance à effrayer les gibbons. La présence d'humains en général a une influence négative sur la présence des espèces (Crunchant, 2020).
<i>Estimation de la densité</i>	Modéré Il est difficile d'utiliser les enregistrements pour estimer précisément le nombre d'individus. Cependant, des méthodes spécifiques ont déjà été proposées (Thomas et Marques, 2012 ; Marques et al., 2013).	Faible Faible au vu de la difficulté à identifier les gibbons. Mais son efficacité a été démontrée sur d'autres espèces dont des ongulés (Baldwin et al., 2023 ; Graves et al., 2022 ; McCarthy et al., 2021).	Élevé Dans le cas de l'utilisation du Distance Sampling (Miller et al., 2013 ; Brockelman et Ali, 1987).

7 capteurs acoustiques (Wildlife Acoustics) :				
Coût	<i>Collection des données (n'inclus pas la main d'œuvre)</i>	- SM2 = ± 500 \$ - SM3 = ± 500 \$ - SM4 = ± 900 \$ - Batterie (28 paires) = ±165\$ - Carte SD (19) = ±160 \$	- DJI Mavic 3T Entreprise et Accessoires = ± 6000\$ - GPSMAP 66S GARMIN = ± 490 \$ - Licence drone = dépendant des pays mais peut être très important (Crunchant, 2020)	- Jumelles = ± 100 \$ - GPSMAP 66S GARMIN = ± 490 \$
		Autres : - GPSMAP 66S GARMIN = ± 490 \$		
	<i>Total</i>	Élevé ± 5115 \$	Élevé ± 6490 \$	Faible ± 590 \$
	Temps	<i>Préparation</i>	17 jours	1 jour
	<i>Collection des données</i>	±78h au total sur 78 jours	33.3h au total sur 126 jours	229.1h au total sur 126 jours
	<i>Traitement des données</i>	33 jours	19 jours	1 jour
	<i>Total</i>	Modéré	Faible	Élevé

3. Recommandations et perspectives

Dans l'ensemble, notre étude a révélé que la zone Est de Nam Cat Tien est propice à la présence des gibbons. Toutefois, afin d'obtenir une image plus complète et précise de la répartition des gibbons en fonction de l'habitat, ainsi que de la distance par rapport aux indices d'activités anthropiques suggérés, il est recommandé d'étendre l'enquête acoustique de manière exhaustive, englobant l'intégralité du parc, en incluant sa partie ouest. Cette approche permettrait notamment de mieux saisir les variations d'habitat sur toute l'étendue du parc, améliorant ainsi la modélisation des schémas d'occupation. En étendant nos efforts de suivi pour couvrir une superficie plus vaste et en augmentant le nombre de sites d'enquête, nos estimations d'occupation et de probabilités de détection pourraient également être considérablement améliorées (Gazagne et al., 2023b).

Au-delà des avantages liés à la méthode elle-même, l'utilisation des enregistreurs s'est avérée performante, enregistrant avec précision les périodes d'activité des gibbons, notamment leurs chants matinaux. Cependant, l'utilisation de différents types de capteurs tels que les SM2, SM3 et SM4 n'est pas idéale, bien que des tests préalables aient démontré l'absence de différences majeures pouvant perturber l'enquête. Nous avons en effet rencontré plusieurs problèmes avec les capteurs les plus anciens, les SM2, pour lesquels des enregistrements ont dû être recommencés. Nous recommandons donc l'utilisation d'un unique modèle pour les enquêtes futures, en privilégiant la version la plus récente, à savoir le SM4.

De l'autre côté, les enquêtes pédestres ont montré des limites dues à des contraintes d'horaires d'échantillonnage. Pour les enquêtes futures, une meilleure répartition des heures d'observation sur l'ensemble des transects, qu'ils soient centraux ou périphériques à la route, constitue une amélioration nécessaire. De plus, sur le plan de la gestion, les résultats du modèle temporel nous indiquent qu'une probabilité de détection optimale ($p=1$) peut être atteinte si un observateur étudie un transect d'1 km pendant au moins 160 minutes (Tableau 3). Ainsi, en cas de non-détection de gibbons malgré une durée d'observation adéquate, il est possible d'établir avec confiance l'absence de gibbons sur ce site. En vue des cartes de détection obtenues (combinant possiblement les approches acoustiques et pédestres), certaines zones prioritaires de conservation peuvent être également suggérées, comme les transects T21, T22 et T23 situés au sein des forêts sempervirentes riches.

CONCLUSION

En conclusion, nos résultats montrent une répartition homogène des gibbons dans notre zone d'étude, principalement constituée de forêt secondaire. L'approche acoustique s'est révélée particulièrement prometteuse, mettant en évidence la puissance des capteurs acoustiques autonomes pour enregistrer les vocalisations des gibbons pendant leurs périodes d'activité maximale. Cependant, nous reconnaissons les limites de cette approche concentrée sur la partie Est du parc et nous soulignons l'importance d'envisager des enquêtes acoustiques plus étendues, couvrant l'intégralité du parc, afin d'obtenir une compréhension globale de la distribution de l'espèce dans divers habitats. D'autres contraintes ont également été identifiées, en particulier en ce qui concerne la détection précise du nombre d'individus à partir des enregistrements, élément nécessaire pour le calcul de la densité de la population de gibbons. Pour poursuivre nos recherches, il serait pertinent d'explorer des approches améliorées de traitement des enregistrements acoustiques, éventuellement associée avec des enquêtes visuelles sur le terrain, en vue d'obtenir des estimations plus précises de la taille de la population.

En dépit de ces limitations, nos résultats fournissent des perspectives encourageantes pour la conservation des gibbons à joues jaunes dans le parc national de Căt Tiên. La confirmation de leur présence régulière à travers différentes méthodes renforce l'idée que cette espèce est capable de s'adapter à des conditions variées et occupe un rôle crucial dans l'écosystème du parc. Les techniques d'enquête pédestre et d'imagerie thermique par drone, bien que moins efficaces pour la détection des gibbons, restent des outils précieux pour la surveillance et la collecte de données sur les autres espèces de primates et la biodiversité en général.

En conséquence, notre étude apporte une contribution significative à la compréhension de la distribution des gibbons à joues jaunes et à l'efficacité des différentes méthodes de collecte de données. Ces informations sont essentielles pour guider les efforts de conservation et de gestion du parc national, en mettant en place des mesures ciblées visant à protéger cette espèce emblématique et son habitat. Alors que de nouveaux défis se profilent dans le domaine de la conservation, nous sommes convaincus que notre étude ouvre la voie à de nouvelles opportunités pour préserver la richesse biologique du parc national de Căt Tiên.

ANNEXES

Annexe 1 : Revue de littérature complémentaire sur les principales pressions anthropiques touchant l'Asie du Sud-Est

Les monocultures à grande échelle

L'un des facteurs prédominant de la déforestation en Asie est le changement d'occupation du sol forestier pour établir des plantations industrielles (Boucher et al. 2011 ; Hughes, 2017). Selon Gibbs et al. (2010), ces nouvelles plantations, principalement de palmiers à huile, de caoutchouc et de vergers, sont établies sur d'anciennes forêts primaires à un taux bien plus élevé que n'importe quelle région du monde (Turner et al., 2016). Cette perte d'habitat au profit des plantations, ainsi que de la fragmentation des forêts restantes, entraîne une perte progressive d'espèces régionales, endémiques, dépendantes de la forêt, avec un impact particulièrement marqué sur les grands mammifères (Almeida-Rocha et al., 2017 ; Sodhi et al., 2010).

Urbanisation

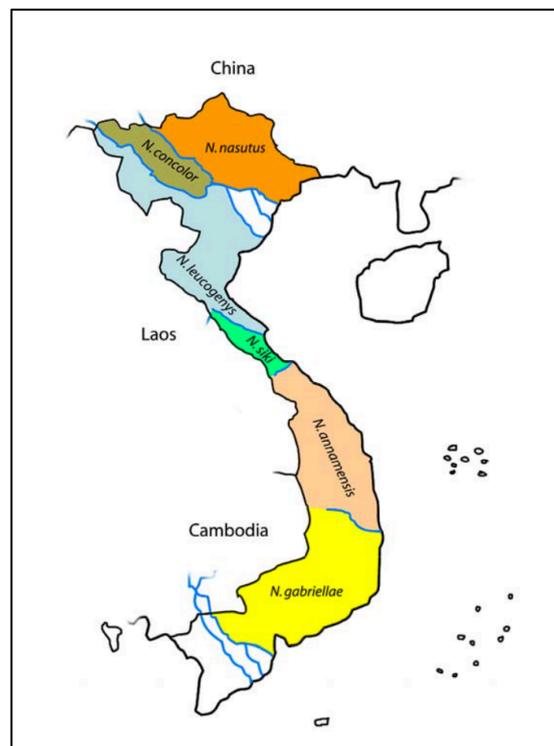
L'Asie de Sud-Est connaît, depuis quelques décennies, une augmentation démographique importante, avec en 2017, environ 646 millions d'habitants, soit 8,6% de la population mondiale. La taille des villes ne cesse ainsi d'augmenter. Selon Schewenius et al. (2014), dans les vingt années à venir, plus de la moitié de l'expansion urbaine mondiale touchera l'Asie, et plus particulièrement les pays encore relativement ruraux comme le Vietnam. Déjà, en 2000, la quasi-totalité de l'espace urbain d'Asie du Sud-Est se trouvait sur des sites d'importantes biodiversités (Güneralp and Seto, 2013).

Braconnage et commerce illégal d'animaux sauvages

Un autre élément fondamental à considérer lorsqu'on évoque les menaces pesant sur la faune est le braconnage et le commerce illégal associé. En effet, l'augmentation démographique exponentielle, la disponibilité croissante des armes à feu et l'amélioration des systèmes de transport permettant aux chasseurs d'avoir accès aux forêts plus facilement, et ce même dans les réserve (Harrison, 2011) ont eu pour conséquence d'accroître le nombre de braconniers (Robinson et Bennett, 2000 ; Milner-Gulland et Bennett, 2003 ; Walsh et al., 2003 ; Walsh et al., 2003 ; Corlett, 2007 ; Corlett et Primack, 2008). Les principales raisons de cette pratique sont liées à l'alimentation, à la médecine traditionnelle, à l'ornementation et au commerce

d'animaux de compagnies (Hughes, 2017 ; Nijman and Shepherd, 2009, Harrison et al., 2016 ; Bush et al. 2014 ; Estrada et al., 2017). La biomasse chassée vise essentiellement la viande de brousse (porcs, rongeurs, cervidés, etc) ainsi que les primates et les espèces arboricoles (Estrada et al., 2017). De nombreuses populations de mammifères disperseurs de graines comme les primates ont été décimées ou complètement éliminées, mettant en danger le potentiel de régénération forestière (Almeida-Rocha et al., 2017 ; Corlett, 2007, Estrada et al., 2017).

Annexe 2 : Répartition des différentes espèces de gibbons au Vietnam et précisions sur la répartition du *Nomascus gabriellae*



La récente découverte d'une nouvelle espèce de gibbon dans les haut-plateaux du centre-nord du Vietnam, le *Nomascus annamensis*, rend la répartition du *Nomascus gabriellae* dans le pays incertaine, mais il semble être plus concentré vers le sud de la rivière Ba (Duc et al., 2010). Bien que la zone géographique occupée par cet Hylobatidé reste floue, il est connu que les plateaux de Dak Lak et de Da Lat au Vietnam accueillent d'importantes populations de gibbons à joues jaunes du Sud

Annexe 3 : Exemple du paramétrage d'un capteur acoustique, modèle SM3, via le logiciel SM3 Configurator en avril

Configuration settings

Prefix: GB

Timezone: UTC+07 :00

Position: Lat: 12.42 N Lon: 107.43 W

Solar mode: Sunrise/Sunset

Cutoff voltage: 3.7 V

Sensitivity: 0: 0.0 dB 1: 0.0 dB

Deployment scenario

SM3 Start dd/mm/yy 10/04/2023 05:20:00
hh:mm:ss

A: 64GB B: 32GB C: 32GB D: 32GB

Mic 0: Internal Mic 1: Internal

Trig Ratio (%): 10% Battery (Wh): 72 Wh

Program

1	HPF	CH 0: 220 Hz	CH 1: 220 Hz
2	GAIN	CH 0: Specify 16.0 dB	CH 1: Specify 16.0 dB
3	FS	WAV Format	CH 0: 48000 Hz
4	ZC	OFF	DIV 16
5	FRQMIN	CH 0: Off	CH 1: Off
6	FRQMAX	CH 0: Specify 192 kHz	CH 1: Specify 192 kHz
7	DMIN	CH 0: Specify 1.5 ms	CH 1: Specify 1.5 ms
8	DMAX	CH 0: Off	CH 1: Off

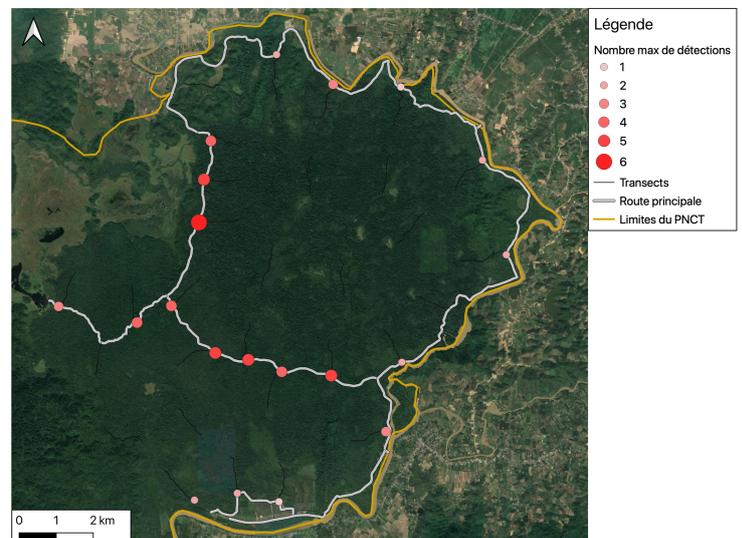
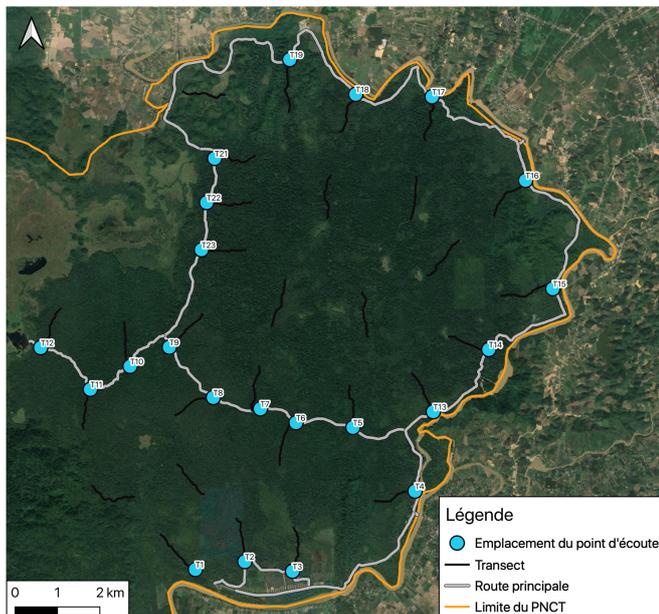
	00:00	01:00	02:00	03:00	04:00	05:00	06:00	07:00	08:00	09:00	10:00	11:00	12:00	13:00	14:00	15:00	16:00	17:00	18:00	19:00	20:00	21:00	22:00	23:00
10-Apr-2023 (0)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													
11-Apr-2023 (1)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													
12-Apr-2023 (2)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													
13-Apr-2023 (3)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													
14-Apr-2023 (4)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													
15-Apr-2023 (5)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													
16-Apr-2023 (6)	Day	Day	Day	Day	Day	Recording	Day	Night	Night	Night	Night													

Night
 Day
 Recording
 Flash full
 Battery empty

Annexe 4 : Explication de la méthode et localisation des points d'écoutes pour la détection des gibbons à joues jaunes dans le PNCT et cartes représentant l'emplacement et le nombre maximum de groupes détectés (nombre variant entre 1 et 6 groupes) pendant les 3 jours d'échantillonnage aux points d'écoute (N=22)

Avant chaque relevé pédestre du matin, un échantillonnage auditif était réalisé depuis la route, au départ des transects, pour éviter toutes doubles comptabilisations du même groupe pendant l'enquête au sol. Au total, 68 points d'écoute ont été effectués au départ des transects (i.e. au moins trois périodes d'échantillonnage pour N=22 transects) avec une durée d'en moyenne 32 minutes \pm SD 5 minutes.

Cette approche a permis de garantir l'exactitude de nos données et d'obtenir des résultats fiables pour évaluer l'occupation des gibbons à joues jaunes dans la région étudiée. La moyenne de détection par points d'écoute correspond à 2.4 groupes (SD = 1.4, min = 0 et max = 6). Au même titre que l'ensemble des données pédestres, celles des points d'écoute étaient encodées à la fois sur l'application Survey123 ArcGis et sur le GPS (GPSMAP 66S GARMIN).



Annexe 5 : Historique de détection des capteurs acoustiques. La dernière colonne nous renseigne sur le nombre total d'occurrences comprenant une détection par site d'étude.

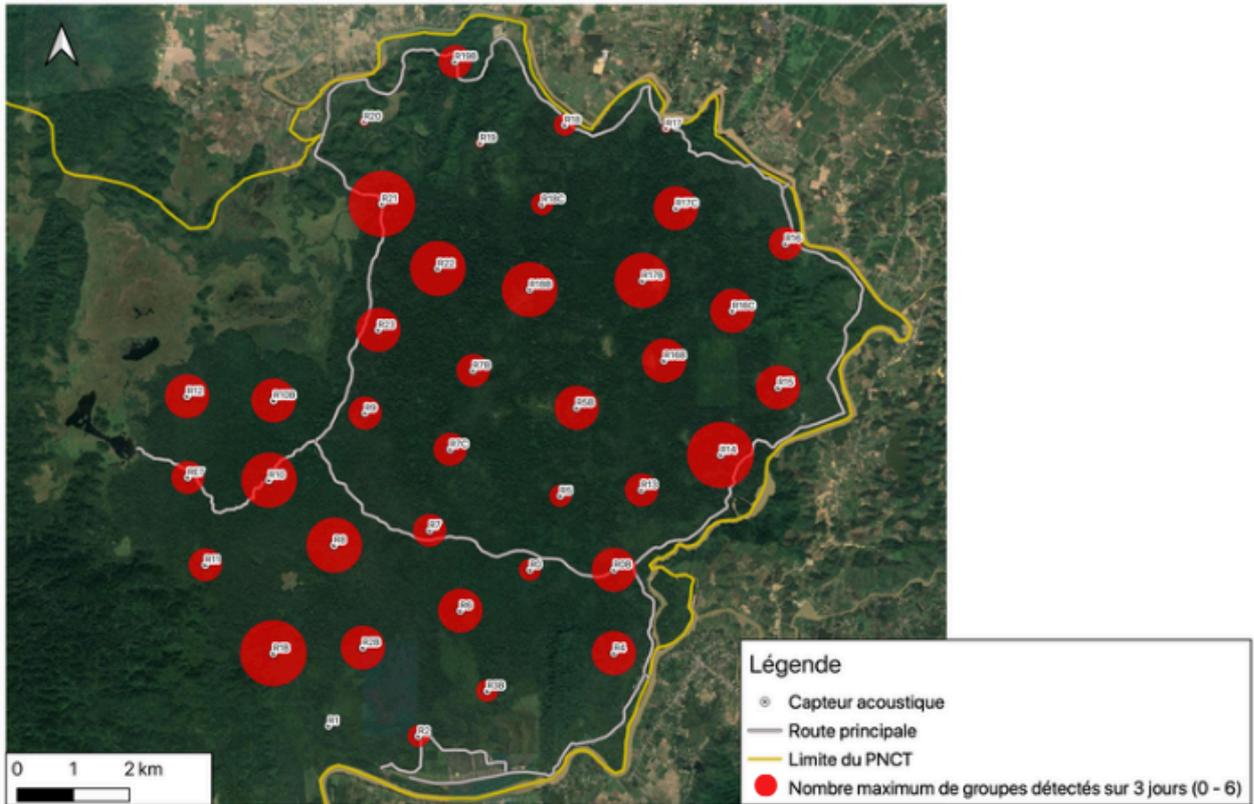
Emplacements	V1	V2	V3	V4	V5	V6	SOMME
R0	1	1	1	1	1	1	6
R0B	1	1	1	1	1	1	6
R1	0	0	0	0	0	0	0
R1B	1	1	1	1	1	1	6
R2	1	0	1	0	1	0	3
R2B	1	1	1	1	1	1	6
R3	1	1	1	0	1	1	5
R4	1	1	1	1	1	1	6
R5	1	1	0	1	1	1	5
R5B	1	1	1	1	1	1	6
R6	1	1	1	1	1	1	6
R7	1	1	1	1	0	0	4
R7B	1	1	1	1	1	0	5
R7C	1	1	1	1	1	1	6
R8	1	1	1	1	1	1	6
R9	1	1	1	1	1	1	6
R10	1	1	1	1	1	1	6
R10B	1	1	1	1	1	1	6
R11	1	1	1	1	1	1	6
R12	1	1	1	1	1	1	6
RE7	1	1	1	1	NA	NA	4
R13	1	1	1	1	1	1	6
R14	1	1	1	0	1	1	5
R15	1	1	1	1	1	NA	5
R16	1	0	1	0	1	0	3
R16B	1	1	1	1	1	0	5
R16C	1	1	1	1	1	1	6
R17	1	1	1	1	0	1	5
R17B	1	1	1	1	1	1	6
R17C	1	1	1	1	1	1	6
R18	1	1	1	1	1	1	6
R18B	1	1	1	1	1	1	6
R18C	1	1	1	1	0	1	5
R19	1	0	1	0	0	1	3
R19B	1	1	1	1	1	1	6
R20	0	0	1	0	0	NA	1
R21	1	1	0	0	1	1	4
R22	1	1	1	1	1	1	6
R23	1	1	1	1	1	1	6

Notons également que des circonstances opérationnelles ont empêché la réalisation de 4 enregistrements planifiés. Ces manquements (marqués par la mention "NA") se sont produits en raison de contraintes logistiques et d'équipement limité, entravant ainsi l'enregistrement d'une journée sur les sites R15 et R20, ainsi que de deux journées sur le site RE7.

Annexe 6 : Historique de détection de l'enquête pédestre. La dernière colonne nous renseigne sur le nombre total d'occurrences comprenant une détection par site d'étude.

	d1	d2	d3	d4	d5	d6	SOMME
T1	0	0	0	0	1	0	1
T1B	1	1	0	0	1	0	3
T2	1	0	1	0	0	0	2
T2B	0	0	0	0	0	0	0
T3	1	0	0	1	0	0	2
T4	0	1	0	1	0	1	3
T5	0	0	1	0	1	0	2
T5B	0	0	0	0	0	0	0
T6	0	1	1	1	0	1	4
T7	1	1	1	0	1	0	4
T7B	0	0	0	0	0	0	0
T8	0	0	1	0	0	0	1
T9	1	0	0	0	1	0	2
T10	0	1	0	0	0	0	1
T11	0	0	0	0	1	0	1
T12	0	1	0	1	0	0	2
T13	0	1	0	0	0	0	1
T14	0	1	0	1	0	1	3
T15	0	1	0	1	0	1	3
T16	0	0	0	0	0	0	0
T16B	0	1	0	0	0	0	1
T17	0	0	0	0	1	0	1
T17B	0	0	1	0	0	0	1
T18	0	1	0	1	0	0	2
T18B	0	0	0	0	0	0	0
T19	0	0	0	1	0	1	2
T21	1	0	0	0	0	1	2
T22	0	1	1	1	0	1	4
T23	1	0	1	0	0	0	2

Annexe 7 : Carte représentant le nombre maximum de groupes détectés par capteur acoustiques (N=39) pendant les trois premiers jours d'enregistrements (nombre variant entre 0 et 6 groupes maximum).



Annexe 6 : Résumé des détections totales d'individus (*Nb_ind*) et de groupes (*Nb_grp*) obtenues grâce à l'enquête pédestre et l'enquête aérienne.

Type d'enquêtes		Pédestre		Aérienne
Nombre d'enquêtes		N _{T29} =174	N _{T22} =132	N _{T22} =132
Inconnu	Nb_ind	38	15	256
	Nb_grp	19	13	137
<i>Pygathrix nigripes</i>	Nb_ind	879	696	1033
	Nb_grp	245	204	235
<i>Trachypithecus margarita</i>	Nb_ind	54	54	15
	Nb_grp	8	8	2
<i>Nomascus gabriellae</i>	Nb_ind	133	125	11
	Nb_grp	68	63	4
<i>Macaca leonina</i>	Nb_ind	525	435	220
	Nb_grp	60	48	37
<i>Macaca fascicularis</i>	Nb_ind	112	111	95
	Nb_grp	18	17	16
<i>Macaca arctoides</i>	Nb_ind	32	13	0
	Nb_grp	6	3	0
Détections	Nb Total	1773	1449	1723

BIBLIOGRAPHIE

- Akaike, H. (1998). *Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle* in *Selected Papers of Hirotugu Akaike*, Springer Series in Statistics, New York, 199-213. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1694-0_15
- Almeida-Rocha, J. M. d., Peres, C. A., and Oliveira, L. C. (2017). Primate responses to anthropogenic habitat disturbance: A pantropical meta-analysis. *Biological Conservation*, 215, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.018>
- Ancrenaz, M., Kühl, H., Maisels, F., and Williamson, E. A. (2008). Best practice guidelines for surveys and monitoring of great ape populations, IUCN: International Union for Conservation of Nature. IUCN Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group. Retrieved from <https://policycommons.net/artifacts/1375706/best-practice-guidelines-for-surveys-and-monitoring-of-great-ape-populations/1989968/> on 16 Aug 2023. CID: 20.500.12592/6786b2
- Arandjelovic, M., and Vigilant, L. (2018). Non-invasive genetic censusing and monitoring of primate populations. *American Journal of Primatology*, 80(3), e22743. <https://doi.org/10.1002/ajp.22743>
- Bach, T. H., Chen, J., Hoang, M. D., Beng, K. C., and Nguyen, V. T. (2017). Feeding behavior and activity budget of the southern yellow-cheeked crested gibbons (*Nomascus gabriellae*) in a lowland tropical forest. *American Journal of Primatology*, 79(8). <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.22667>
- Baldwin, R. W., Beaver, J. T., Messinger, M., Muday, J., Windsor, M., Larsen, G. D., ... and Anderson, T. M. (2023). Camera trap methods and drone thermal surveillance provide reliable, comparable density estimates of large, free-ranging ungulates. *Animals*, 13(11), 1884. <https://doi.org/10.3390/ani13111884>
- Bezanson, M., and McNamara, A. (2019). The what and where of primate field research may be failing primate conservation. *Evolutionary Anthropology: Issues, News, and Reviews*, 28(4), 166-178.
- Boucher, D., Elias P., Lininger K., May-Tobin C., Roquemore S., and Saxon E. (2011). *The root of the problem: What's driving tropical deforestation today?* Union of Concerned Scientists, UCS Publications, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Brockelman, W. Y. (2019). Counting gibbons: The evolution of sample methods. *Interdisciplinary Research Review*, 14(6), 21-27. <https://doi.org/10.14456/JTIR.2019.54>
- Brockelman, W. Y., and Ali, R. (1987). *Methods of surveying and sampling forest primate populations*. C. W. Marsh & R. A. Mittermeier (Eds.), Primate conservation in the tropical rainforest (23–62). New York: Alan R. Liss.
- Browning, E., Gibb, R., Glover-Kapfer, P., and Jones, K. E. (2017). Passive acoustic monitoring in ecology and conservation. WWF Conservation Technology Series 1(2). WWF-UK, Woking, United Kingdom.

- Burke, C., Rashman, M. F., Longmore, S. N., McAree, O., Glover-Kapfer, P., Ancrenaz, M., and Wich, S. A. (2019a). Successful observation of orangutans in the wild with thermal-equipped drones. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 7(3), 235-257. <https://doi.org/10.1139/juvs-2018-0035>
- Burke, C., Rashman, M., Wich, S., Symons, A., Theron, C., & Longmore, S. (2019b). Optimizing observing strategies for monitoring animals using drone-mounted thermal infrared cameras. *International Journal of Remote Sensing*, 40(2), 439-467. <http://dx.doi.org/10.1080/01431161.2018.1558372>
- Burnham, K. P. and Anderson, D. R. (2002) *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information–Theoretic Approach, Vol. 2.*, Springer, New York
- Bush, E. R., Baker, S. E., and Macdonald, D. W. (2014). Global trade in exotic pets 2006–2012. *Conservation Biology*, 28(3), 663-676. <https://doi.org/10.1111/cobi.12240>
- Butchart, S. H., Walpole, M., Collen, B., Van Strien, A., Scharlemann, J. P., Almond, R. E., ... and Watson, R. (2010). Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 328(5982), 1164-1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- Cardillo, M., Mace, G. M., Gittleman, J. L., Jones, K. E., Bielby, J., and Purvis, A. (2008). The predictability of extinction: Biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275(1641), 1441-1448. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.0179>
- Chabot, D., and Bird, D. M. (2015). Wildlife research and management methods in the 21st century: Where do unmanned aircraft fit in? *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 3(4), 137-155. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0021>
- Cheyne, S. M., Gilhooly, L. J., Hamard, M. C., Höing, A., Houlihan, P. R., Loken, B., ... and Zrust, M. (2016). Population mapping of gibbons in Kalimantan, Indonesia: Correlates of gibbon density and vegetation across the species' range. *Endangered Species Research*, 30, 133-143. <https://doi.org/10.3354/esr00734>
- Clink, D. J., and Klinck, H. (2019). GIBBONFINDER: An R package for the detection and classification of acoustic signals. arXiv preprint arXiv:1906.02572.
- Conservation AI, <https://www.conservationai.co.uk/> consulté le 13/08/23
- Corlett, R. T. (2007). The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica*, 39(3), 292-303. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00271.x>
- Corlett, R. T., and Primack, R. B. (2008). *Tropical rainforest conservation: A global perspective. Tropical forest community ecology in Tropical Forest Community Ecology*, Blackwell Science Editors, 442-457
- Croon, G. W., McCullough, D. R., Olson Jr, C. E., and Queal, L. M. (1968). Infrared scanning techniques for big game censusing. *The Journal of wildlife management*, 32, 751-759.
- Crunchant, A. S. (2020). *Acoustically assessing apes: Chimpanzee conservation with passive acoustic monitoring*. Liverpool John Moores University (United Kingdom).

- Darras, K., Batáry, P., Furnas, B. J., Grass, I., Mulyani, Y. A., and Tschardtke, T. (2019). Autonomous sound recording outperforms human observation for sampling birds: A systematic map and user guide. *Ecological Applications*, 29(6), e01954. <https://doi.org/10.1002/eap.1954>
- Devarajan, K., Morelli, T. L., and Tenan, S. (2020). Multi-species occupancy models: Review, roadmap, and recommendations. *Ecography*, 43(11), 1612-1624. <https://doi.org/10.1111/ecog.04957>
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., and Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Dirzo, R., and Raven, P. H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annual review of Environment and Resources*, 28(1), 137-167. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105532>
- Doser, J. W., Finley, A. O., Kéry, M., and Zipkin, E. F. (2022). spOccupancy: An R package for single-species, multi-species, and integrated spatial occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(8), 1670-1678. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13897>
- Duc, H. M., Van Bang, T., and Long, V. (2010). *Population status of the yellow-cheeked crested gibbon (Nomascus gabriellae) in Ta Dung Nature Reserve, Dak Nong Province, Vietnam*. Fauna & Flora International and Conservation International, Hanoi, Vietnam.
- Dufourq, E., Durbach, I., Hansford, J. P., Hoepfner, A., Ma, H., Bryant, J. V., ... and Turvey, S. T. (2021). Automated detection of Hainan gibbon calls for passive acoustic monitoring. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7(3), 475-487. <https://doi.org/10.1002/rse2.201>
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Fiore, A. Di, ... and Li, B. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science Advances*, 3(1), e1600946. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1600946>
- Fiske, I., and Chandler, R. (2011). Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of statistical software*, 43(10), 1-23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>
- Fonteyn, D., Cornélis, D., Deflandre, N., Fayolle, A., Doucet, J. L., and Vermeulen, C. (2019). *An assessment of the terrestrial mammal diversity in a sustainably logged forest in east Gabon: Impact of camera trap placement strategy on the detected species*. Association for Tropical Biology and Conservation (ATBC), Antananarivo, Madagascar.
- Franck, M. (2020). *Une géographie de l'Asie du Sud-Est*, Géoconfluences ; <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/informations-scientifiques/dossiers-regionaux/asie-du-sud-est/cadrage>
- Gazagne, E., Gray, R. J., Ratajszczak, R., Brotcorne, F., and Hambuckers, A. (2023a). Unmanned aerial vehicles (UAVs) with thermal infrared (TIR) sensors are effective for monitoring and counting threatened Vietnamese primates. *Primates*, 64(4), 407-413. <https://doi.org/10.1007/s10329-023-01066-9>

- Gazagne, E., Wilputte, M., Ngoprasert, D., Vercauteren, M., Drubbel, R. V., and Savini, T. (2023). Elusive species and where to find them: Assessment of survey protocols for primates habitat selection. *Wildlife Research*. <http://dx.doi.org/10.1071/WR21116>
- Gazagne, E. (2022a). *Méthodes non-invasives de monitoring des communautés de primates et de leur fonctionnement écologique grâce à l'imagerie thermique avec drone*. Conférences digitales de Jane, Jane Goodall Institute France.
- Gazagne, E. (2022b). *Monitoring Threatened Primate Communities using thermal imaging with unmanned aerial vehicle in Cát Tiên National Park, Vietnam*. 8th Asian Primate Symposium 2022, Hanoi, Vietnam. Talk
- Gazagne E., Gray R. J., Savini T., Nguyen Tran V., Brotcorne F., Hambuckers, A. (2021). Project Proposal : Thermal imaging with unmanned aerial vehicle in Primates, *FNRS, Université de Liège Sphère*
- Geissmann, T. (1993). *Evolution of communication in gibbons (Hylobatidae)*. Anthropological Institute, Philosophical Faculty II, Zürich University, Switzerland.
- Gibb, R., Browning, E., Glover-Kapfer, P., and Jones, K. E. (2019). Emerging opportunities and challenges for passive acoustics in ecological assessment and monitoring. *Methods in Ecology and Evolution*, 10(2), 169-185. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13101>
- Graves, T. A., Yarnall, M. J., Johnston, A. N., Preston, T. M., Chong, G. W., Cole, E. K., ... and Cross, P. C. (2022). Eyes on the herd: Quantifying ungulate density from satellite, unmanned aerial systems, and GPS collar data. *Ecological Applications*, 32(5), e2600. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.2600>
- Gray, T. N. E., Phan, C. and Long, B. (2010). Modelling species distribution at multiple spatial scales: Gibbon habitat preferences in a fragmented landscape. *Animal Conservation*, 13(3): 324-332. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00351.x>
- Güneralp, B., and Seto, K. C. (2013). Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. *Environmental Research Letters*, 8(1), 014025. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/014025>
- Guillera-Arroita, G., Ridout, M. S., and Morgan, B. J. (2010). Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(2), 131-139. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00017.x>
- Guisan, A., and Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2), 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Harrison, R. D. (2011). Emptying the forest: Hunting and the extirpation of wildlife from tropical nature reserves. *BioScience*, 61(11), 919-924. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2011.61.11.11>
- Harrison, R. D., Sreekar, R., Brodie, J. F., Brook, S., Luskin, M., O'Kelly, H., ... and Velho, N. (2016). Impacts of hunting on tropical forests in Southeast Asia. *Conservation Biology*, 30(5), 972-981. <https://doi.org/10.1111/cobi.12785>
- Lankau, H. (2017). Autonomous Recording Unit Deployment Protocol SM2, SM3, and SM4 Models of Song Meters. *bioacoustic unit*.

- Hodgson, J. C., Mott, R., Baylis, S. M., Pham, T. T., Wotherspoon, S., Kilpatrick, A. D., ... and Koh, L. P. (2018). Drones count wildlife more accurately and precisely than humans. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(5), 1160-1167. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12974>
- Hughes, A. C. (2017). Understanding the drivers of Southeast Asian biodiversity loss. *Ecosphere*, 8(1), e01624. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1624>
- Inogwabini, B. I., Ilambu, O., and Gbanzi, M. A. (2005). Protected areas of the Democratic Republic of Congo. *Conservation Biology*, 19(1), 15-22.
- Jenkins, C. N., Pimm, S. L., & Joppa, L. N. (2013). Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(28), 2602-2610. <https://doi.org/10.1073/pnas.1302251110>.
- Kalan, A. K., Mundry, R., Wagner, O. J., Heinicke, S., Boesch, C., and Kühl, H. S. (2015). Towards the automated detection and occupancy estimation of primates using passive acoustic monitoring. *Ecological Indicators*, 54, 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.023>.
- Kays, R., Sheppard, J., Mclean, K., Welch, C., Paunescu, C., Wang, V., ... and Crofoot, M. (2019). Hot monkey, cold reality: Surveying rainforest canopy mammals using drone-mounted thermal infrared sensors. *International journal of remote sensing*, 40(2), 407-419. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1523580>
- Kenyon, M. A. (2007). *The ecology of the golden-cheeked gibbon (Nomascus gabriellae) in Cat Tien National Park, Vietnam*. Anatomy School. University of Cambridge, Cambridge.
- Kéry, M., and Royle, J. A. (2020). *Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS, Volume 2: Dynamic and Advanced Models*. Academic Press.
- Kidney, D., Rawson, B. M., Borchers, D. L., Stevenson, B. C., Marques, T. A., and Thomas, L. (2016). An efficient acoustic density estimation method with human detectors applied to gibbons in Cambodia. *PloS one*, 11(5), e0155066.. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155066>
- Krishnan, B. S., Jones, L. R., Elmore, J. A., Samiappan, S., Evans, K. O., Pfeiffer, M. B., ... and Iglay, R. B. (2023). Fusion of visible and thermal images improves automated detection and classification of animals for drone surveys. *Scientific Reports*, 13(1), 10385. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-37295-7>
- Lappan, S., Malaivijitnond, S., Radhakrishna, S., Riley, E. P., and Ruppert, N. (2020). The human–primate interface in the New Normal: Challenges and opportunities for primatologists in the COVID-19 era and beyond. *American Journal of Primatology*, 82(8), e23176. <https://doi.org/10.1002/ajp.23176>
- Linchant, J., Lisein, J., Semeki, J., Lejeune, P., and Vermeulen, C. (2015). Are unmanned aircraft systems (UASs) the future of wildlife monitoring? A review of accomplishments and challenges. *Mammal Review*, 45(4), 239-252. <https://doi.org/10.1111/mam.12046>
- Linchant, J., Lejeune, P., and Vermeulen, C. (2014). Les drones au secours de la grande faune menacée de RDC. *Parcs et Réserves*, 69(3),_5-13. <http://dx.doi.org/10.52638/rfpt.2017.195>

- Lisein, J., Vermeulen, C., Bouché, P., and Lejeune, P. (2012). *Feasibility study for elephant inventory with an Unmanned Aerial Vehicle*. Gestion rationnelle et conservation de la grande faune.
- Longmore, S. N., Collins, R. P., Pfeifer, S., Fox, S. E., Mulero-Pázmány, M., Bezombes, F., ... and Wich, S. A. (2017). Adapting astronomical source detection software to help detect animals in thermal images obtained by unmanned aerial systems. *International Journal of Remote Sensing*, 38(8-10), 2623-2638. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1280639>
- MacKenzie, D. I., and Bailey, L. L. (2004). Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 9, 300-318. <https://doi.org/10.1198/108571104X3361>
- MacKenzie, D. I., and Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*, 42(6), 1105-1114. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01098.x>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L., and Hines, J. E. (2017). *Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- Mathot, L., and Doucet, J. L. (2006). Méthode d'inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 287(1), 59-70. <https://doi.org/10.19182/BFT2006.287.A20324>
- Maréchal, C., and Bastin, D. (2008). Test de la marche de reconnaissance dans une unité forestière d'aménagement du sud-est du Cameroun. *Bois et Forêts des Tropiques*, 297 (3), 81-85. <https://doi.org/10.19182/bft2008.297.a20378>
- Maréchal, C., Cawoy, V., Cocquyt, C., Dauby, G., Dessein, S., Douglas-Hamilton, I., ... and Williamson, E. A. (2014). *Conservation et gestion de la biodiversité*, Weyrich Édition, Belgium:, p. 67–96. <http://www.observatoire-comifac.net/edf2013.php?l=fr>
- Marques, T. A., Thomas, L., Martin, S. W., Mellinger, D. K., Ward, J. A., Moretti, D. J., ... and Tyack, P. L. (2013). Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological reviews*, 88(2), 287-309. <https://doi.org/10.1111/brv.12001>
- McCarthy, E. D., Martin, J. M., Boer, M. M., and Welbergen, J. A. (2021). Drone-based thermal remote sensing provides an effective new tool for monitoring the abundance of roosting fruit bats. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 7(3), 461-474. <http://dx.doi.org/10.1002/rse2.202>
- Miller, D. L., Burt, M. L., Rexstad, E. A., and Thomas, L. (2013). Spatial models for distance sampling data: Recent developments and future directions. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(11), 1001-1010. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12105>
- Milner-Gulland, E. J., and Bennett, E. L. (2003). Wild meat: The bigger picture. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(7), 351-357. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00123-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00123-X)
- Mirka, B., Stow, D. A., Paulus, G., Loerch, A. C., Coulter, L. L., An, L., ... and Pflüger, L. S. (2022). Evaluation of thermal infrared imaging from uninhabited aerial vehicles for arboreal wildlife

- surveillance. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(7), 512. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10152-2>
- Nijman, V., and Shepherd, C. R. (2009). Wildlife trade from ASEAN to the EU: Issues with the trade in captive-bred reptiles from Indonesia. TRAFFIC Europe Report for the European Commission, Brussels, Belgium.
- Petso, T., Jamisola, R. S., and Mpoeleng, D. (2022). Review on methods used for wildlife species and individual identification. *European Journal of Wildlife Research*, 68(1), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01549-4>
- Phoonjampa, R., Koenig, A., Brockelman, W. Y., Borries, C., Gale, G. A., Carroll, J. P., and Savini, T. (2011). Pileated gibbon density in relation to habitat characteristics and post-logging forest recovery. *Biotropica*, 43(5), 619-627. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00743.x>
- Piel, A. K., Crunchant, A., Knot, I. E., Chalmers, C., Fergus, P., Mulero-Pázmány, M., and Wich, S. A. (2022). Noninvasive technologies for primate conservation in the 21st century. *International Journal of Primatology*, 43(2), 1-35. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10764-021-00245-z>
- Pimm, S. L., Alibhai, S., Bergl, R., Dehgan, A., Giri, C., Jewell, Z., ... and Loarie, S. (2015). Emerging technologies to conserve biodiversity. *Trends in ecology & evolution*, 30(11), 685-696. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.008>
- Polet, G., and Ling, S. (2004). Protecting mammal diversity: opportunities and constraints for pragmatic conservation management in Cat Tien National Park, Vietnam. *Oryx*, 38(2), 186-196. <https://doi.org/10.1017/S003060530400033X>
- Pörtner, H. O., Scholes, R. J., Agard, J., Archer, E., Arneth, A., Bai, X., ... and Ngo, H. (2021). Scientific outcome of the IPBES-IPCC co-sponsored workshop on biodiversity and climate change. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5101125>
- QGIS Development Team, (2019). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Development Core Team (2021). R: A language and environment for statistical, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rawson, B. M., Hoang, M. D., Roos, C., Van, N. T., and Nguyen, M. H. (2020). *Nomascus gabriellae*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T128073282A17968950. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T128073282A17968950.en>. consulté le 26 mars 2023.
- Rawson, B. M., Insua-Cao, P., Manh Ha, N., Van Thinh, N., Minh Duc, H., Mahood, S., and Roos, C. (2011). *The conservation status of gibbons in Vietnam*. Fauna & Flora International/Conservation International. <https://doi.org/10.5167/UZH-71669>
- Rhinehart, T. A., Chronister, L. M., Devlin, T., and Kitzes, J. (2020). Acoustic localization of terrestrial wildlife: Current practices and future opportunities. *Ecology and Evolution*, 10(13), 6794-6818. <https://doi.org/10.1002/ece3.6216>

- Robinson, J., and Bennett, E. L. (2000). *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press, New York.
- Sala, O. E., Stuart Chapin, F. I. I. I., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... and Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Schewenius, M., McPhearson, T., and Elmqvist, T. (2014). Opportunities for increasing resilience and sustainability of urban social–ecological systems: Insights from the URBES and the cities and biodiversity outlook projects. *Ambio*, 43, 434-444.
- Smith, K. F., Sax, D. F., and Lafferty, K. D. (2006). Evidence for the role of infectious disease in species extinction and endangerment. *Conservation biology*, 20(5), 1349-1357. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00524.x>
- Spaan, D., Burke, C., McAree, O., Aureli, F., Rangel-Rivera, C. E., Hutschenreiter, A., ... and Wich, S. A. (2019). Thermal infrared imaging from drones offers a major advance for spider monkey surveys. *Drones*, 3(2), 34. <https://doi.org/10.3390/drones3020034>
- Sodhi, N. S., Koh, L. P., Brook, B. W., and Ng, P. K. (2004). Southeast Asian biodiversity: An impending disaster. *Trends in ecology & evolution*, 19(12), 654–660. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.006>
- Sodhi, N. S., Koh, L. P., Clements, R., Wanger, T. C., Hill, J. K., Hamer, K. C., ... and Lee, T. M. (2010). Conserving Southeast Asian forest biodiversity in human-modified landscapes. *Biological Conservation*, 143(10), 2375–2384. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.029>
- Sugai, L. S. M., Silva, T. S. F., Ribeiro Jr, J. W., and Llusia, D. (2019). Terrestrial passive acoustic monitoring: Review and perspectives. *BioScience*, 69(1), 15-25. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy147>
- Thomas, L., and Marques, T. A. (2012). Passive acoustic monitoring for estimating animal density. *Acoustics Today*, 8(3), 35-44. <https://doi.org/10.1121/1.4753915>
- Traeholt, C., Bunthoen, R., Rawson, B., Samuth, M., Vrak, C., and Vuthin, S. (2005). Status Review of Pileated Gibbon, *Hylobates Pileatus* and Yellow-cheeked Crested Gibbon, *Nomascus Gabriellae*: In Cambodia. Fauna & Flora International Cambodia.
- Trolliet, F., Vermeulen, C., Huynen, M. C., and Hambuckers, A. (2014). Use of camera traps for wildlife studies: A review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 18(3), 446-454.
- Tun, W. K. K. N., Sukumal, N., Ngoprasert, D., Shwe, N. M., and Savini, T. (2023). Gibbon population status and long-term viability: Implication for a newly established protected area management. *Global Ecology and Conservation*, 45, e02534. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02534>
- Turner, E. C., and Snaddon, J. L. (2016). *Deforestation in Southeast Asia*, Elsevier Inc. 317–334 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394847-2.00019-X>
- Vu, T. T., and Doherty, P. F. (2021). Using bioacoustics to monitor gibbons. *Biodiversity and Conservation*, 30(4), 1189-1198. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02139-1>

- Vu, T. T., and Tran, L. M. (2019). An application of autonomous recorders for gibbon monitoring. *International Journal of Primatology*, 40(2), 169-186. <https://doi.org/10.1007/s10764-018-0073-3>
- Vu, T. T., Tran, L. M., Nguyen, M. D., Van Tran, D., Doherty Jr, P. F., Giang, T. T., and Dong, H. T. (2018). A distance sampling approach to estimate density and abundance of gibbon groups. *American journal of primatology*, 80(9), e22903. <https://doi.org/10.1002/ajp.22903>
- Walsh, P. D., Abernethy, K. A., Bermejo, M., Beyers, R., De Wachter, P., Akou, M. E., ... and Wilkie, D. S. (2003). Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature*, 422(6932), 611-614. <http://dx.doi.org/10.1038/nature01566>
- Wearn, Oliver R., Hoang Trinh-Dinh, Quyet Khac Le, et Tho Duc Nguyen. (2023) UAV-Assisted Counts of Group Size Facilitate Accurate Population Surveys of the Critically Endangered Cao Vit Gibbon *Nomascus Nasutus* . *Oryx*, 1-4. <https://doi.org/10.1017/S0030605323000017>.
- Wearn, O.R., Trinh Dinh, H., Nguyen Quyet, T., Dao Cong, A., Nguyen Van, P., Nguyen Minh, P., Le Viet, M., Tran Ngoc, T., Hoang Quoc, H., Nguyen, A. (2021). *Myth to reality in the forests of Kon Plong: The exceptional biodiversity value of Kon Plong District, Kon Tum Province*. Fauna & Flora International, Vietnam Programme, Hanoi.
- Wich, S., Dellatore, D., Houghton, M., Ardi, R., and Koh, L. P. (2015). A preliminary assessment of using conservation drones for Sumatran orang-utan (*Pongo abelii*) distribution and density. *Journal of Unmanned Vehicle Systems*, 4(1), 45-52. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0015@juvs-vi.2016.01.issue-1>
- Witczuk, J., Pagacz, S., Zmarz, A., and Cypel, M. (2018). Exploring the feasibility of unmanned aerial vehicles and thermal imaging for ungulate surveys in forests-preliminary results. *International Journal of Remote Sensing*, 39(15-16), 5504-5521.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., and Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. <https://dplyr.tidyverse.org>, <https://github.com/tidyverse/dplyr>
- Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in ecology & evolution*, 20(10), 553-560. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.009>
- Zhang, H., Wang, C., Turvey, S. T., Sun, Z., Tan, Z., Yang, Q., ... and Yang, D. (2020). Thermal infrared imaging from drones can detect individuals and nocturnal behavior of the world's rarest primate. *Global Ecology and Conservation*, 23, e01101. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01101>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., and Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x>
- Zwerts, J. A., Stephenson, P. J., Maisels, F., Rowcliffe, M., Astaras, C., Jansen, P. A., ... and van Kuijk, M. (2021). Methods for wildlife monitoring in tropical forests: Comparing human

observations, camera traps, and passive acoustic sensors. *Conservation Science and Practice*, 3(12), e568. <https://doi.org/10.1111/csp2.568>.