



ISTOM

Ecole Supérieure d'Agro-Développement International

4, rue Joseph Lakanal, 49 000 ANGERS

Tél. : 02 53 61 84 60 istom@istom.fr



Mémoire de fin d'études

Les effets de la revégétalisation des sites d'orpaillage sur la biodiversité



Tapirus terrestris. (Solicaz, OFB)

BOURDON, Cléo

Promotion 110

Stage effectué à Kourou, Guyane française
du 08/02/24 au 08/08/24
au sein de : Solicaz

Maître de stage : MONTAIGNE William
Tuteur pédagogique : LABOISSE Samuel

Mémoire de fin d'études soutenu le 16/09/24

Résumé

La Guyane française est un territoire au sein duquel s'opposent les enjeux socio-économiques liés à l'orpaillage et les enjeux environnementaux. Aux abords d'une biodiversité luxuriante et vulnérable, ce secteur d'activité historique provoque des dégâts désastreux sur l'environnement : déforestation, détournement et pollution des cours d'eau, déstructuration et lessivage des sols, la liste est longue. C'est néanmoins un pilier essentiel dans l'économie de la Guyane française. Les difficultés économiques de cette région dans laquelle le PIB¹ est deux fois plus bas qu'en métropole rendent ce secteur d'autant plus important et attractif. Dans ce contexte, l'enjeu est d'adapter le processus d'exploitation de l'or, et plus particulièrement l'après-mine, pour pouvoir en diminuer les impacts.

Solicaz, institut de recherche privé en ingénierie écologique, et l'OFB², établissement public dédié à la protection de la biodiversité, ont alors monté le projet REGEMINE. Cette collaboration a pour but de déterminer les effets de la revégétalisation des sites miniers sur les communautés animales présentes. *In fine*, les résultats de cette étude permettront de formuler des recommandations sur les modalités d'après-mine pour favoriser le retour d'espèces clés dans le processus de restauration écologique.

Cette étude s'inscrit donc dans ce projet, et se concentre sur l'étude de la structure des communautés animales sur le site minier Crique Jaguar. Le groupe des grands ongulés, et plus précisément *Tapirus terrestris*, est choisi comme bioindicateur d'intérêt en tant que clade essentiel dans les processus de régénération forestière en Guyane française. L'étude de ces communautés animales, mise en lien avec des données botaniques et une description fine des environnements, permet de dégager des caractéristiques attractives et répulsives pour les espèces d'intérêt. Ces résultats permettent ensuite de formuler des recommandations quant à l'orientation des futures études sur le sujet, pour favoriser une restauration écologique des sites miniers plus efficace.

Mots clés : biodiversité, orpaillage, disperseurs, Guyane française, pièges photographiques, restauration écologique, revégétalisation

¹ PIB : Produit Intérieur Brut

² OFB : Office Français de la Biodiversité

Abstract

French Guiana is a territory where socio-economic issues related to gold mining conflict with environmental concerns. In the midst of lush and vulnerable biodiversity, this historic industry causes devastating environmental damage: deforestation, diversion and pollution of watercourses, soil degradation and erosion—the list goes on. Nevertheless, it is a vital pillar of the economy in French Guiana. The economic difficulties of this region, where the GDP³ is half that of mainland France, make this sector even more important and attractive. In this context, the challenge is to adapt the gold mining process, particularly the post-mining phase, to reduce its impacts.

Solicaz, a private research institute specialising in ecological engineering, and the OFB, a public institution dedicated to biodiversity protection, have therefore launched the REGEMINE project. This collaboration aims to determine the effects of re-vegetating mining sites on the animal communities present. Ultimately, the results of this study will help formulate recommendations on post-mining practices to encourage the return of key species in the ecological restoration process.

This study is part of the project and focuses on the structure of animal communities at the Crique Jaguar mining site. The group of large ungulates, specifically *Tapirus terrestris*, has been selected as an indicator species of interest, as it plays a crucial role in forest regeneration processes in French Guiana. The study of these animal communities, combined with botanical data and a detailed description of the environments, allows us to identify characteristics that attract or repel the species of interest. These findings will then inform recommendations for the direction of future studies on the subject, to promote more effective ecological restoration of mining sites.

Key words : biodiversity, camera traps, dispersers, ecological restoration, French Guyana, gold mining, revegetation

³ GDP : Gross Domestic Product

Resumo

Guayana Francesa es un territorio donde los desafíos socioeconómicos relacionados con la minería de oro se enfrentan a las preocupaciones medioambientales. En medio de una biodiversidad exuberante y vulnerable, esta industria histórica provoca daños ambientales devastadores: deforestación, desvío y contaminación de cursos de agua, degradación y erosión de suelos; la lista es larga. No obstante, es un pilar esencial de la economía en Guayana Francesa. Las dificultades económicas de esta región, donde el PIB⁴ es la mitad del de la Francia metropolitana, hacen que este sector sea aún más importante y atractivo. En este contexto, el reto es adaptar el proceso de explotación del oro, y más concretamente la fase posterior a la minería, para reducir sus impactos.

Solicaz, un instituto privado de investigación en ingeniería ecológica, y la OFB, una institución pública dedicada a la protección de la biodiversidad, han lanzado el proyecto REGEMINE. Esta colaboración tiene como objetivo determinar los efectos de la revegetación de los sitios mineros sobre las comunidades animales presentes. En última instancia, los resultados de este estudio permitirán formular recomendaciones sobre las prácticas posteriores a la minería para fomentar el retorno de especies clave en el proceso de restauración ecológica.

Este estudio se enmarca en el proyecto y se centra en la estructura de las comunidades animales en el sitio minero Crique Jaguar. El grupo de grandes ungulados, y más específicamente *Tapirus terrestris*, ha sido elegido como bioindicador de interés, ya que es un clado esencial en los procesos de regeneración forestal en Guayana Francesa. El estudio de estas comunidades animales, en relación con datos botánicos y una descripción detallada de los entornos, permite identificar características que atraen o repelen a las especies de interés. Estos resultados luego permiten formular recomendaciones sobre la orientación de futuros estudios en el tema, para promover una restauración ecológica más efectiva de los sitios mineros.

Palavras-chave : biodiversidad, cámaras trampa, dispersores, Guayana Francesa, Minería de oro, , restauración ecológica, revegetación

⁴ PIB : Producto Interior Bruto

Table des matières

Résumé	2
Abstract	3
Resumo	4
Table des matières	5
Table des illustrations	7
Liste des abréviations et sigles	9
Remerciements	10
I. Introduction	11
1. Contexte de la Guyane française	11
2. L'exploitation de l'or et son impact.....	13
3. La réglementation de l'orpaillage en Guyane française	14
4. La restauration écologique	15
5. Le rôle des animaux dans la régénération forestière	15
6. REGEMINE : un projet sur la restauration écologique post-exploitation minière	17
i. Solicaz, l'institut de recherche en ingénierie écologique porteuse du projet	17
ii. Une revégétalisation à 100% permise par Kering	18
iii. Le site d'étude : Crique Jaguar	18
7. Problématique et hypothèses majeures	19
II. Matériel et Méthodes.....	21
1. Transects d'indices de passage	21
i. Objectifs	21
ii. Données issues de la prospection pédestre 2023	21
iii. Echantillonnage de la prospection pédestre de 2024	23
iv. Méthode d'analyse	24
2. Pièges photographiques.....	24
i. Objectifs	24
ii. Méthodologie de pose des pièges photographiques	25
iii. Traitement et analyse de données.....	26
3. Inventaire botanique	30
i. Objectifs	30
ii. Méthodologie d'échantillonnage.....	30
iii. Réalisation des placettes sur le terrain	31

iv.	Analyse.....	33
4.	Mise en relation des données environnementales et de pièges photographiques.....	33
III.	Résultats	36
1.	Répartition des indices de passage sur les transects (2023) et placettes (2024)	36
2.	Structure des communautés en fonction des modalités.....	39
i.	Fonctionnement des pièges photographiques.....	39
ii.	Richesse spécifique et répartition des communautés	39
iii.	Proportion et équilibre des communautés	41
iv.	Conclusion intermédiaire sur la structure des communautés	46
3.	Impacts des caractéristiques environnementales de Crique Jaguar.....	48
i.	Dynamique générale de la zone d'étude.....	48
ii.	Caractérisation des environnements des pièges photographiques.....	51
IV.	Discussion	52
i.	Comparaison des communautés animales.....	52
ii.	Description et impacts des caractéristiques environnementales.....	54
V.	Conclusion.....	55
	Bibliographie / Sitographie	58
	Table des annexes.....	67
	Annexe	68
	Lexique des noms scientifiques.....	79

Table des figures

Figure 1 : Carte des principaux éléments géographiques de la Guyane française	13
Figure 2 : Carte de la localisation et du découpage spatial de l'ancien site d'orpaillage « Crique Jaguar »	19
Figure 3 : Carte des transects réalisés en 2023 pour la recherche d'indices de passage d'animaux à Crique Jaguar.....	22
Figure 4 : Exemples d'indices récoltés dans la mine, avec un abrouissement à gauche (cercle rouge) et un « cassé-tapis » à droite	22
Figure 5 : Carte des différents milieux composant la partie « mine revégétalisée » en 2024, 4 ans après revégétalisation	23
Figure 6 : Point d'échantillonnage pour l'inventaire conjoint de traces de faunes et des Végétaux présents	24
Figure 7 : Montage des pièges photographiques sur le terrain	26
Figure 8 : Méthodologie de délimitation des placettes d'échantillonnage pour l'inventaire botanique	31
Figure 9 : Plan d'échantillonnage réel de l'étude botanique et de la recherche d'indices de passage de la mégafaune	32
Figure 10 : Carte de la localisation des pièges photographiques et placettes retenus pour l'analyse GLM	34
Figure 11 : Cartes de la concentration d'abrouissements à Crique Jaguar	37
Figure 12 : Cartes de la concentration des traces spécifiques à l'activité de <i>T. terrestris</i> * à Crique Jaguar	38
Figure 13 : Richesse spécifique en fonction des modalités de Crique Jaguar	40
Figure 14 : Diagramme de Venn de la répartition des espèces en fonction des modalités	41
Figure 15 : Diagrammes du pourcentage que chaque espèce représente dans la fréquentation totale des modalités	42
Figure 16 : Profil de diversité de la forêt naturelle, de la mine revégétalisée et de la mine non revégétalisée	43
Figure 17 : Répartition des indices de Shannon pour les trois modalités de Crique Jaguar	44
Figure 18 : Diagramme de la dispersion des indices de Pielou en fonction des modalités de Crique Jaguar	45
Figure 19 : Répartition des indices de diversité de Simpson en fonction des modalités de Crique Jaguar	46
Figure 20 : Comparaison visuelle entre la mine non revégétalisée (gauche) et la mine revégétalisée (droite)	48

Figure 21 : Schéma simplifié des possibilités d'évolution de la végétation sur les différentes modalités de Crique Jaguar, 4 ans après revégétalisation	49
Figure 22 : Graphique de la composition botanique de la modalité « Revégétalisée » de Crique Jaguar, 4 ans après réhabilitation et revégétalisation	50
Figure 23 : Graphique de la composition botanique de la modalité « Non revégétalisée » de Crique Jaguar, 4 ans après réhabilitation	52
Figure 24 : Courbe d'accumulation des espèces en fonction du nombre de pièges photographiques utilisés	53
Figure 25 : Extrapolation de la SAC permettant de voir le nombre de sites à échantillonner pour approcher l'exhaustivité	54

Table des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des impacts environnementaux induits par l'orpaillage alluvionnaire (Source : Melun & Le Bihan, 2020)	13
Tableau 2 : Indices récoltés sur Crique Jaguar au cours des sessions de prospections	36
Tableau 3 : Informations sur le fonctionnement et l'échantillonnage réel du protocole de pose des pièges photographiques pendant le projet REGEMINE sur Crique Jaguar	39
Tableau 4 : Synthèse du classement des ordres de diversité selon les indices de biodiversité utilisés	47
Tableau 5 : Résultat du modèle sélectionné pour l'explication de la fréquentation des sites par les tapirs en fonction des caractéristiques environnementales	51

Liste des abréviations et sigles

AIC : Akaike Information Criterion

D : Indice de concentration de Simpson

DBH : Diameter at Breast Height

DROM : Département et Région d'Outre-Mer

EcoFog : Ecologie des Forêts de Guyane

et al. : et collaborateurs

etc. : *et cætera*, et le reste

g : gramme

GDP : Gross Domestic Product, traduction anglaise de PIB

H : Indice de Shannon

ha : hectare (1ha = 10 000 m²)

ie : *id est*, c'est-à-dire

in fine : à la fin

J : Indice de Piélou

km² : kilomètre carré

m : mètre

MES : Matières en Suspension

N : Nord

N° : numéro

OFB : Office Français de la Biodiversité

PIB : Produit Intérieur Brut (français), Productio Interior Bruto (español)

PP : Piège Photographique

RAI : Relative Abundance Index

S : Sud

SAC : Species Accumulation Curve, ou « courbe d'accumulation des espèces » en français

SD : Secure Digital

sp. : espèce

UMR : Unité Mixte de Recherche

B : coefficient *Estimate* associé au poids d'une variable dans un modèle linéaire

% : pour-cent

° : degré

€ : euro

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'équipe de Solicaz, en particulier William MONTAIGNE et Julie BRUNSTEIN, qui m'ont accompagnée et aidée sur tous les aspects de mon stage pendant ces 6 mois. J'ai eu l'occasion de m'initier à de nombreux domaines en étant toujours bien encadrée et guidée. Merci pour votre patience, votre pédagogie, et toutes ces sorties sur le terrain. C'était un vrai plaisir.

Je souhaite également remercier chaleureusement toute l'équipe de l'OFB Kourou, particulièrement Cécile RICHARD-HANSEN qui m'a conseillée et encouragée à tirer le maximum de ma mission. Merci également à Orphéo ENSANYAR-VOLLE pour m'avoir aidée à prendre en main ce projet et nous avoir accompagnés sur chacun de ces mémorables terrains à Crique Jaguar.

Merci à Giacomo SELLAN pour m'avoir initiée à la botanique sur le terrain, et m'avoir orienté dans ma réflexion avec bienveillance.

Un grand merci également à Samuel LABOISSE pour avoir suivi avec autant d'intérêt mon travail et avec un accompagnement toujours parfaitement dosé et pertinent. J'ai été ravie de pouvoir travailler avec vous pour mon stage de fin d'étude.

Enfin, merci aux stagiaires du campus pour m'avoir soutenue et avoir partagé vos réflexions avec moi pendant tout ce temps. C'est une joie d'avoir passé ces moments avec vous.

I. Introduction

Bien que décrit en 2018 par Célia Izoard comme étant « *au cœur du capitalisme* », reconnu comme étant dans les premières causes de la perte de la biodiversité mondiale (Dobson *et al.*, 1997), l'orpaillage est cependant le second secteur économique le plus important en Guyane française (Larroutourou, 2021). Cette activité soulève de fortes controverses (Melun & Le Bihan, 2020), tandis que la demande mondiale en or croît depuis plusieurs années (Stockton, 2023). Les premières traces d'or récoltées par les colons datent de 1855 (Brier & Desquesnes, 2018), son exploitation est donc historique, bien qu'en fort déclin, passant de 4 tonnes/ha en 2001 à 1.1 tonnes/ha en 2015 (Larroutourou, 2021). Elle est particulièrement critiquée pour son fort impact sur l'environnement et la santé des écosystèmes qui ne fait qu'augmenter (Mehun & Le Bihan, 2020 ; Rahm *et al.*, 2017 ; IUCN & ICMM, 2004 ; Walker, 1999). Cette situation a amené à un renforcement des réglementations autour de cette activité, comme l'interdiction de l'utilisation du mercure dans le processus d'extraction en 2006 (Arrêté N° 1232/SG du 8 juin 2004). D'autres problèmes se posent, comme l'exploitation illégale et la non-traçabilité de l'or. (Serville, 2021). Mais le principal reste les immenses étendues de forêt rasée, et la pollution occasionnée par cette exploitation (Rahm *et al.*, 2021). A ce titre, les services de l'Etat ont mis en place l'obligation pour les exploitants de réhabiliter⁵ les sols excavés, ainsi que de revégétaliser au minimum 30% de la surface déforestée. Ces mesures ont pour but d'assister la restauration écologique et de diminuer l'impact sur le long terme des exploitations.

A ce titre, l'entreprise Solicaz, institut de recherche privé spécialisé en ingénierie écologique, s'est tourné vers la restauration de sites miniers post-exploitations. Les miniers peuvent en effet prendre eux-mêmes en charge la restauration de leurs sites, ou sous-traiter cette tâche à des tiers en leur confiant le terrain. C'est sur un de ces sites qu'est né le projet REGEMINE, dont le but est d'évaluer l'impact des travaux de revégétalisation sur le retour des communautés animales. C'est dans ce cadre qu'a été réalisé le présent mémoire, en se basant sur les données de faune et flore issues de la première partie du projet.

1. Contexte de la Guyane française

La Guyane française est un département d'Outre-mer situé au Nord-Est de l'Amérique du Sud. Avec ces 83 846 km² de superficie, elle est le plus grand des DROM⁶ (Capitaine, 2023). Elle fait également partie de l'ensemble du plateau des Guyanes, représentant un tiers de la forêt amazonienne (Rahm *et al.*, 2021). Cette forêt, traversée par l'équateur (latitude comprise entre 8,5° N et 20° S, longitude entre 48° et 79° Ouest) (Pavé & Fornet, 2010), reçoit une pluviométrie annuelle de 2 à 4 mètres et est sous un climat dit chaud - humide. Il est estimé qu'elle renferme plus de 12 500 espèces d'arbres ligneux (Hubbell *et al.*, 2008), et malgré le peu de documentation à ce sujet, les estimations suivantes sont retenues par Pavé (2019) : « *2 millions d'espèces vivantes, incluant [...] ~45 000 espèces végétales, ~1,3 millions d'espèces animales, dont ~1 million d'insectes, de l'ordre de 500 pour les mammifères, de 1 300 pour les oiseaux et de 3000 pour les poissons des fleuves* ». Cette richesse en fait un *hotspot* de biodiversité

⁵ Réhabiliter : étape obligatoire à la fin de l'exploitation d'une mine, pendant laquelle les sols excavés sont remis en place en respectant l'ordre des strates d'origine et la crique est remise dans son cours.

⁶ DROM : Département et Région d'Outre-Mer

indéniable. Or, le territoire de la Guyane française est recouvert à 96% par cette forêt (Capitaine, 2023), dont 80% de forêt primaire abritant jusqu'à 120 espèces d'arbres différentes par hectare (Richard-Hansen, 2001) (**Figure 1**). Mais cette biodiversité est menacée par une déforestation toujours plus importante, l'exploitation minière aurifère en étant une des causes principales (Rahm *et al.*, 2021). Le « bouclier des Guyanes », auquel appartient la Guyane française, est une ancienne formation géologique datant du Paléoprotérozoïques (2 à 2.2 milliards d'années) composée de roches de différentes origines n'ayant pas subi d'orogénèse⁷ (**Annexe 1 ; Annexe 2**) (Nontanovanh & Roig, 2010). Le climat guyanais, chaud et humide, a favorisé l'érosion de ces roches et la minéralisation de nombreux éléments, celle de l'or mais également du lithium, de la bauxite, du diamant, etc. Les millions d'années d'exposition au climat tropical ont permis la libération de l'or primaire, et donc la formation de gisements secondaires, notamment dans les alluvions⁸. Ces gisements contiennent donc de l'or en grande quantité sous forme de poudre, paillettes et pépites (BRGM, 2021 ; Larroutou, 2021), ce qui le rend particulièrement accessible et favorise son exploitation (Guédron, 2008). Avec 29% de la population en situation de grande pauvreté, un coût de la vie toujours plus important et un PIB équivalent à 43% de celui de la métropole, l'exploitation de l'or représente un secteur lucratif très attractif (Capitaine, 2023 ; Larroutou, 2021). Ce territoire est donc lourd d'enjeux autour du développement et de la conservation d'un patrimoine naturel hors du commun.

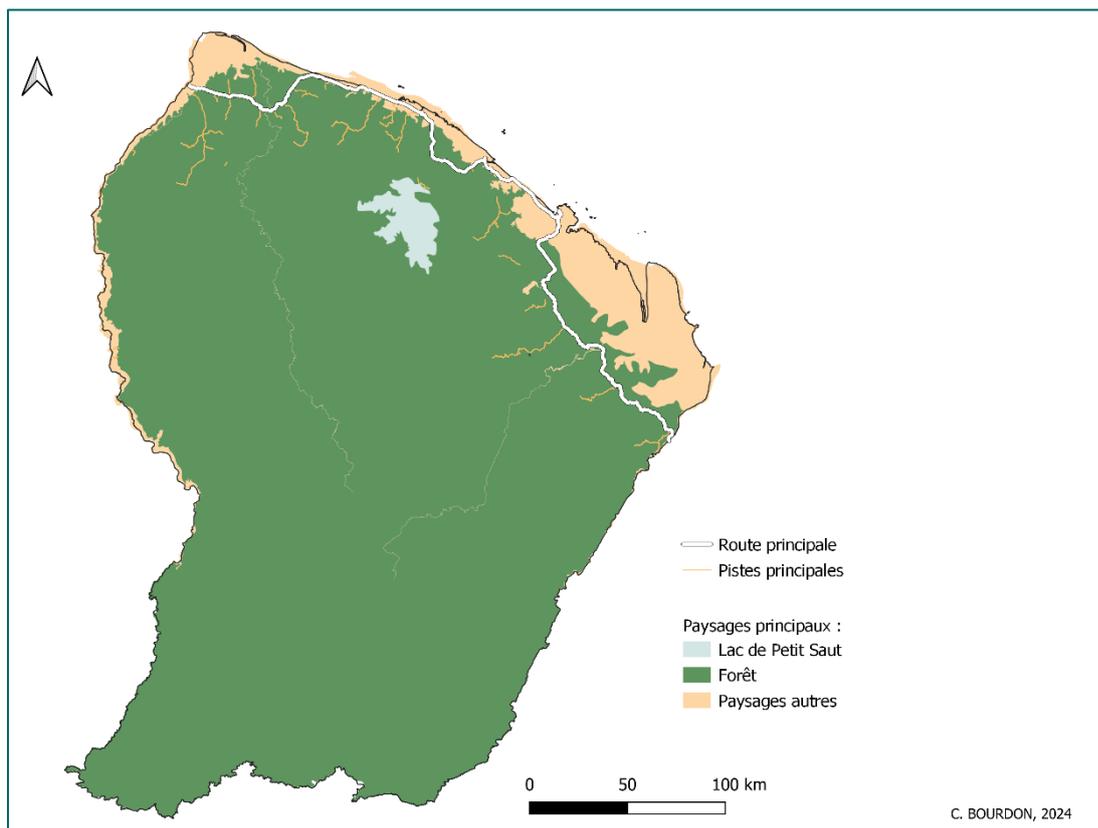


Figure 1 : Carte des principaux éléments géographiques de la Guyane française

⁷ Orogénèse : processus géologique menant à la création de reliefs

⁸ Alluvions : dépôt de petits éléments transportés par les eaux courantes (cailloux, sables, boues, ...)

2. L'exploitation de l'or et son impact

L'or est un métal précieux présent dans les sols. Historiquement, septembre 2011 est l'apogée du cours de l'or. Une légère chute s'est vue entre 2013 et 2015, mais il est largement reparti en augmentation depuis (Melun & Le Bihan, 2020). Globalement, son cours a été multiplié par 7 entre 2000 et 2024, passant de 10€/g à presque 70€/g (Larroutou, 2021). La Guyane française représente 0.4% de la production mondiale, avec l'exploitation de deux types de gisements :

- Les gisements alluvionnaires, où l'or provient de l'érosion et l'altération d'une roche mère, et se retrouve dans les cours d'eau ou les vallées
- Les gisements primaires, où l'or est toujours piégé dans la roche mère, en profondeur ou en surface, parfois sous forme d'importants filons (Larroutou, 2021)

Les gisements alluvionnaires sont ceux majoritairement exploités dans cette région. Les méthodes d'exploitation utilisées sont à l'origine de fortes perturbations des milieux (Larroutou, 2021 ; Melun & Le Bihan, 2020). Les mines aurifères guyanaises se situent au cœur de la forêt, plus précisément au niveau des cours d'eau. Selon la surface autorisée, jusqu'à plusieurs centaines d'hectares de forêt primaire sont déforestés. Jusqu'à 2016, d'après Melun et Le Bihan (2020), près de 30 000 hectares de forêt ont été rasées pour l'orpaillage alluvionnaire, ce qui représente 90% de la déforestation totale du territoire. Les cours d'eau sont ensuite détournés pour avoir accès aux alluvions riches en minéraux, puis les sols sont excavés, lessivés et concassés à l'extrême pour en extraire le précieux métal. Cette étape implique une perte de fertilité quasiment totale des sols traités. De plus, la pédologie de la Guyane française en fait un compartiment majeur de stockage de mercure naturel (Guédron, 2008) : celui-ci est libéré dès l'étape d'excavation des sols. Les conséquences sur le long terme de cette exploitation sont désastreuses pour les écosystèmes, entraînant une perte de biodiversité et de fertilité des sols (Walker, 1999 ; Schimann, 2005). Le temps nécessaire pour retrouver une végétation de forêt secondaire est estimé à 10 – 20 ans, et à plusieurs siècles pour une végétation primaire (Larroutou, 2021), et le développement de communautés complexes après la destruction des habitats peut prendre des milliers d'années (Dobson *et al.*, 1997). Le **Tableau 1** ci-dessous résume les impacts de ce type d'orpaillage sur l'environnement.

Tableau 1 : Synthèse des impacts environnementaux induits par l'orpaillage alluvionnaire (Source : Melun & Le Bihan, 2020)

Activités	Impacts
Déforestation	Disparition des habitats et des biocénoses des milieux forestiers ripicoles Modification des paramètres météorologiques locaux / régionaux Réduction des apports en matière organique (Wright & Flecker, 2004 ; Schimann, 2005) Ruissellement accru → augmentation du transfert de matières en suspension (MES) (Béliveau <i>et al.</i> , 2017) Disparition de l'ombrage → augmentation de la température Fragmentation des milieux forestiers (Jaeger <i>et al.</i> , 2016)
Destruction du lit de la crique	Altération de la morphologie du lit mineur Concentration des débits dans le lit mineur (réduction des débordements vers le lit majeur)

et des marquages riverains	Augmentation des processus érosifs → augmentation de la charge en MES et en mercure Homogénéisation des faciès d'écoulement Destruction des habitats et de leurs espèces inféodées Fragmentation des milieux aquatiques et dégradation des zones humides
Phase d'exploitation	Disparition des sols et déstructuration des horizons de surface Conditions lenticques (ou stagnantes) dans les barranques ⁹ → augmentation de la température Ruissellement accru sur le flat ¹⁰ → augmentation du transfert de MES vers les criques (colmatage) Remobilisation mercurielle des anciennes exploitations Pollution par les hydrocarbures / les déchets / les épaves
Impacts étendus	Augmentation de la charge en MES (Vigouroux <i>et al.</i> , 2005 ; Vigouroux <i>et al.</i> , 2006 ; Laperche <i>et al.</i> , 2007) Pollution mercurielle Impacts sur la faune sauvage (pollutions sonore et olfactive, pression cynégétique ¹¹)

Etant donné l'importance économique de l'orpaillage en Guyane française, la cessation de cette activité n'est pas envisageable. Les efforts sont donc concentrés sur la diminution de l'impact de l'orpaillage sur l'environnement. Pour se faire, l'une des possibilités est d'agir sur les réglementations encadrant cette activité et les processus de régénération.

3. La réglementation de l'orpaillage en Guyane française

L'orpaillage est encadré par le Code Minier et le Code de l'Environnement, sous la tutelle du Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. Avant 1985, l'après-mine n'était pas réellement pris en compte par la France : la fermeture d'une mine rimait avec son abandon en l'état, en dépit des conséquences sur l'environnement (Artignan, 2003). En 1999, suite à l'éveil des consciences sur le sujet, une loi relative à la responsabilité en termes de dommages consécutifs à l'exploitation minière et à la prévention des risques miniers post-exploitation est adoptée (Chapitre III, articles 91 à 96 du Code Minier). Celle-ci stipule que l'exploitant minier est responsable de la réparation des impacts de son activité, et que s'il se retrouve dans l'incapacité d'honorer cet engagement, l'Etat s'en porte garant. Elle spécifie de plus la création d'un organisme rendant public les documents de fermeture des mines (Tournis & Rabinovitch, 2007). La réglementation a depuis continué de se renforcer en faveur de l'environnement, notamment avec l'interdiction de l'utilisation du mercure en 2006. L'augmentation des critères d'obtention d'un permis d'ouverture d'une mine est également en partie responsable de la diminution de la production d'or à l'échelle du territoire. Les exploitants miniers ont également deux obligations majeures à la fin de leur permis :

1. L'obligation de **réhabilitation** : les sols excavés doivent être remis en place en respectant l'ordre des strates d'origine, et la crique doit être remise dans son lit naturel. Cette première étape est essentielle dans le succès de la restauration écologique des

⁹ Barranque : trous créés par l'excavation du sol, dans lesquels l'eau nécessaire au processus d'extraction de l'or est stockée

¹⁰ Flat : zone aménagée pour la vie sur le site

¹¹ Cynégétique : concernant la chasse → L'ouverture de pistes pour le passage des engins d'orpaillage ouvre l'accès aux chasseurs.

mines (Cristescu *et al.*, 2012). Si les méthodes utilisées et la saison choisie sont impropres pour remettre les sols en place, il y a un risque de créer des sols hydromorphes sur lesquels rien ne peut pousser, peu importe l'effort de restauration fourni.

2. L'obligation de **revégétalisation** : une fois les sols remis, la loi impose de replanter 30% de la forêt coupée.

Il n'existe pas de recommandations officielles concernant ce dernier point, et les vérifications ne sont pas systématiques. Un rapport est néanmoins demandé à la fin de la période de réhabilitation et revégétalisation pour obtenir un nouveau permis d'exploiter.

4. La restauration écologique

La restauration écologique se définit comme « une action intentionnelle qui initie ou accélère l'auto-réparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable » (SER, 2004). En considérant le coût des opérations et la capacité de résilience propre de la nature, la restauration écologique n'est pas toujours conseillée. Dans les cas de dégradation extrême des milieux, elle est néanmoins fortement préférable (Prach & Hobbs, 2008). Comme vu précédemment, l'orpaillage a de multiples impacts sur l'environnement, qui peuvent les faire rentrer dans la catégorie des environnements à restaurer « manuellement ». L'idée est donc de récupérer le plus rapidement possible un écosystème fonctionnel, au plus proche de la forêt primaire, pour compenser les effets à long terme de l'exploitation. Notamment, les pollutions au mercure naturel libéré au moment de l'excavation ne peuvent être limitées que par la réhabilitation des sites pour diminuer l'impact sur les hydrosystèmes et les accumulations le long des chaînes alimentaires (Guédron, 2008). De nombreuses études sur les bénéfices de la revégétalisation de sites miniers ont été menées en Australie (Pilar & Eduardo, 2006 ; Andersen, 1993 ; Andersen 1994 ; Bisevac & Majer, 1999), mais ce sujet n'est que récemment d'actualité en Guyane française. Le but principal de cette restauration par la revégétalisation est d'essayer de diminuer les impacts sur le long terme de l'orpaillage (Guédron, 2008), et de diminuer le délai entre la fin de l'exploitation et le retour d'une forêt fonctionnelle et saine. Les débuts de ce processus de restauration étant laborieux sans aide anthropique, la réhabilitation et revégétalisation permettent de lancer artificiellement le *process* pour que celui-ci soit repris par la forêt alentour. Notamment, l'aspect sur lequel la Nature vient reprendre la main après la revégétalisation est le recrutement végétal grâce à l'apport de nouvelles graines.

5. Le rôle des animaux dans la régénération forestière

En Guyane française, la dispersion des graines est une vraie contrainte pour les Végétaux. Les graines éloignées de leur arbre d'origine ont plus de chance de pouvoir germer et donner de nouvelles plantes : on parle de la théorie Janzen-Connell (Connell, 1971 ; Janzen, 1970). Selon celle-ci, les prédateurs et pathogènes spécifiques d'une espèce végétale ont une activité plus importante au niveau des Végétaux adultes reproducteurs, ce qui expose les jeunes plantules à un risque plus élevé d'être éliminées. De nombreux moyens de dissémination existent dans la Nature, passant par les vents, l'eau, les animaux, etc. En forêt tropicale humide, les vents sont irréguliers et ne touchent que les Végétaux émergeant de la canopée. C'est ainsi

que seulement 18% des plantes de forêt primaire guyanaise utilisent l'anémochorie¹² pour se disperser (Charles-Dominique, 2001). C'est alors qu'intervient la stratégie adaptative de 80% des plantes de ces forêts : l'intervention d'un transport animal, ou la zoochorie. De façon globale, la présence d'espèces diversifiées est associée à la « bonne santé » d'un écosystème (Magurran, 1988), particulièrement les disperseurs de graines qui sont essentiels dans ce contexte où la zoochorie est primordiale. Dans les tropiques, c'est en majorité de l'endozoochorie¹³ qui est retrouvée, les graines étant contenue dans des fruits souvent pulpeux et colorés (Wheelwright, 1988). Les fruits sont consommés par la faune frugivore, qui va ensuite disséminer aux alentours les graines, entre autres *via* les fèces ou en les recrachant. Certaines espèces sont considérées comme « destructrices de graines », c'est-à-dire que les graines consommées sont trop abîmées par l'animal pour pouvoir germer, mais d'autres espèces jouent le rôle de disperseurs pour la forêt en laissant des graines viables et une réserve d'éléments minéraux (Richard-Hansen *et al.*, 2001). Les Vertébrés en l'occurrence, représentent plus de 90% des disperseurs de graines d'arbre (Jordano, 2000 ; Galetti *et al.*, 2001 ; Howe & Smallwood 1982).

Les animaux frugivores arboricoles sont souvent cités comme disperseurs importants de graines (Escribano-Avila *et al.*, 2018), mais leur activité est largement diminuée sur les sites miniers par la déforestation nécessaire à l'extraction de minerais. Dans les zones déforestées, ce sont les oiseaux et les chauves-souris qui vont jouer le plus grand rôle en dispersant les graines des espèces pionnières, classiquement nombreuses et de petite taille (De Foresta *et al.*, 1984). Mais cette première phase est longue avant le recrutement d'espèces végétales forestières, ces petits disperseurs ne pouvant pas transporter les graines trop massives, souvent associées aux grands arbres (Escribano-Avila, 2018). Heureusement, certains Mammifères terrestres assurent également ce rôle de dispersion, notamment les Ongulés. A travers la dispersion de graines, mais aussi le retournement du sol, la pression d'herbivorie, ce clade va avoir plusieurs effets sur la dynamique et la structure de la végétation (Efese, 2022). Parmi eux, le tapir terrestre (*Tapirus terrestris*) a la particularité de pouvoir consommer de grandes quantités de graines, d'une taille pouvant aller jusqu'à 4.7 x 2.5 cm, et ce en les gardant intactes (Henry, 2000). C'est donc un disperseur indispensable pour les arbres à grosses graines (Escribano-Avila, 2018). Son important rôle dans la dispersion des graines dans les forêts tropicales abîmées par feux de forêt a notamment été démontré récemment par Paolucci *et al.* (2019). Sa présence est d'autant plus positive que *T. terrestris* peut être considéré comme une espèce parapluie¹⁴ d'après les définitions données par Caro & O'Doherty en 1999 et Favreau en 2006 (cité par Osipova & Sangermano 2016). Ces espèces sont à favoriser selon certains auteurs pour l'évaluation du succès des restaurations écologiques (Block *et al.*, 2001). D'autres Mammifères terrestres frugivores sont comptés comme de potentiels disperseurs, notamment les daguets (*Mazama americana* et *Mazama nemorivaga*), les acouchis (*Myoprocta acouchy*) et les pacas (*Cuniculus paca*), mais leur rôle dans la dispersion des graines n'est pas encore certain (Gayot *et al.*, 2004 ; Dubost & Henry, 2006). Les agoutis (*Dasyprocta leporina*) sont également des disperseurs importants, déplaçant les graines et les enterrant à divers endroits, mais ne seront pas traités ici (Dubost & Henry, 2006).

¹² Anémochorie : dispersion des graines par le vent

¹³ Endozoochorie : dispersion des graines *via* le tube digestif des animaux

¹⁴ Espèce parapluie : espèce dont la protection permet de sauvegarder un grand nombre d'espèces partageant le même habitat

Il y a donc tout un intérêt écologique à la présence de ces espèces sur les sites miniers. Rendre attractives les anciennes zones d'exploitation aurifère pour ces espèces pourrait permettre d'augmenter la rapidité de recrutement d'espèces végétales de forêt naturelle, et ainsi diminuer le temps de restauration de ces écosystèmes.

6. REGEMINE : un projet sur la restauration écologique post-exploitation minière

i. Solicaz, l'institut de recherche en ingénierie écologique porteuse du projet

Créée en 2009, Solicaz est une start-up française de l'UMR EcoFog¹⁵ spécialisée dans plusieurs domaines, notamment le diagnostic de la qualité des sols, la biostimulation bactérienne, la production et plantation d'espèces végétales. Ces trois axes d'expertise leur permettent d'apporter un savoir-faire unique en Guyane sur la question de la restauration écologique.

Sensible à la question de l'orpaillage en Guyane, Solicaz a décidé de mettre son expertise et savoir-faire au service de la restauration post-exploitation minière par un diagnostic en plusieurs étapes. Selon les méthodes utilisées par les exploitants miniers pour la réhabilitation des sites, plusieurs types de sols sont observés, allant de l'hydromorphe à la terre ferme, d'une texture argileuse à sableuse. Une première expertise des sols est donc nécessaire pour caractériser les sols présents après le rebouchage des barranques, la remise en place des sols et du cours d'eau. Suite à cela, une pépinière est mise en place pour produire les arbres nécessaires à la reforestation. Des essences locales sont choisies en fonction des milieux, des types de sols, de leur texture, de la capacité des espèces à se développer en milieu ouvert, de l'apport de ces plantes au sol et de leur caractère attractif pour la faune. Il va donc majoritairement y avoir des arbres locaux héliophiles¹⁶ fixateurs d'azote pour l'amélioration de la fertilité, et dont le système racinaire va permettre une restructuration du sol favorable à l'implantation d'autres espèces. La capacité de ces plantes à croître rapidement sur des sols pauvres permet d'apporter rapidement un ombrage, favorisant le recrutement de plantes sciaphiles¹⁷. Pour aider les arbres de plantation à se développer dans ce milieu lessivé, des solutions de biostimulation ont été mise en place par Solicaz : des associations de bactéries locales augmentant la résistance aux stress abiotiques sont ajoutées aux plants, stimulant ainsi leur développement. Les jeunes arbres sont ensuite plantés sur le site minier en fonction des types de sol préalablement déterminés par l'expertise.

¹⁵ UMR EcoFog : Unité Mixte de Recherche en Ecologie des Forêts de Guyane

¹⁶ Héliophile : désigne les Végétaux qui se développent dans des milieux ensoleillés

¹⁷ Sciaphile : désigne les Végétaux se plaisant dans les milieux ombragés

ii. Une revégétalisation à 100% permise par Kering

Kering, entreprise de luxe française, est un grand consommateur d'or. Sensible à la question de l'environnement, cette filiale de LVMH a décidé de s'impliquer dans les questions de restauration des sites miniers de Guyane. La revégétalisation de 30% étant obligatoire selon la loi, Kering a proposé de financer la plantation des 70% restants sur plusieurs exploitations minières pour obtenir une revégétalisation à 100% des sites. C'est en partie grâce à ce financement complémentaire que le projet REGEMINE a pu voir le jour. En collaboration avec l'OFB (Office Français de la Biodiversité), le projet a pour objectif de caractériser le retour de la biodiversité sur d'anciens sites d'orpaillage revégétalisés, en comparant les communautés animales sur une parcelle revégétalisée à 100%, et une parcelle non-revégétalisée. Le projet a commencé début 2023, et se terminera fin 2024. Ce mémoire s'insère donc au milieu de cette période.

iii. Le site d'étude : Crique Jaguar

« Crique¹⁸ Jaguar » est un ancien site minier guyanais accessible par la piste Bélizon dans la commune de Roura (**Figure 2**). D'une superficie de 17ha au total, il a été exploité de 2016 à 2020 par le minier DOMIEX. La revégétalisation du site a été confiée à Solicaz en fin d'exploitation, et s'est déroulée de décembre 2020 à janvier 2021 : la partie Nord de 10ha a été revégétalisée à 100%, et la partie Sud (7ha) a été réhabilitée mais pas replantée (**Figure 2**).

Le site d'étude est donc découpé en trois modalités principales :

- La mine revégétalisée
- La mine non-revégétalisée
- La forêt naturelle adjacente (servant de témoin pour l'étude)

Le fait de travailler sur un seul site minier permet d'avoir une forêt naturelle adjacente identique, et donc des chances de recolonisation similaires pour chacune des modalités de l'étude. Alors, la différence de recolonisation de la zone exploitée est dépendante des caractéristiques attractives ou répulsives propres aux milieux et non pas de la présence ou absence des espèces autour (O'Brien *et al.*, 2011). Travailler sur deux sites géographiquement éloignés rend plus délicat la comparaison des communautés d'espèces présentes sans une analyse fine des forêts naturelles adjacentes. La présence humaine sur certains sites peut également avoir son rôle à jouer dans le retour de la faune : certaines espèces plus timides que d'autres peuvent ne pas revenir sur la mine si celle-ci est régulièrement fréquentée par les hommes (Lloyd *et al.*, 2002). Ce biais potentiel est ici négligé, étant donné la difficulté d'accès au site d'étude.

¹⁸ Crique : appellation courante en Guyane française pour désigner les cours d'eau

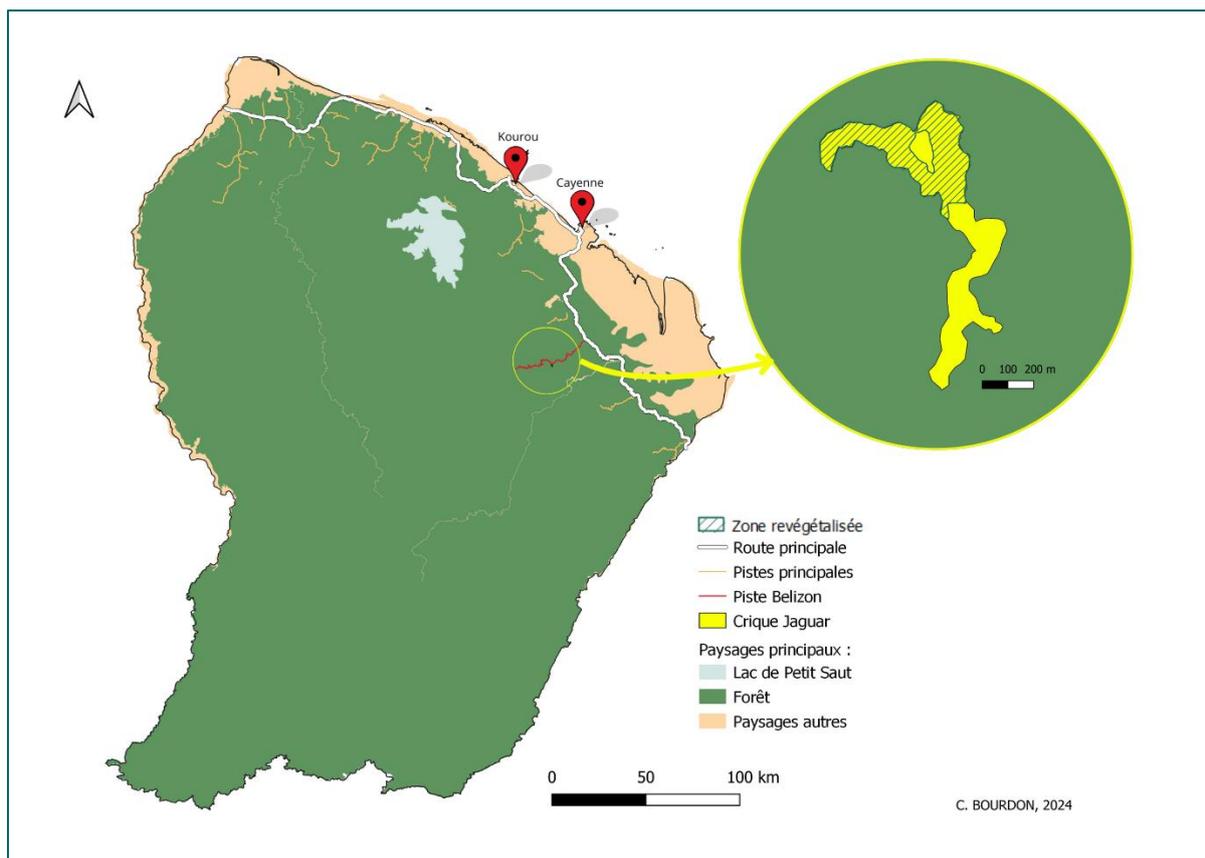


Figure 2 : Carte de la localisation et du découpage spatial de l’ancien site d’orpaillage « Crique Jaguar »

7. Problématique et hypothèses majeures

Les mécanismes de restauration des sites miniers soulèvent de nombreuses questions. Les lois encadrant « l’après-mine » en Guyane française restent à ce jour peu précises quant aux modalités de restauration, et les vérifications de leur application sont rares. Pour autant, la question de l’utilité de la restauration de ces écosystèmes est primordiale pour la conservation de la biodiversité de cette région. Le projet REGEMINE a pour but d’évaluer la présence des différentes espèces animales sur les sites miniers revégétalisés ou non. Etant donné leur fort impact dans les processus de restauration des milieux, un intérêt particulier est porté aux grands Ongulés, plus particulièrement à *Tapirus terrestris*, grand disperseur de graines. La question principale du projet serait : Quelle est l’importance de la revégétalisation des sites d’orpaillage dans le processus de restauration écologique ?

Parmi tous les aspects concernés par cette question, ce mémoire s’attachera à éclaircir le point suivant :

Quels sont les effets de la revégétalisation des sites d’orpaillage sur la biodiversité ?

L'objectif de ce travail sera donc de tester les hypothèses suivantes :

1. Les caractéristiques environnementales d'un site auraient un impact sur la répartition et la présence des communautés d'espèces
2. La revégétalisation d'un site aurait un impact sur les communautés d'espèces
3. La revégétalisation aurait un impact sur la vitesse de la restauration écologique

Dans ce contexte, les hypothèses suivantes sont considérées vraies :

1. Les *pools* d'espèces de la forêt naturelle adjacente sont répartis de façon homogène autour de la mine.
2. La notion de « restauration écologique » est approximée par la structuration des communautés animales et végétales des sites.
3. La présence des équipes de terrain pour la pose et le retrait de pièges, ainsi que pour les inventaires botaniques et la prospection pédestre n'impacte pas la quantité d'espèces enregistrée.
4. La différence de détectabilité entre milieu ouvert et milieu fermé peut être négligée ici.

Ce mémoire s'attachera dans un premier temps à décrire les différentes méthodes de collecte et traitement de données utilisées au cours de l'étude. Une première partie de résultats introduira des indices de présence spécifiques aux grands Ongulés par des cartes, et sera suivie par une analyse statistique plus globale de la répartition des espèces et de la biodiversité de chacune des modalités de l'étude. Une troisième partie s'attachera à décrire les grandes tendances visibles sur ces modalités en se basant sur des données de botanique, puis présentera une approche cherchant à relier la présence de *Tapirus terrestris* à des caractéristiques structurelles du paysage.

II. Matériel et Méthodes

1. Transects d'indices de passage

Deux ans après la revégétalisation de la partie Nord de l'exploitation minière, des traces de passage de faune ont commencé à être répertoriées dans l'ensemble de la mine. La majorité du temps, leur inventaire était opportuniste, en complément d'une autre étude (suivi des plantations réalisées). En 2023, une première session de recherche de traces à l'aide de transects rectilignes a été réalisée. En mai 2024, un second inventaire a été mis en place pour essayer de dégager des tendances dans les fréquentations de tel ou tel environnement. Ce mémoire s'attache à l'analyse de l'intégralité des données disponibles sur ces études.

i. Objectifs

Le but est d'obtenir une représentation spatiale de la présence d'activité d'herbivores pour déterminer si des tendances se dégagent concernant l'intensité de la fréquentation des modalités par la faune. Cette visualisation permet ensuite d'orienter les analyses des rapports entre les espèces présentes et l'environnement.

ii. Données issues de la prospection pédestre 2023

Une session de récolte de données a eu lieu en 2023, découpée en deux sessions de passage : une en saison des pluies, et une en saison sèche. Un total de 18 transects a été réalisé, répartis dans les deux modalités minières (**Figure 3**). Chacun des transects mesurait 100m et a été parcouru à vitesse lente dans un sens puis dans l'autre. Les indices repérés sur ces transects ont été répertoriés, mis en évidence par des morceaux de rubalise pour n'être comptés qu'une fois, et leur localisation a été enregistrée sur les GPS.

Les indices suivants ont été recherchés :

- Traces d'abrutissement (**Figure 4**)
- Traces de passage
- Fèces
- Frottements/marquages des troncs
- « Cassés-tapir »¹⁹ (**Figure 4**)

A cause de l'encombrement progressif de la mine du à la végétation, cette façon de procéder n'a pas pu être répétée en 2024. Une nouvelle méthodologie d'échantillonnage, décrite dans le paragraphe suivant, a donc été mise en place pour s'affranchir de ce problème. Les données récoltées ont néanmoins été traitées toutes ensemble.

¹⁹ « Cassé-tapir » : nom vernaculaire utilisé pour désigner les abrutissements spécifiques au tapir, qui sont des troncs brisés par les tapirs pour la consommation des jeunes feuilles

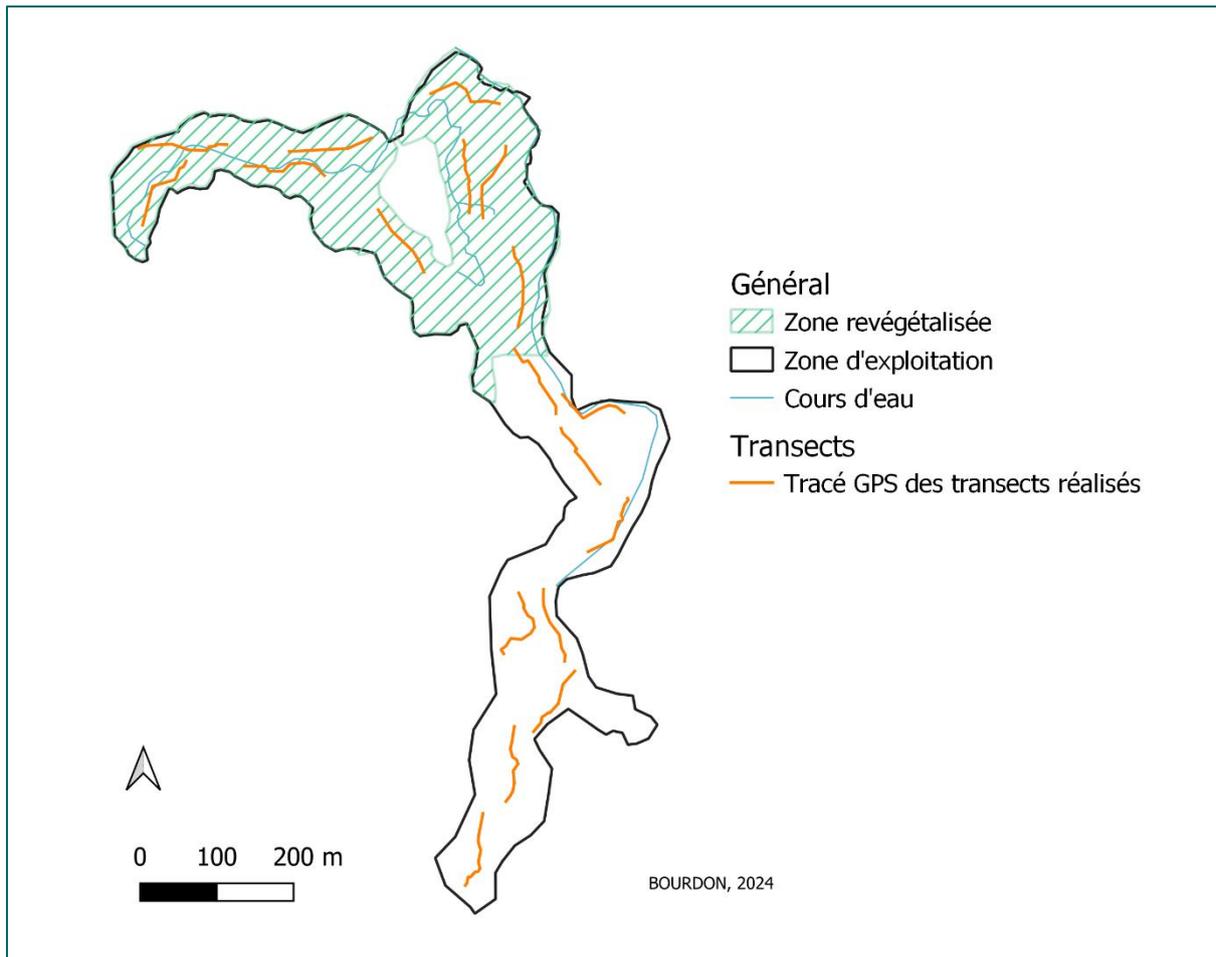


Figure 3 : Carte des transects réalisés en 2023 pour la recherche d'indices de passage d'animaux à Crique Jaguar



Figure 4 : Exemples d'indices récoltés dans la mine, avec un abrouissement à gauche (cercle rouge) et un « cassé-tapir » à droite

iii. Echantillonnage de la prospection pédestre de 2024

Cette recherche d'indices de passage s'est faite en parallèle d'une étude botanique du site (voir partie II.3.). Bien qu'une distinction claire soit visible entre la partie revégétalisée et celle non revégétalisée, une forte hétérogénéité environnementale est observée au sein même de chaque modalité, due en partie aux méthodes d'exploitation minière et de réhabilitation (**Figure 5**). Le principal était donc de prospecter avec la même intensité un maximum d'environnements différents, répartis entre les deux modalités minières.

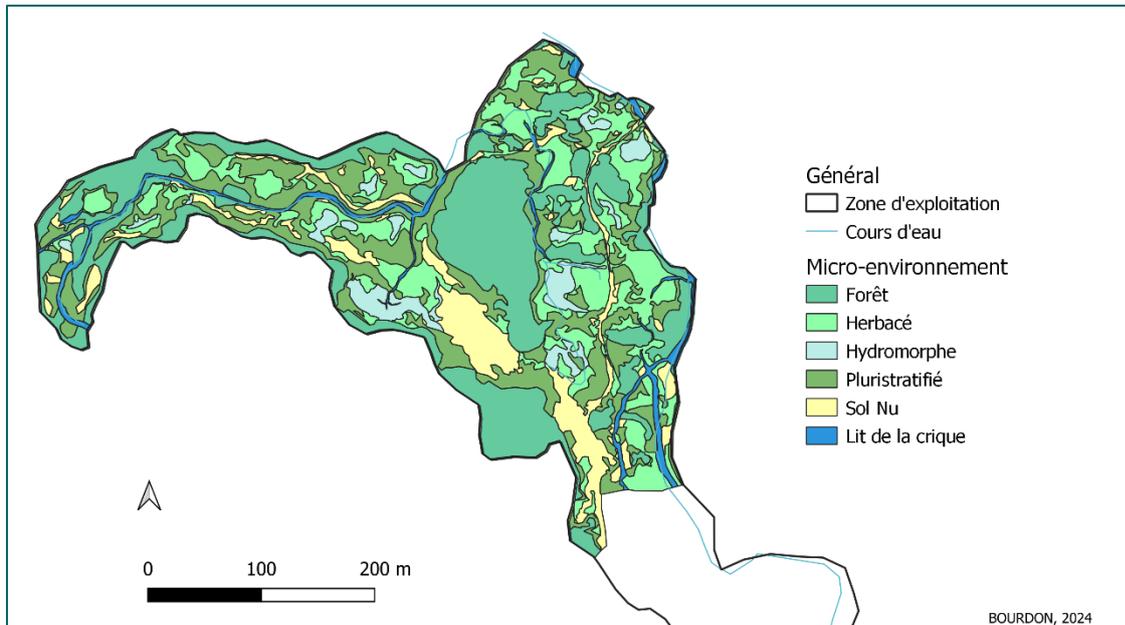


Figure 5 : Carte des différents milieux composant la partie « mine revégétalisée » en 2024, 4 ans après revégétalisation

Le schéma expérimental des points d'échantillonnage est représenté sur la **Figure 6**. Les mêmes types d'indices qu'en 2023 ont été recherchés. Quelques illustrations des traces trouvées pendant cette session se trouvent en annexe (**Annexe 3**).

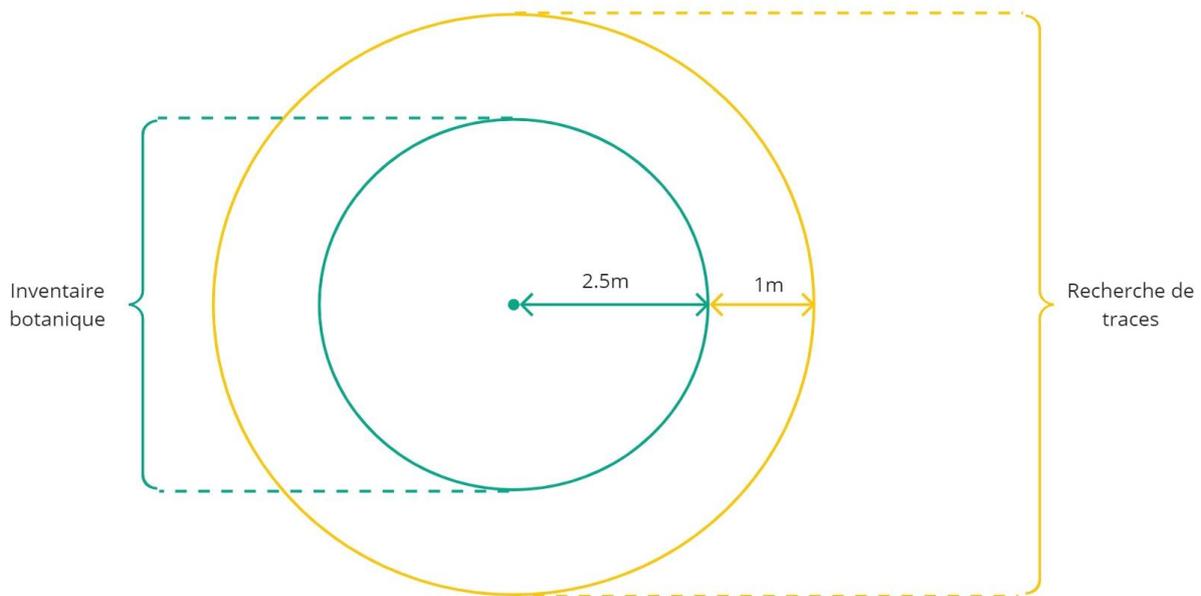


Figure 6 : Point d'échantillonnage pour l'inventaire conjoint de traces de faunes et des Végétaux présents

iv. Méthode d'analyse

Les données sont traitées à l'aide du logiciel QGIS Desktop 3.28.10 (QGIS.org, 2024). La construction de cartes de chaleur permet de visualiser la concentration spatiale des indices retrouvés, soit par type d'indice, soit par espèce.

2. Pièges photographiques

i. Objectifs

L'objectif de l'étude ici est de caractériser les communautés animales présentes sur le site de Crique Jaguar, et de voir si la revégétalisation a un impact sur le retour des communautés animales. Pour cela, un inventaire de la faune a été mis en place. Le focus de l'étude se faisant sur les gros Mammifères, l'utilisation de pièges photographiques a été favorisée. Selon Rovero *et al.* en 2010, puis confirmé par Zlatanova en 2018, cette méthode permet d'atteindre jusqu'à 87% de capture des espèces de grands à moyens Mammifères. Un minimum de 900 jours de piégeage cumulé entre les pièges photographiques est nécessaire pour capturer suffisamment d'espèces afin d'affirmer la représentativité de la zone (Si *et al.*, 2014). La période d'échantillonnage ayant également son importance (Zlatanova, 2018), deux sessions de pose par an ont été mises en place pour échantillonner la faune aussi bien en saison sèche qu'en saison humide sur une durée de 2 ans. Pendant trois périodes de 3 mois, les appareils ont enregistré la faune de passage. Les appareils ont été réglés sur le mode vidéo, ce qui permet d'extraire plus d'informations sur le comportement que les photos (Bridges & Noss, 2021). Des appareils COOLIFE H8201 à détection nocturne et diurne ont été utilisées. La sensibilité a été réglée sur le maximum pour pouvoir détecter les animaux discrets (Rovero, 2010). Les

séquences vidéo ont une durée de 10 secondes et un intervalle de minimum 5 secondes entre chaque prise.

ii. Méthodologie de pose des pièges photographiques

Deux sessions de capture ont été réalisées en mai et septembre 2023. Cette année, une troisième session s'est déroulée de mai à juin. Selon Rovero (2010), lorsque le nombre de jours de piégeage est élevé, la méthode de placement des pièges photographiques a peu d'impact sur le nombre d'espèces différentes recensé. Le placement des pièges photographiques s'est fait selon plusieurs critères :

- **L'aspect propice de l'endroit** pour le passage des animaux : il était considéré que si un humain pouvait passer sans souci, un autre animal le pouvait
- **La praticabilité du terrain** : la végétation herbacée dense, particulièrement dans la modalité non revégétalisée, rend les déplacements laborieux.
- **La végétation environnante** : un endroit trop encombré déclenche compulsivement le détecteur de mouvement, ce qui sature la carte mémoire rapidement.
- **Dans les trois grandes modalités** : Mine non revégétalisée, mine revégétalisée et forêt naturelle adjacente
- **Capter l'hétérogénéité des zones minières** : zone ouverte, bosquet forestier, zone hydromorphe

Les emplacements théoriques des pièges ont été estimés en amont grâce à la connaissance du terrain des collaborateurs du projet (Zlatanova, 2018). Les conditions du terrain (encombrements, marécages, etc.) ne permettent en effet pas sur ce genre de terrain de tirer aléatoirement des points d'échantillonnages réalistes. Les coordonnées des points ont ensuite été extraites puis enregistrées sur les GPS. Le choix du point précis a été décidé sur le terrain, et l'« arbre tuteur » choisi en fonction des conditions ; les endroits de passage visibles et les coulées ont notamment été ciblés (Rovero, 2010). Chaque piège photographique a été fixé à l'aide d'une sangle à environ 50 cm du sol (Dramane, 2024 ; Rovero, 2010) pour permettre l'identification des Mammifères de grande taille en priorité. Un demi pot de fleur en plastique a été rajouté au-dessus des pièges pour diminuer les dégâts potentiels causés par la pluie (**Figure 7**). Chaque point GPS réel a été enregistré puis utilisé pour ajuster la carte de la répartition des pièges photographiques (Rovero, 2010). Celle-ci sert ensuite à aller récupérer les pièges photographiques et cartes SD²⁰ à la fin de la période d'échantillonnage. Une vérification à 1.5 mois de pose a été faite, pour changer les cartes SD et les piles si nécessaire. Au cours de ces vérifications, une description fine des environnements proches des pièges a été réalisée.

²⁰ SD : Secure Digital

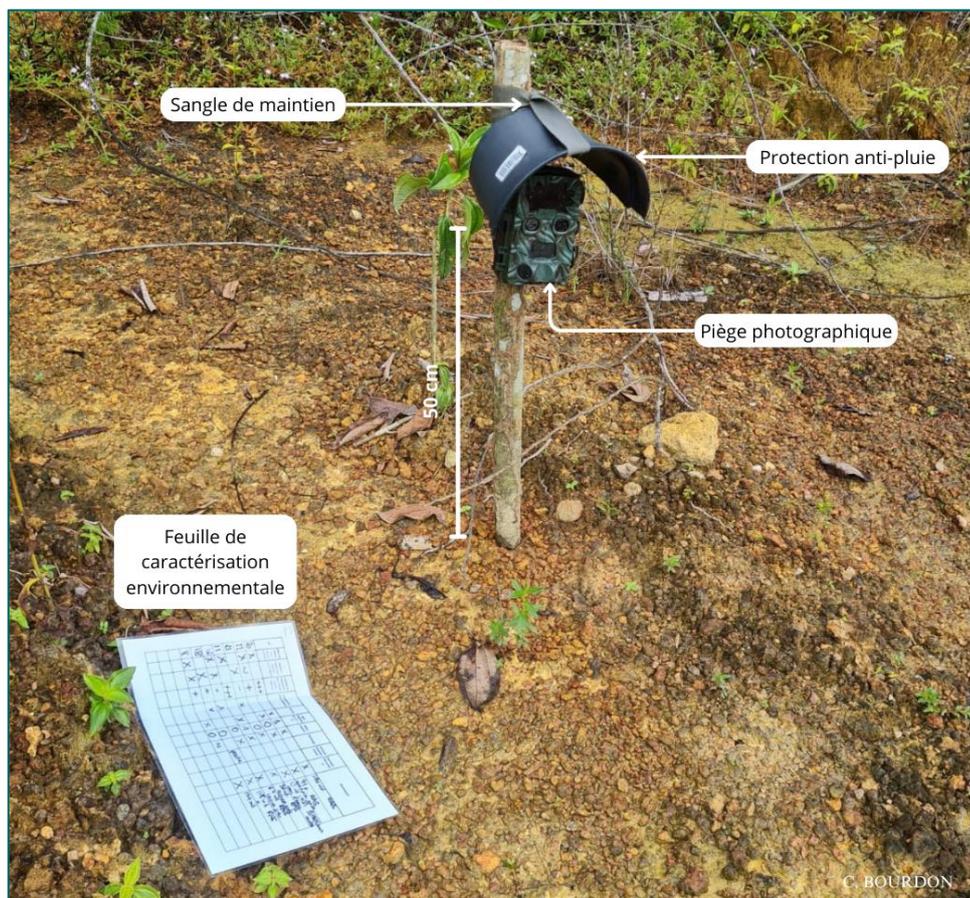


Figure 7 : Montage des pièges photographiques sur le terrain

iii. Traitement et analyse de données

Les données ont été extraites grâce au logiciel digiKam 8.2.0. (KDE, 2023). Les vidéos ont été triées une première fois pour éliminer les déclenchements spontanés, puis se sont vues attribuer des métadonnées d'espèces grâce à la liste de tags utilisée pendant les sessions 2023 (**Annexe 4**). La faune capturée en image a été identifiée en s'appuyant notamment sur la clef d'identification du Parc Amazonien de Guyane publiée en 2020 et l'expertise des partenaires du projet. Les espèces d'intérêt sont identifiées jusqu'à l'espèce quand cela est possible, les autres regroupées en famille ou genre.

Tous les traitements ont été réalisés avec le logiciel RStudio Desktops 2023.12.1+402 (R Core Team, 2023). L'extraction d'un fichier Excel comportant l'intégralité des informations relatives aux pièges photographiques et aux métadonnées s'est fait à l'aide du package *camtrapR* (Niedballa *et al.*, 2016). Il contenait les informations suivantes :

- Nom du piège
- Date de prise de la photo
- Heure de prise de la photo
- « n_image » correspondant au nombre d'images supprimées car prises avec un délai de moins de 60 minutes avec la vidéo précédente (Mugerwa, 2012 ; Azlan & Sharma, 2006 ; Tobler, 2008 ; Meek *et al.*, 2014)
- Coordonnées GPS du piège

La base de données a ensuite été complétée avec des informations relatives à la pose des pièges, aux environnements de ceux-ci et aux temps d'activité. Celle-ci a servi de base pour les traitements statistiques, en grande partie grâce au package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2024). Une seconde base de données a été créée, dans laquelle les données ont été rapportées aux « 100 nuits-pièges » (100NP), défini comme le rendement global des pièges sur une période de 100 nuits. L'utilisation de cette base a permis de diminuer certains biais dûs aux différences de temps de fonctionnement des pièges. L'analyse des résultats ne prend pas en compte les grands Mammifères indéterminés à l'espèce et les petits oiseaux (*Pecari_indet*, *Mazama_sp*, *Oiseau_indet*). Les pièges photographiques ne permettant pas de déterminer correctement les petits Mammifères, tous ceux considérés comme micro-mammifères (*micromam*) sont exclus, de même pour les reptiles (*Lezard_sp*, *Tortue*). Les oiseaux occasionnellement observés mais ne représentant pas une grande part des taxons sont également retirés (*Aerdeidae*, *Buse_urubu*, *Colombidae*).

Pour répondre à la problématique, une première partie des analyses se concentre sur la compréhension de la structure des communautés animales. Une comparaison des sites a été réalisée en fonction des trois modalités, puis en fonction des caractéristiques plus précises des environnements des pièges photographiques.

a. Richesse spécifique et fréquentation des sites

Whittaker met en avant en 1965 l'importance de la richesse spécifique et de l'équitabilité²¹ de la répartition de ces espèces dans la perception de la diversité spécifique. Avec cette approche, la composition des communautés d'espèces des trois modalités sera déduite. La combinaison des données de richesse spécifique et de fréquentation donne en effet un meilleur indicateur de l'avancement de la restauration qu'en les gardant séparés (Brady & Noske, 2010).

- Richesse spécifique

La richesse spécifique (RS) indique le nombre total d'espèces recensées dans un milieu donné (Magurran, 2004 ; Dajoz, 2006). C'est une composante majeure de la diversité, car elle indique si un milieu est apte à accueillir beaucoup d'espèces différentes ou non. Ici, la comparaison a été réalisée entre les trois modalités pour déterminer où la richesse spécifique est la plus élevée.

- Fréquentation des sites

Le RAI (Relative Abundance Index) est une analyse classiquement utilisée en écologie pour estimer la part relative d'une espèce dans une communauté. Il se base sur le *ratio* entre le nombre d'observations indépendantes d'une espèce par rapport à l'effort total

²¹ Equitabilité : elle se définit comme l'homogénéité de la répartition des individus au sein des espèces composant une communauté. Une communauté est dite équitable si les effectifs des espèces sont équivalents. En revanche, une communauté est moins équitable si certaines espèces sont dominantes.

d'échantillonnage (Zhao *et al.*, 2019). Il est courant de chercher à extraire des effectifs d'espèces à partir de données de pièges photographiques. Le protocole de pose des pièges photographiques est ici en partie délibérément biaisé (Meek *et al.* 2014) par l'orientation sur les tapirs *Tapirus terrestris* et autres grands Mammifères. De plus, le calcul d'effectif à partir de pièges photographiques est une méthode régulièrement critiquée par la littérature (Sollmann, 2013 ; Zhao, 2019). Il est donc question dans cette étude de *fréquentation* et non pas d'*effectif*, c'est-à-dire que nous partons du principe qu'un animal enregistré plusieurs fois ne compte pas pour deux individus d'une espèce mais que cette espèce « fréquente » plus ou moins un site. Les analyses classiques de RAI et découpage en pourcentage de l'échantillon sont réalisées, mais en gardant en tête cette subtilité.

Ces données, richesse spécifique et fréquentation, donnent de bonnes informations sur les compositions des communautés, mais ne suffisent pas à caractériser la diversité spécifique d'un lieu. L'équitabilité des communautés, définie par la régularité de la distribution des espèces, est également primordiale (Whittaker, 1965), et peut-être estimées grâce aux profils de diversité (Leinster & Cobbold, 2012).

b. Profil de diversité

La comparaison de communautés peut se faire en traçant leurs profils de diversité (Leinster & Cobbold, 2012 ; Hill, 1973 ; Tóthmérész, 1995). Cette méthode permet de représenter visuellement l'évolution de la diversité en fonction de l'ordre q (sensibilité aux espèces rares ou abondantes, *ie* le poids donné à une espèce en fonction de sa « rareté » dans l'échantillon). Si pour toutes les valeurs de q , une communauté a un profil de diversité supérieur à une autre, elle peut être considérée comme plus diversifiée. Un croisement des profils indique au contraire qu'il n'y a pas de relation d'ordre entre les communautés (Tóthmérész, 1995).

Ces profils de diversité sont construits en se basant sur les nombres de Hill, famille d'indices permettant de mesurer la diversité en fonction de l'importance accordée aux espèces rares ou abondantes. Les indices de Shannon et Simpson sont des cas particuliers de ces nombres, et sont complémentaires dans l'interprétation des profils de diversité (Marcon, 2018). Un schéma explicatif de l'interprétation de ce type de graphique se trouve en annexe (**Annexe 5**).

- **Indice de diversité de Shannon**

L'indice de Shannon, H (Shannon, 1948), est un indice reflétant la diversité des espèces enregistrées par les pièges photographiques (Zlatanova, 2018). Il correspond à l'exponentielle du nombre de Hill pour $q = 1$. Il mesure la stabilité des communautés, en variant en fonction du nombre d'espèces et de leur proportion en donnant du poids aux espèces rares. Il se calcule avec la formule suivante :

$$H = - \sum (p_i \log p_i)$$

où :

- H : indice de Shannon
- p_i : l'importance relative de chaque espèce dans la communauté

Cet indice va varier entre 0 et 5 dans notre cas. Selon Folahan *et al.* (2018), l'interprétation peut se faire comme telle :

- Si H se situe entre 0 et 2, la stabilité du milieu est considérée faible
- Si H se situe entre 2 et 2.5, la stabilité est considérée moyenne
- Si H est supérieur à 2.5, la stabilité est élevée.

Sur les profils de diversité, on retrouve l'exponentielle de l'indice de Shannon pour $q = 1$ (Annexe 5).

- **Indice d'équitabilité de Pielou**

L'indice de Pielou, J (Pielou, 1966) est un indice classiquement utilisé pour compléter l'indice de Shannon. Il normalise l'indice de Shannon par rapport à sa valeur maximale potentielle. Il se calcule comme suit :

$$J = \frac{H}{\ln(S)}$$

Où :

- J : indice de Pielou
- H : indice de Shannon
- S : nombre d'espèces

Cet indice permet de mesurer la répartition des individus au sein des espèces, indépendamment de la richesse spécifique. Il varie entre 0 et 1, et est plus facilement interprétable que l'indice de Shannon : plus celui-ci tend vers 1, plus la distribution des effectifs est régulière. Au contraire, $J = 0$ signifie qu'il n'y a qu'une seule espèce dans l'échantillon.

- **Indice de concentration de Simpson**

L'indice de concentration de Simpson D est un autre indice de diversité classique. C'est un indice de dominance : plus une espèce est abondante, plus elle va avoir de poids sur l'indice. Il permet donc de savoir si le site étudié est dominé par une ou plusieurs espèces abondantes. Il peut se comprendre comme étant la probabilité que deux individus tirés au hasard dans l'échantillon soient de la même espèce. La formule originellement proposée par Simpson (1949) est la suivante :

$$D = \sum_{s=1}^S p_s^2$$

Où :

- D : indice de concentration de Simpson
- S : nombre d'espèces
- p_s^2 : la probabilité qu'un individu tiré au hasard soit de l'espèce s

Plusieurs versions existent pour cet indice. Notamment, la version utilisée dans cette étude permet d'avoir un indice proportionnel à la diversité :

$$E = 1 - \sum_{s=1}^S p_s^2$$

Elle calcule la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes. Dans ce cas, si E tend vers 0, l'échantillon comporte des espèces très dominantes sur les autres. Au contraire, quand E tend vers $1-(1/S)$ où S le nombre d'espèces, cela signifie que toutes les espèces ont les mêmes probabilités d'être tirées au hasard dans la population du site.

On retrouve également l'indice de Simpson sur les profils de diversité pour $q = 2$ (**Annexe 5**).

3. Inventaire botanique

i. Objectifs

Il est aujourd'hui largement accepté par la littérature que le retour des animaux sur les sites anthropisés abandonnés se fait en fonction de la recolonisation par les Végétaux (Rosenzweig and Winakur, 1966 ; Fox and McKay, 1981 ; Cristescu *et al.*, 2012) La question ici est de savoir si la revégétalisation assistée, et donc indirectement la circulation des animaux, favorise le retour d'une végétation forestière. Pour cela, un inventaire botanique a été réalisé début mai 2024, avec l'aide de Giacomo SELLAN, botaniste au CIRAD.

ii. Méthodologie d'échantillonnage

L'échantillonnage a été fait pour que l'intégralité des habitats présents sur le site soient explorés au moins une fois. Seules la mine revégétalisée et la mine non revégétalisées ont été concernées par cette partie de l'étude.

Il a été décidé de procéder par point d'échantillonnage. En effet, l'encombrement dû aux premiers stades de reprise végétale rendent impossibles les déplacements rectilignes pour réaliser des transects droits. Des tracés de transects théoriques ont donc été imaginés, puis découpés en 4 et 6 points d'échantillonnage, dits « placettes » (**Figure 9**). Pour chacun des

points visibles sur la carte, le centre a été noté, et un cercle de 2.5m de rayon tracé autour (**Figure 6**, voir partie II.1.iii.). Une fois sur le terrain, certaines placettes ont dû être déplacées, voir abandonnées, à cause de l'encombrement et/ou l'accessibilité du terrain. Les localisations du centre de chaque zone d'échantillonnage ont été notées sur les GPS. Le rayon a été noté à la peinture non toxique sur le sol, en utilisant un laser de mesure ou un ruban gradué (**Figure 8**). L'intégralité des arbres de plus de 30 cm de haut à l'intérieur de ces cercles ont été identifiés. Les plantes herbacées de genre *Miconia* ont également été répertoriées, bien que ce ne soient pas des arbres, étant donné leur importante présence. Les abrutissements fréquemment observés sur celles-ci peuvent aussi impliquer une certaine attractivité de ces plantes pour les herbivores, d'où leur inventaire. Pour les plantes entre 30 et 130 cm, leur taille a été relevée lors de l'inventaire. Pour les tailles supérieures, c'est le DBH (Diameter at Breast Height) qui a été noté (Freytet & Bonnardot, 2020). Ces données ont été récoltées grâce à QFieldCloud (Opengis.ch, 2023).

Ce sont dans ces placettes que la recherche de traces de présence d'animaux a été réalisée en parallèle.

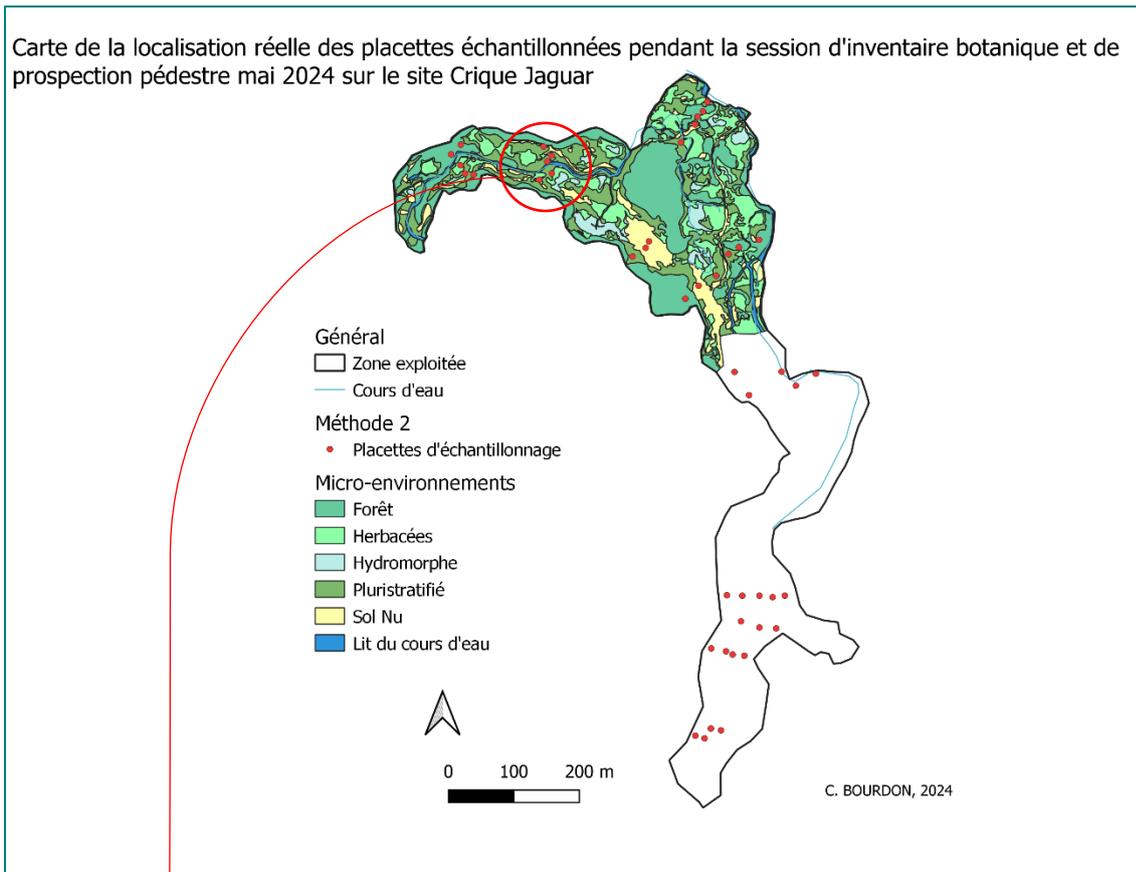


Figure 8 : Méthodologie de délimitation des placettes d'échantillonnage pour l'inventaire botanique

iii. Réalisation des placettes sur le terrain

Une fois les modifications de localisation des placettes effectuées, les nouveaux emplacements ont été notés sur les GPS. L'inventaire botanique a ensuite été réalisé, en bombant à la peinture les plantes une fois celles-ci notées. Après l'échantillonnage botanique, chaque cercle a été étendu à 3.5m de rayon pour la prospection de traces. Finalement, la carte des points échantillonnés sont représentés sur la **Figure 9**.

Carte de la localisation réelle des placettes échantillonnées pendant la session d'inventaire botanique et de prospection pédestre mai 2024 sur le site Crique Jaguar



Zoom sur le transect R2

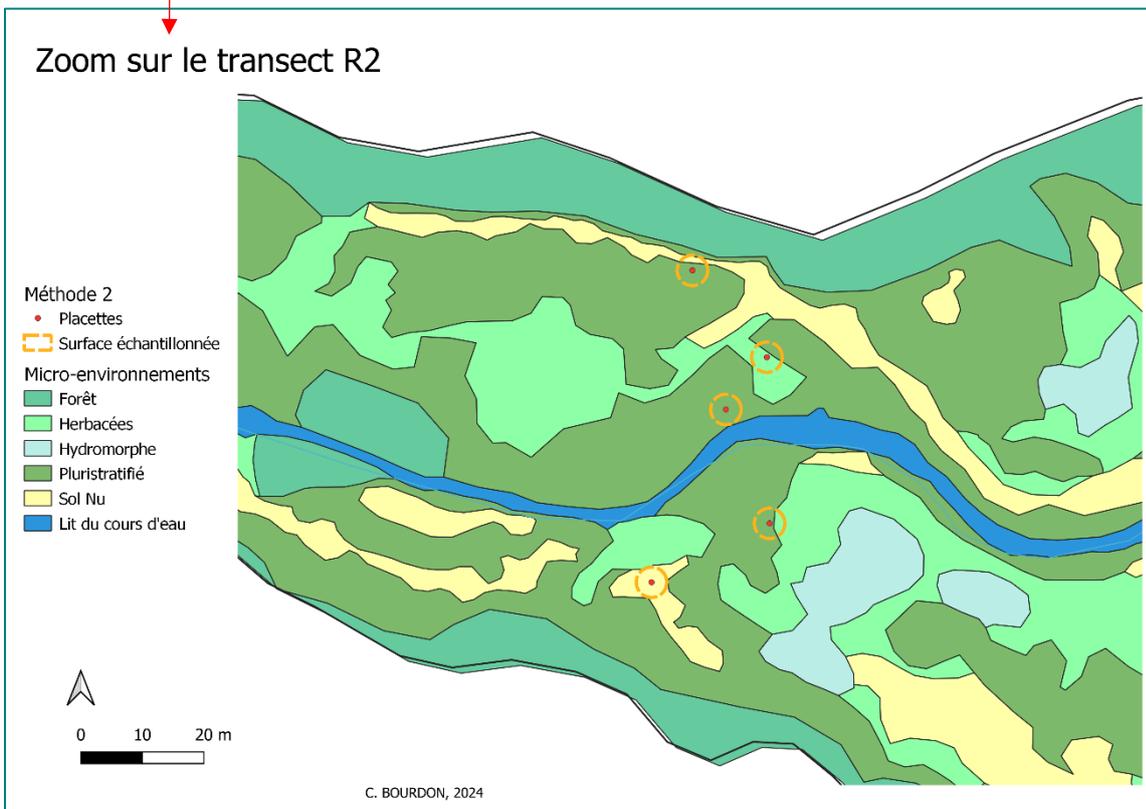


Figure 9 : Plan d'échantillonnage réel de l'étude botanique et de la recherche d'indices de passage de la mégafaune

iv. Analyse

La liste des espèces recensées permet d'avoir un aperçu des Végétaux actuellement présents dans les différentes parties de la mine. La comparaison des proportions de certaines plantes inféodées à certaines phases de la sylvogénèse entre la mine revégétalisée et non revégétalisée permettra d'avoir une idée de l'impact, à ce stade, de la revégétalisation sur la dynamique de reprise forestière de Crique Jaguar.

4. Mise en relation des données environnementales et de pièges photographiques

D'après Lazure (2007), « *la biodiversité, et par conséquent la santé des écosystèmes aussi, dépend généralement des interactions plante-animal* ». La question ici est de savoir s'il est possible de dégager un lien entre l'état de la végétation, l'environnement et la faune présente. Pour cela, il a été choisi de tester différents GLM (Generalised Linear Model) pour expliquer la fréquentation des pièges photographiques en fonction de leur localisation.

Deux jeux de données ont été testés indépendamment pour essayer de trouver les caractéristiques environnementales influentes :

1. Le premier est issu de l'analyse des données de l'inventaire botanique (voir partie III.) et comprend la diversité spécifique des placettes (indice de Shannon), la hauteur moyenne de la végétation et la distance minimale à vol d'oiseau entre la forêt et les pièges photographiques considérés (**Figure 10**). Cinq pièges photographiques ont été sélectionnés en fonction de leur proximité avec des placettes d'échantillonnage botaniques. Si minimum deux placettes d'inventaire botanique se trouvaient dans un rayon de 50m d'une caméra, cette dernière a été retenue pour l'analyse.

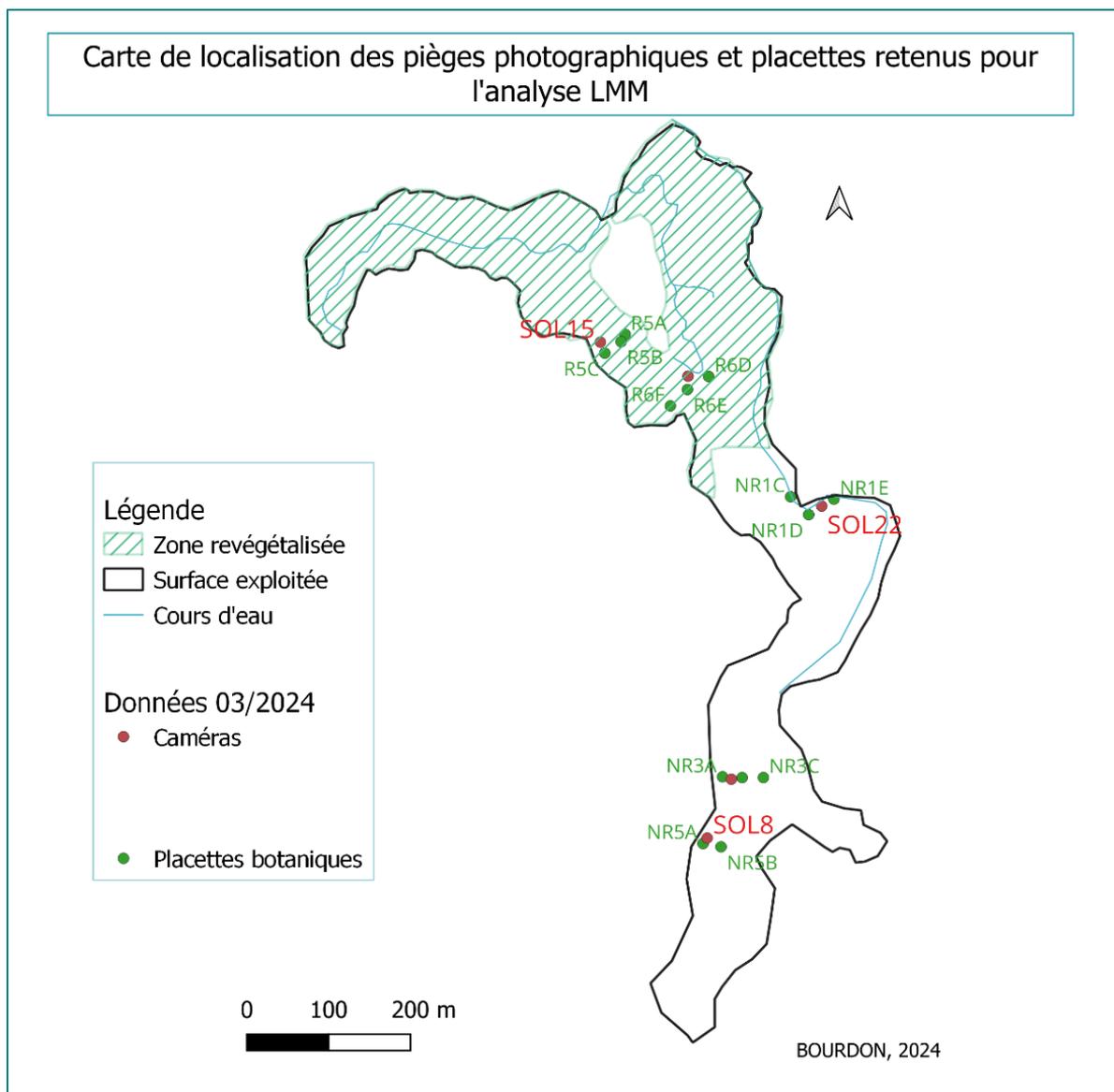


Figure 10 : Carte de la localisation des pièges photographiques et placettes retenus pour l'analyse GLM

2. Le second jeu de données est composé de caractéristiques des environnements directs des pièges photographiques relevées en juin 2024. Les facteurs qui ont été évalués ont été choisis en partie à partir des observations empiriques d'experts sur les facteurs pouvant influencer la répartition de la faune amazonienne, celle-ci étant relativement peu documentée. Chaque environnement proche autour des pièges photographiques (rayon de 20m) a été finement caractérisé selon les critères suivants :

- Présence/absence d'un effet lisière (Cristescu *et al.*, 2012)
- Présence/absence d'accès à l'eau
- La dominance ou non des herbacées
- Présence/absence d'une couverture sur le sol

- La présence/absence de zones marécageuses
- La présence/absence de bosquet forestiers plantés
- La présence/absence de *Cecropia obtusa* et/ou *Pterocarpus officinalis* : ces arbres présentaient régulièrement des traces suggérant qu'ils étaient consommés par les grands herbivores
- L'exposition ou non du milieu, décrit comme étant l'ouverture de la canopée
- Le type de végétation selon la classification de Riéra *et al.*, 1998 (**Annexe 6**)
- La facilité de déplacement évaluée sur une échelle de 0 à 3, basé sur l'encombrement et/ou l'encaissement de la zone de pose du piège.

Le traitement du second jeu de données n'a pris en compte que la fréquentation des pièges photographiques en 2024, les changements d'environnement étant trop forts les deux premières années pour associer une fréquentation en 2023 à des caractéristiques environnementales de 2024 (De Foresta & Prévost, 1986). Un GLM est utilisé, avec une loi binomiale négative. Une analyse R permet de tester toutes les combinaisons possibles des variables ci-dessus pour expliquer la fréquentation du taxon choisi, grâce à la comparaison des AIC (Akaike Information Criterion). Ce critère permet de comparer la qualité d'explication des données et la parcimonie de différents modèles pour sélectionner le plus juste.

Suite à cela, il est possible de calculer le pourcentage de fréquentation affecté par les variables à partir du GLM avec la formule suivante :

$$\text{Fréquentation affectée} = (e^{\text{Estimate}} - 1) \times 100$$

Où :

- Fréquentation affectée : pourcentage de la fréquentation expliquée par une variable
- *Estimate*: coefficient, aussi noté β , quantifiant l'effet de la variable sur la réponse, indiquée dans les données de sortie du modèle linéaire. Il est proportionnel à l'importance de la variable explicative sur la variable réponse. Un β positif indique une influence positive et inversement, et plus β est grand, plus cette variable a de l'importance.

Ces données de fréquentation permettent d'avoir un indicateur sur le poids, en pour-cent, de chaque variable sur la variable réponse, ici la fréquentation d'un site par un taxon.

III. Résultats

La partie suivante s'attachera à la présentation des principaux résultats de cette étude préliminaire de la macrofaune de Crique Jaguar, quatre ans après réhabilitation et revégétalisation. Elle sera suivie par une partie complémentaire permettant de mettre en perspective les résultats par rapport à l'échantillonnage.

1. Répartition des indices de passage sur les transects (2023) et placettes (2024)

Les sessions de prospection pédestre ont permis de récolter les indices suivants :

Tableau 2 : Indices récoltés sur Crique Jaguar au cours des sessions de prospections

	Abrouissements	« Cassés-tapir »	Fèces	Frottis	Traces	Total
Mine non revégétalisée	52	60	1	0	32	145
Mine revégétalisée	105	68	5	5	35	218

Dans un premier temps, le nombre d'indices récoltés en mine revégétalisée est clairement plus élevé qu'en mine non revégétalisée : 145 indices trouvés en mine non revégétalisée, contre 218 en mine revégétalisée. Etant donné la présence d'une végétation spontanée sur cette dernière, notamment un grand nombre de *Cecropia*, cette différence ne peut pas être attribuée au nombre de plantes disponibles. La mine revégétalisée semble donc présenter des caractéristiques attractives pour les herbivores, particulièrement au regard de la différence du nombre d'abrouissements (**Tableau 2**). Ensuite, parmi ces données, une sélection des indices venant des grands Ongulés présente des répartitions particulières.

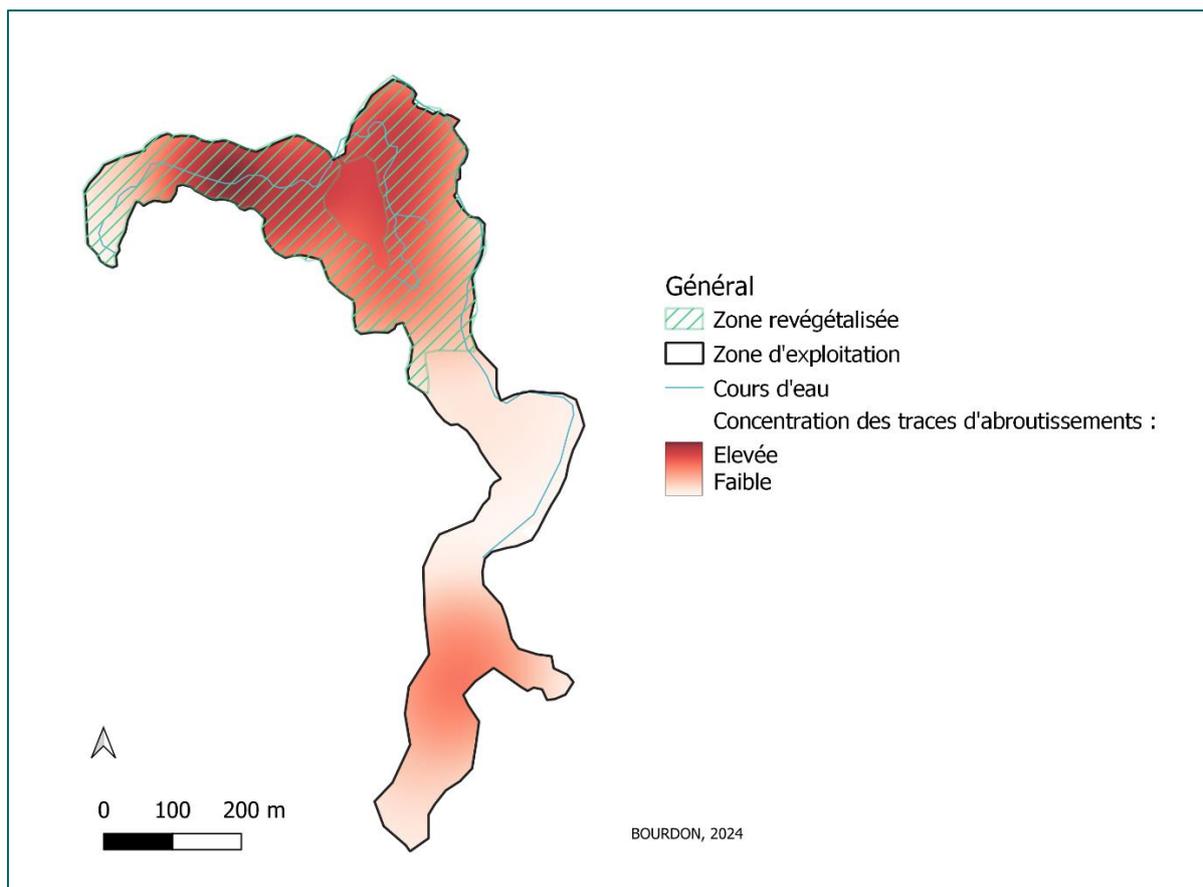


Figure 11 : Cartes de la concentration d'abrouissements à Crique Jaguar (données 2023+2024)

En reprenant la zone d'exploitation minières, les indices d'abrouissements se concentrent beaucoup plus dans la partie Nord de la mine. Un cluster plus léger est repéré dans la partie Sud (**Figure 11**). Cette répartition hétérogène indique bien un impact de l'environnement sur les choix de passage des grands Ongulés. Plus particulièrement, la partie revégétalisée semble être plus attractive que la partie non revégétalisée.

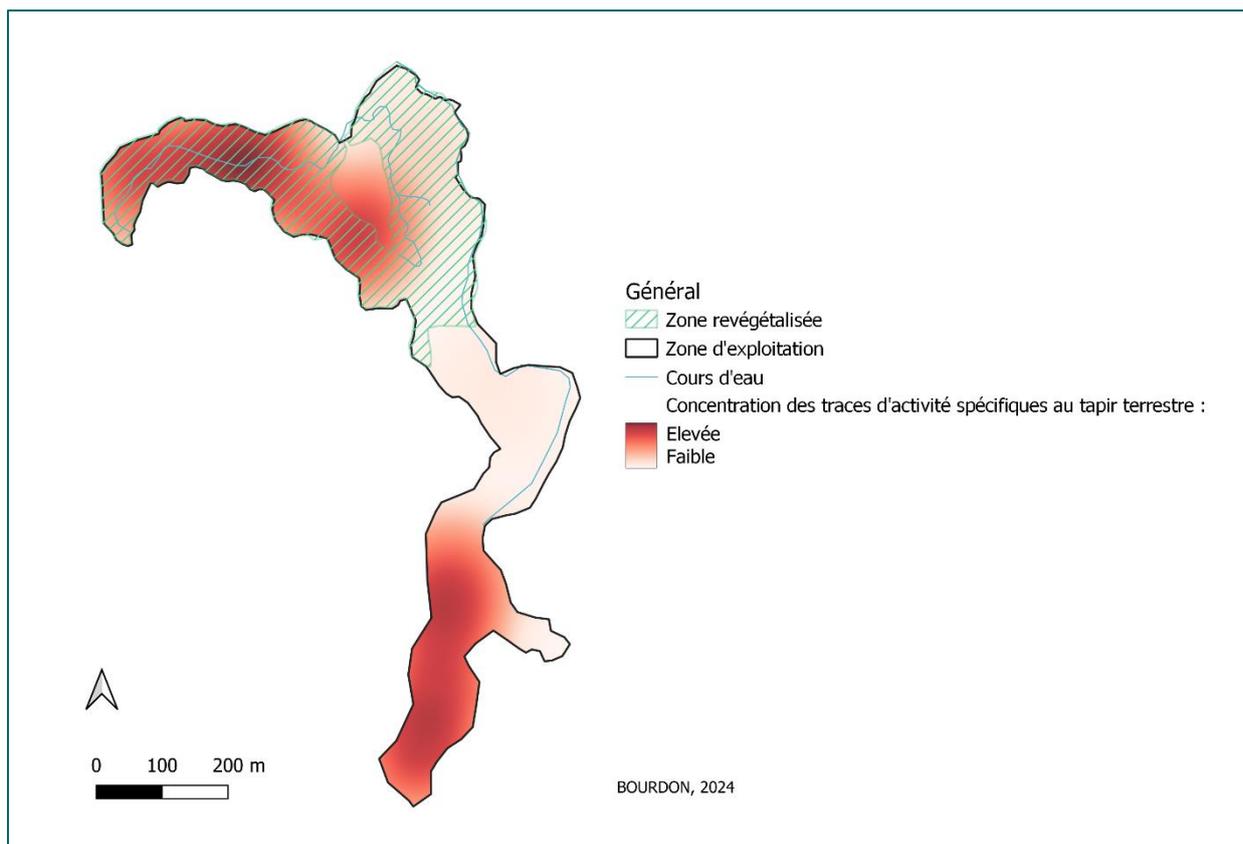


Figure 12 : Cartes de la concentration des traces spécifiques à l’activité de *T. terrestris** à Crique Jaguar (données 2023+2024)

*On compte comme indices : traces de pas, « cassé-tapirs », fèces

En faisant un focus sur les indices spécifiques à *Tapirus terrestris* (**Figure 12**), une répartition assez similaire est observée, avec un cluster important dans la partie revégétalisée, ainsi qu’une concentration plus faible mais notable dans la partie non revégétalisée. Ainsi, la partie revégétalisée présente visiblement un intérêt pour ce taxon en particulier.

Pour ce qui est des concentrations d’indices dans la partie non revégétalisée, que ce soit pour les abrouissements seulement ou pour les traces uniquement relatives aux tapirs, elles pourraient s’expliquer par la distance entre les deux lisières forestières à cet endroit. Selon la revue réalisée par Cristescu *et al.* en 2012, il est reconnu que la forme des mines a un impact sur la fréquentation par les animaux. La faible distance lisière-lisière à cet endroit permettrait d’expliquer la forte présence d’indices dans la partie Sud de la mine non revégétalisée par rapport à la partie centrale, plus large.

Les différences entre modalités semblent donc avoir réellement un impact sur l’attractivité de l’ancienne mine sur les animaux. La partie suivante cherchera à déterminer si ces différences ont un impact sur la structure des communautés, et si cet impact est positif ou non pour la santé des écosystèmes.

2. Structure des communautés en fonction des modalités

i. Fonctionnement des pièges photographiques

Un total de **4703** jours d'enregistrement a été récolté. Les informations concernant le fonctionnement des pièges photographiques et l'échantillonnage réel sont affichées ci-dessous (**Tableau 3**).

Tableau 3 : Informations sur le fonctionnement et l'échantillonnage réel du protocole de pose des pièges photographiques pendant le projet REGEMINE sur Crique Jaguar.

Session de pose*	Modalité	Nombre de PP	Total de jours de fonctionnement	Nombre d'enregistrements indépendants**	Nombre d'indéterminé
Avril 2023	Forêt	7	451	459	33
	Revégétalisé	7	684	257	
	Non revégétalisé	7	652	257	
Septembre 2023	Forêt	7	398	384	7
	Revégétalisé	7	266	104	
	Non revégétalisé	7	344	150	
Mars 2024	Forêt	6	524	811	34
	Revégétalisé	6	656	499	
	Non revégétalisé	6	728	299	

* : date de début de l'échantillonnage

** : Nombre de photos / vidéos sans compter les déclenchements spontanés et en prenant un temps minimal de 1h entre deux enregistrements d'une même espèce pour que cela compte comme deux observations.

L'écart entre le nombre de jour de fonctionnement entre septembre 2023 et les deux autres sessions est à noter : il s'explique par l'arrêt et l'endommagement d'une partie des pièges photographiques sur le site au cours de l'échantillonnage.

ii. Richesse spécifique et répartition des communautés

La compilation des indices de richesse spécifique et de fréquentation permet d'avoir une première approche des communautés animales selon les modalités. Pour ce qui est de la richesse spécifique, les résultats en fonction des environnements principaux est affiché **Figure 13**.

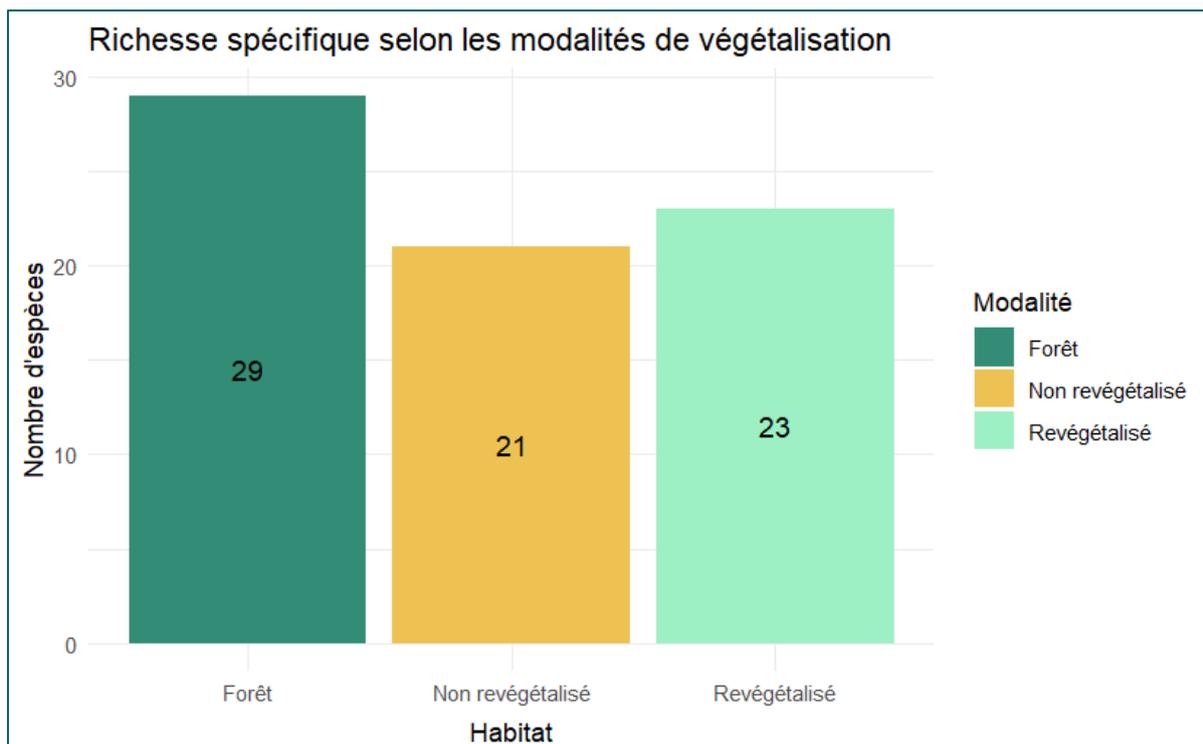


Figure 13 : Richesse spécifique en fonction des modalités de Crique Jaguar

Un total de 29 espèces différentes a été enregistré en forêt, 23 espèces en mine revégétalisée et 21 en mine non revégétalisée. La liste des espèces présentes dans chaque modalité est disponible en annexe (**Annexe 7**). La répartition des espèces dans les milieux est illustrée par le diagramme de Venn (**Figure 14**) et les listes détaillées sont en annexe (**Annexe 8**).

La richesse spécifique est donc nettement plus élevée en forêt que dans les modalités de l'ancienne mine d'exploitation. Un nombre légèrement plus élevé d'espèces a été observé en mine revégétalisée par rapport à la mine non revégétalisée. La majorité des espèces (17/33) se retrouvent dans les trois modalités, mais une grande partie des espèces restantes (7/33) restent confinées dans la forêt.

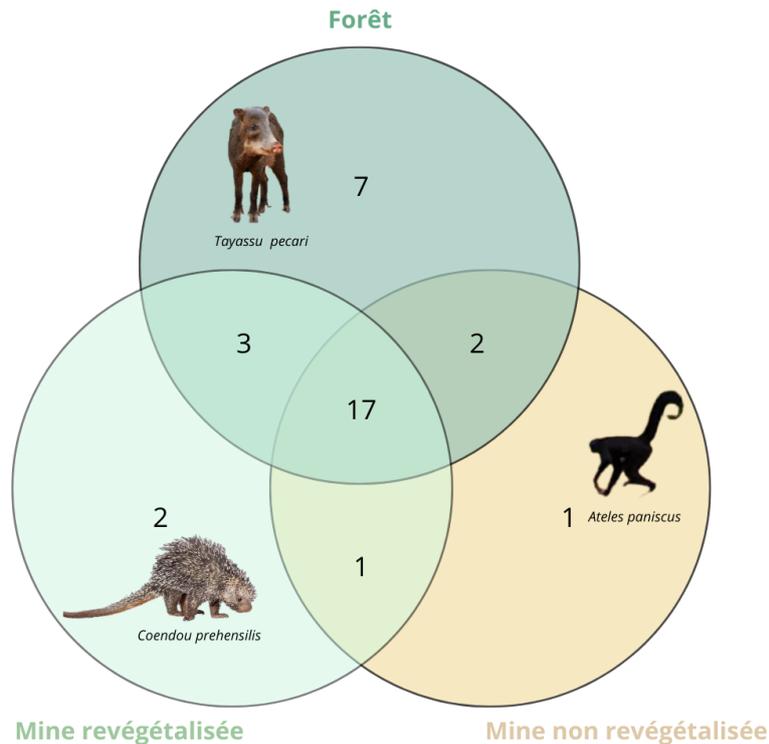


Figure 14 : Diagramme de Venn de la répartition des espèces en fonction des modalités

iii. Proportion et équilibre des communautés

Nous avons donc maintenant une meilleure idée des communautés d'espèces étudiées. Mais la diversité spécifique d'un écosystème ne se définit pas seulement par les espèces présentes. L'équilibre des espèces les unes par rapport aux autres est également essentiel (Whittaker, 1965). Observer la part de fréquentation des espèces en fonction des habitats permet d'avoir un aperçu plus concret des communautés d'espèces et de leur composition.

La comparaison des trois diagrammes (**Figure 15**) montre des proportions d'espèces relativement différentes. Dans les trois modalités, les Mammifères de moyenne taille sont majoritaires. Les daguets gris (*P. nemorivagus*), eux, ne sont présents en quantité que dans la forêt adjacente. Le tapir (*T. terrestris*) est très présent dans la mine revégétalisée, de même que le daquet rouge (*M. americana*). En comparant les proportions de ces taxons entre les modalités minières, on observe une fréquentation passant de 8% à 18% pour le daquet rouge (*M. americana*) et de 7% à 24% pour le tapir (*T. terrestris*) entre la partie non revégétalisée et revégétalisée. Ce résultat peut suggérer une attractivité particulière de la partie revégétalisée pour ces espèces, ce qui est cohérent avec les résultats des transects (voir partie I).

A partir de ces données, le tracé du profil de diversité permet de visualiser concrètement les niveaux de diversités des habitats les uns par rapport aux autres, en prenant en compte la richesse spécifique et la proportion des espèces les unes par rapport aux autres (**Figure 16**).

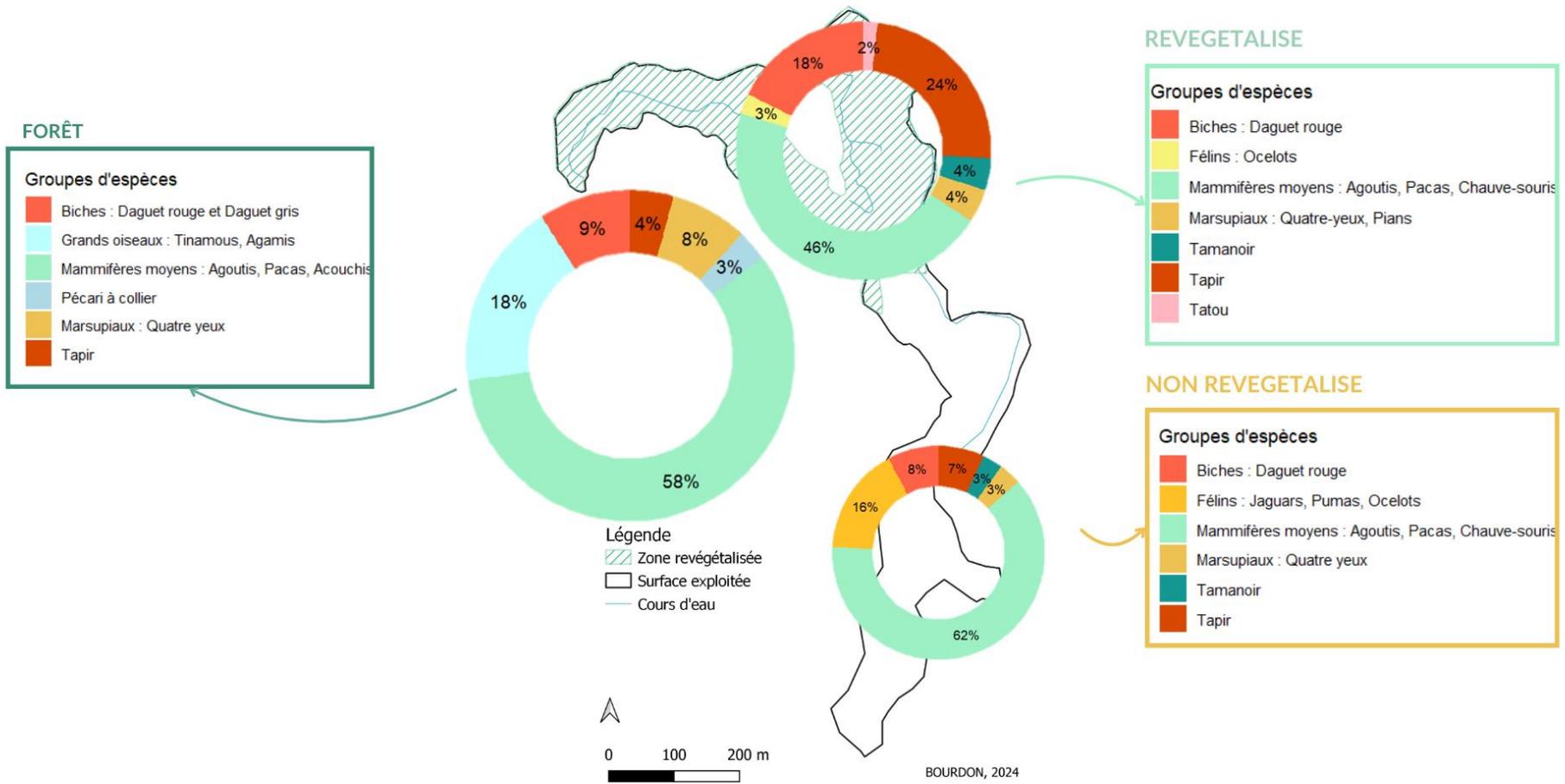


Figure 15 : Diagrammes du pourcentage que chaque espèce représente dans la fréquentation totale des modalités

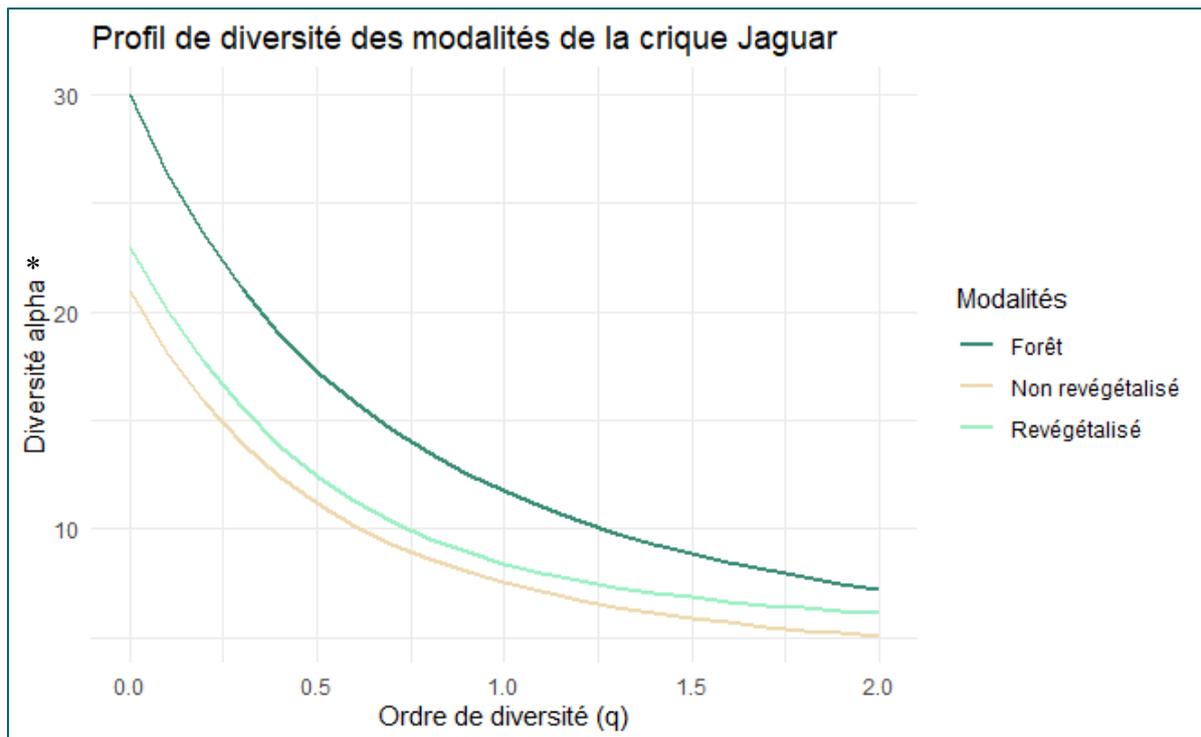


Figure 16 : Profil de diversité de la forêt naturelle (Forest), de la mine revégétalisée (Revegetalised_mine) et de la mine non revégétalisée (Mine)

*La diversité alpha correspond à la diversité locale, intrazone.

Les trois courbes de ce graphique ne se croisant pas, une relation d'ordre existe bel et bien entre les trois modalités. La courbe la plus haute correspond à la modalité dans laquelle la diversité spécifique est la meilleure, inversement pour la plus basse. L'existence de cette relation d'ordre permet de dire que les milieux peuvent être comparés entre eux (Marcon, 2018). Ainsi, l'observation est la suivante : la mine revégétalisée semble présenter une diversité spécifique plus importante et mieux équilibrée que la mine non revégétalisée. Ces résultats peuvent être précisés avec l'étude de la répartition des indices de biodiversité.

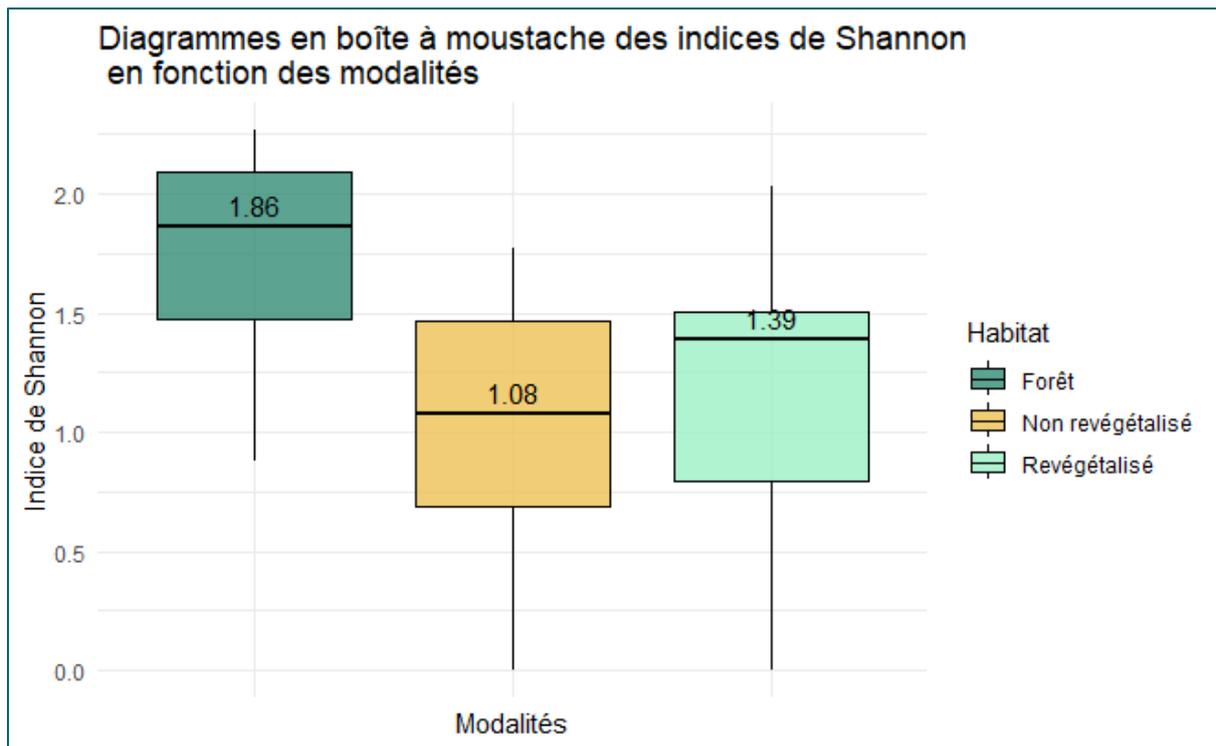


Figure 17 : Répartition des indices de Shannon pour les trois modalités de Crique Jaguar

Le diagramme **Figure 17** illustre la répartition des indices de Shannon des deux modalités minières et de la forêt. La dispersion des indices de Shannon est relativement homogène, avec des valeurs globalement plus hautes pour la forêt naturelle, et des valeurs plus basses pour la mine non revégétalisée et la mine revégétalisée, avec une tendance légèrement plus haute pour cette dernière. Le test ANOVA a révélé des différences significatives dans les indices de Shannon entre les différents habitats (p -value = 0.000159). Les tests *post-hoc* de Tukey ont montré que l'indice de Shannon était significativement plus élevé dans la forêt comparativement à la mine non revégétalisée (p -value = 0.0001977) et à la mine revégétalisée (p -value = 0.0026586). Aucune différence significative n'a été observée entre la mine non revégétalisée et la mine revégétalisée (p -value = 0.6845010).

L'indice de Shannon n'étant pas suffisant, il est complété par l'indice d'équitabilité de Piélou (**Figure 18**).

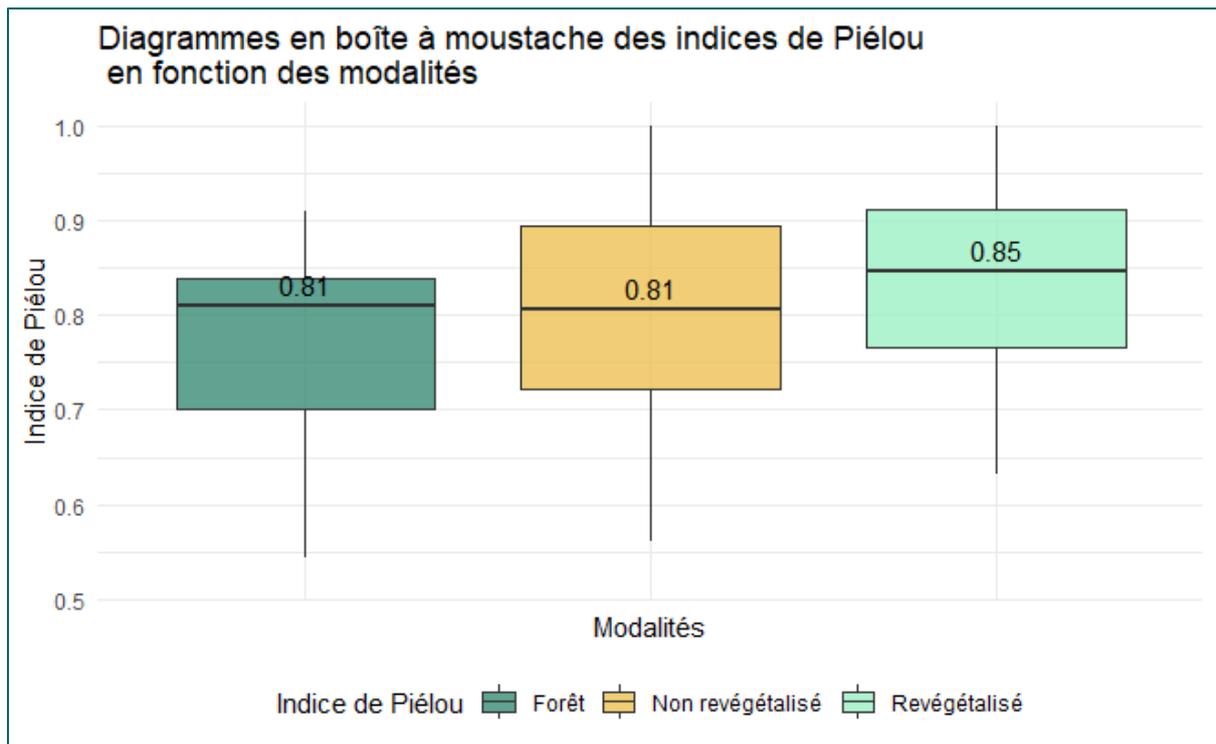


Figure 18 : Diagramme de la dispersion des indices de Piélou en fonction des modalités de Crique Jaguar

Une plus forte dispersion des indices se remarque pour la mine non revégétalisée que pour les autres modalités. Les médianes des trois indices sont plus proches que pour l'indice de Shannon, avec une valeur légèrement supérieure pour la mine revégétalisée. Néanmoins, le test ANOVA n'a pas permis de détecter de différences significatives entre les trois modalités ($p\text{-value} = 0.352$).

Enfin, l'indice de diversité de Simpson apporte une indication sur la diversité en accordant plus de poids aux espèces abondantes (**Figure 19**).

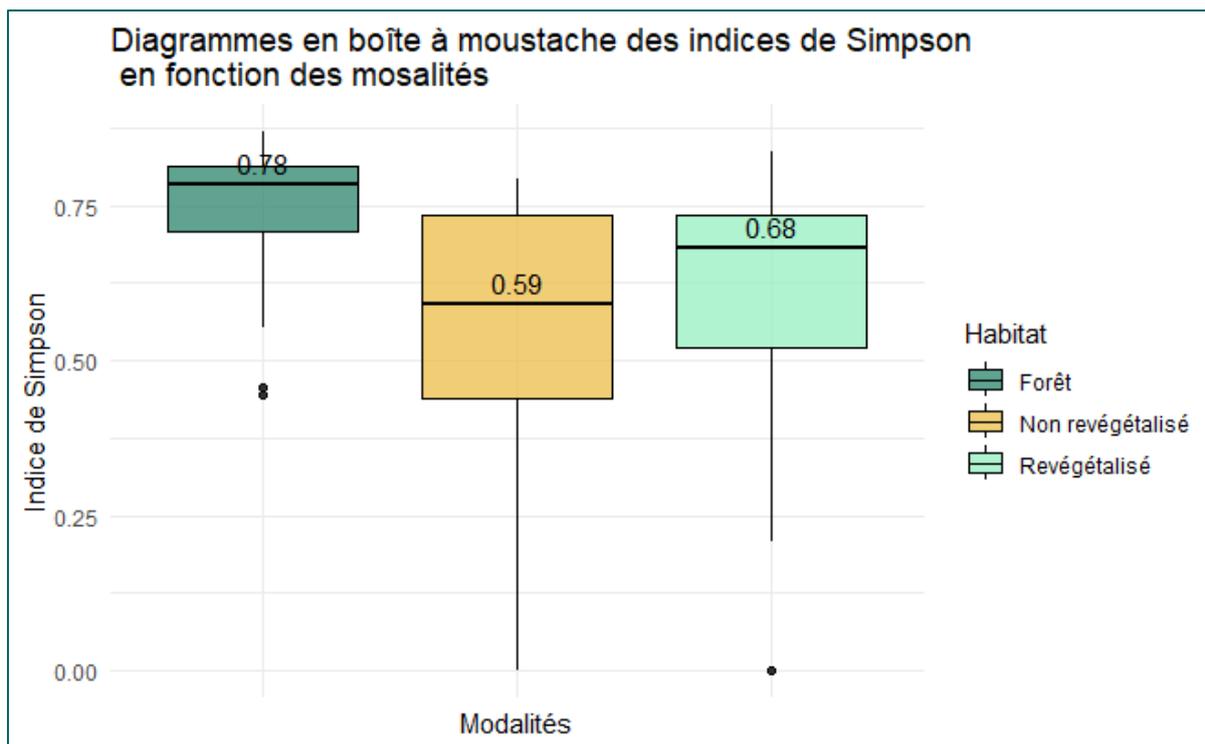


Figure 19 : Répartition des indices de diversité de Simpson en fonction des modalités de Crique Jaguar

Une fois encore, les indices sont très dispersés dans la mine non revégétalisée. Ceux de la forêt sont plutôt concentrés, et ceux de la mine revégétalisée sont entre les deux, autant en valeur de médiane qu'en dispersion. Le test de Kruskal-Wallis révèle une différence significative entre les groupes (p -value = 0.003479). Le test *post-hoc* de Dunn a été réalisé afin de déterminer si les groupes différaient entre eux ou non. Il en ressort une différence significative entre la forêt et la mine non revégétalisée (p -value = 0.0016) et entre la forêt et la mine revégétalisée (p -value = 0.0227). Aucune différence significative n'a été trouvée entre la mine revégétalisée et non revégétalisée (p -value = 0.5750).

iv. Conclusion intermédiaire sur la structure des communautés

Face à ces résultats, la conclusion tirée est que le milieu forestier est le plus propice à accueillir une grande diversité d'espèces différentes. Ceci n'a rien d'étonnant étant donné que ce milieu n'a pas été directement dégradé par les activités minières. La mine revégétalisée montrant une plus grande diversité d'espèces que la mine non revégétalisée, nous pouvons déduire qu'elle présente des caractéristiques attractives pour un plus grand nombre d'espèces.

Concernant l'analyse du profil de diversité et des indices synthétisés dans le tableau ci-dessous (**Tableau 4**), la diversité spécifique de la mine revégétalisée semble ressortir comme meilleure que celle de la mine non revégétalisée, mais avec quelques réserves. En effet, les indices de biodiversité apportent un doute quant à la réelle différence entre les équilibres des communautés entre les modalités. La mine revégétalisée montre systématiquement une valeur médiane supérieure, mais ce résultat reste une tendance non confirmée par les tests de

significativité réalisés. Néanmoins, la mise en relation de ces données d'équitabilité avec la richesse spécifique fait clairement ressortir une relation d'ordre entre les milieux, selon laquelle la mine revégétalisée présenterait une diversité spécifique supérieure à celle de la mine non revégétalisée. La revégétalisation d'un site minier permet donc manifestement d'accélérer le processus de retour à l'état initial du site, représenté ici par la forêt adjacente. La diversité spécifique est donc meilleure, et les valeurs de fréquentation permettent de voir une grande fréquentation de la mine revégétalisée par les disperseurs principaux de cette étude, les grands Ongulés. L'importante fréquentation de la mine revégétalisée par ces taxons suggère qu'un facteur rend attractif ce milieu pour ces taxons. La suite du mémoire s'attachera à formuler des hypothèses sur la nature de ces facteurs.

Tableau 4 : Synthèse du classement des ordres de diversité selon les indices de biodiversité utilisés

Indice de biodiversité	Signification	Forêt	Mine revégétalisée	Mine non revégétalisée
Shannon	Diversité en tenant compte de l'abondance relative des espèces	*		
Pielou	Uniformité de la répartition des individus		*	
Simpson	Probabilité que 2 individus tirés au hasard soit de la même espèce	*		

La couleur la plus foncée indique la diversité la plus haute, et la couleur la plus claire la diversité la plus basse.

Les * indiquent les valeurs significativement différentes.

3. Impacts des caractéristiques environnementales de Crique Jaguar

i. Dynamique générale de la zone d'étude

Les observations réalisées sur le terrain, grâce à l'expertise des partenaires, ont permis de dégager une tendance générale à la dynamique végétale de la mine revégétalisée et de la mine non revégétalisée.



Figure 20 : Comparaison visuelle entre la mine non revégétalisée (gauche) et la mine revégétalisée (droite)

Les photos ci-dessus (**Figure 20**) montrent clairement des stades forestiers différents :

- Mine non revégétalisée : herbacées majoritaires, couverture du sol importante, quelques arbres aux troncs de petits diamètres, forte exposition du milieu
- Mine revégétalisée : arbres aux troncs de diamètres plus importants, milieu couvert, sol dégagé, ombrage présent

A partir de ces descriptions, un stade de développement forestier peut être estimé (**Figure 21**).

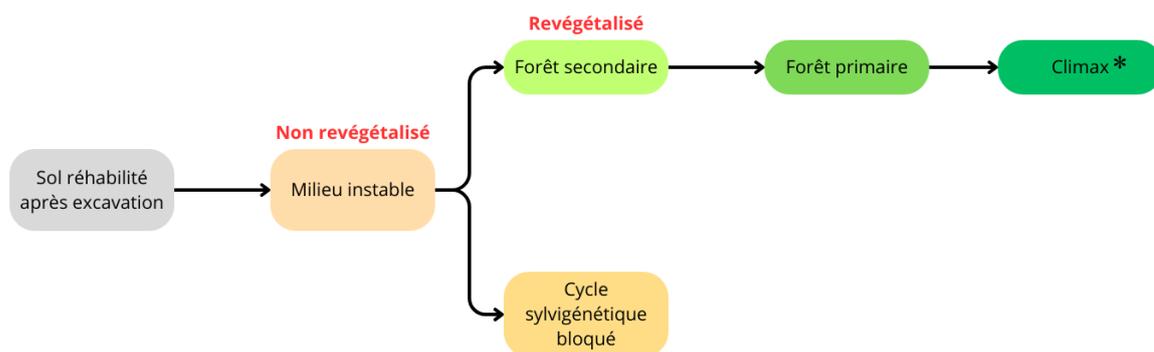


Figure 21 : Schéma simplifié des possibilités d'évolution de la végétation sur les différentes modalités de Crique Jaguar, 4 ans après revégétalisation

*Le climax désigne le stade final du développement de la forêt.

Quatre ans après la revégétalisation, l'ancienne exploitation présente donc deux milieux à des stades de restauration différents (**Figure 21**). Comme indiqué sur le schéma ci-dessus, la mine revégétalisée a passé l'étape cruciale d'incertitude et s'oriente vers le retour d'une forêt primaire. En revanche, la mine non revégétalisée est toujours au stade précédent. Sa végétation ne permet pas de savoir si le paysage va tendre vers une stagnation du cycle de développement forestier, ou si une jeune forêt va pouvoir se réinstaller.

Ensuite, en s'intéressant aux différences de cortèges végétaux, des tendances concernant l'évolution des modalités minières sont visibles (**Figure 22 et Figure 23**). En mine non revégétalisée, 12,8% des observations sont des *Solanaceae*, alors que celles-ci sont quasiment absentes de la zone revégétalisée. Cette famille est connue comme pionnière disparaissant avec l'avancement du cycle sylvigénétique en Guyane française (Larpin, 1989). Une différence dans les proportions de *Cecropia obtusa*, également héliophile pionnière stricte, sont également observées. Pour la mine non revégétalisée, cette espèce représente 10,8% des observations, contre 2,5% pour la mine revégétalisée. De la même façon que les *Solanaceae*, il est attendu que cette espèce se trouve en quantité de moins en moins importante avec le temps quand les stades forestiers avancent (Larpin, 1989).

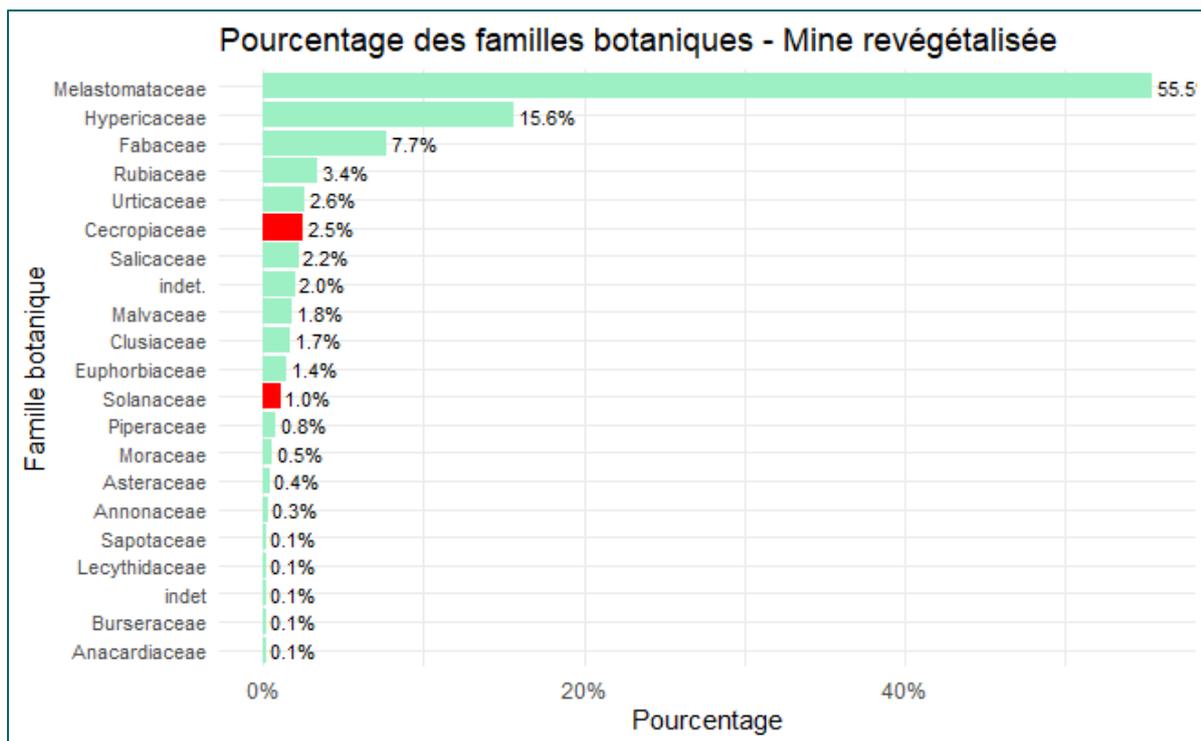


Figure 22 : Graphique de la composition botanique de la modalité « Revégétalisée » de Crique Jaguar, 4 ans après réhabilitation et revégétalisation

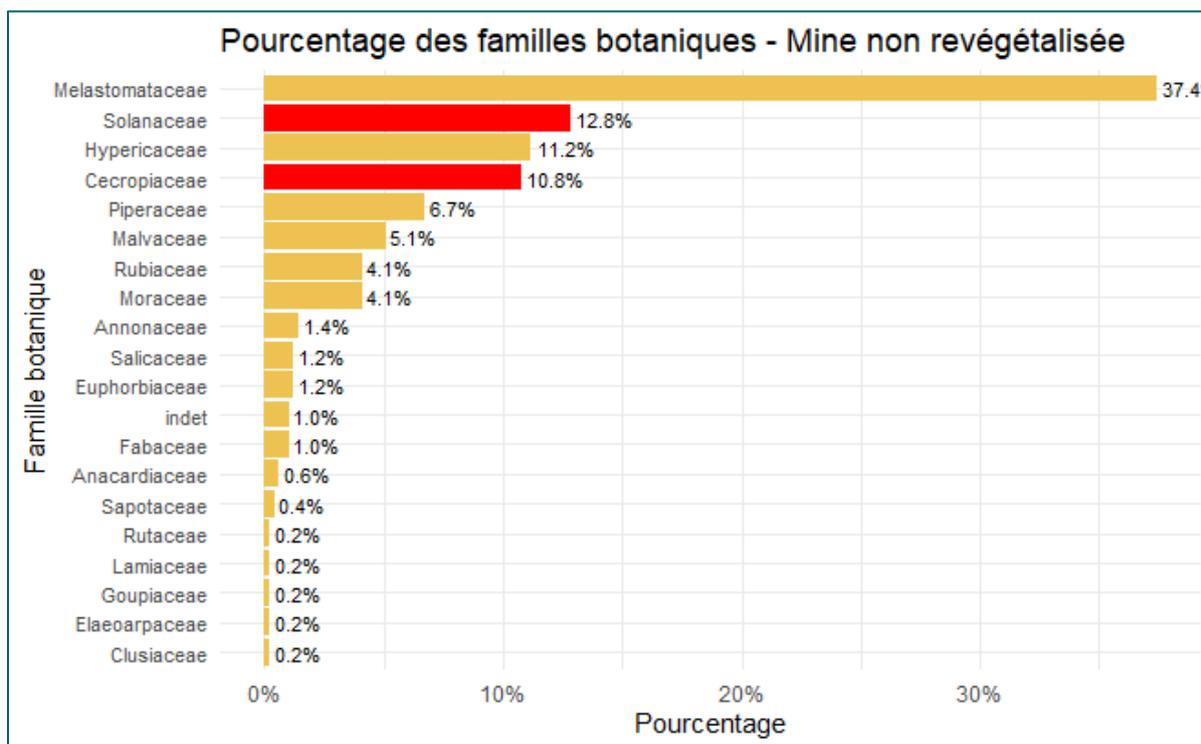


Figure 23 : Graphique de la composition botanique de la modalité « Non revégétalisée » de Crique Jaguar, 4 ans après réhabilitation

Bien que superficielle, cette analyse d'une partie de la végétation permet de déceler des caractéristiques de stade cycle sylvigénétique relativement plus avancé pour la mine revégétalisée que pour la mine non revégétalisée.

ii. Caractérisation des environnements des pièges photographiques

Comme mentionné plus tôt, en plus différences entre les modalités de revégétalisation, la zone d'étude présente une forte hétérogénéité environnementale interne créée par les différents types de sols et la végétation venant du recrutement naturel (**Figure 7**, voir partie II.1.iii). La caractérisation des environnements directs des points d'échantillonnage photographiques est illustrée **Annexe 9**.

Grâce à ces données, plusieurs modèles linéaires ont été testés pour expliquer la présence plus importante d'espèces animales à certains endroits. Seul un exemple sera mis en valeur ci-dessous. Le modèle final présenté cherche à expliquer la fréquentation par les tapirs (*T. terrestris*) avec un modèle linéaire généralisé (GLM). Parmi toutes variables disponibles, celles sélectionnées par l'algorithme comme étant les plus explicatives sont les suivantes : "Effet lisière", "Herbacées majoritaires" et "Milieu exposé". Les résultats du modèle sont présentés dans le tableau ci-dessous :

Tableau 5 : Résultat du modèle sélectionné pour l'explication de la fréquentation des sites par les tapirs en fonction des caractéristiques environnementales

Variabiles	Estimate (β)	Error	z-value	p-value
Effet lisière	0.4964	0.2303	2.156	0.03111*
Herbacées majoritaires	-0.5992	0.2176	-2.754	0.00589**
Milieu exposé	-1.0.682	0.2378	-4.492	7.05e-0.6***

Les * indiquent la puissance de la significativité : plus il y en a, plus la valeur est significative.

Le GLM a révélé que ces trois variables environnementales semblent être celles avec l'impact le plus significatif sur la fréquentation du site par *T. terrestris* (**Tableau 5**). La présence d'un effet de lisière a montré une influence positive significative ($\beta = 0.4964$, p-value = 0.03111), augmentant la fréquentation de 64.3%. En revanche, une couverture majoritairement herbacée ($\beta = -0.5992$, p-value = 0.00589) et l'exposition du milieu ($\beta = -1.0682$, p-value < 0.001) ont eu des effets négatifs significatifs, réduisant la fréquentation respectivement de 45.1% et 65.6%. La réduction substantielle de la déviance de 29.94 indique que le modèle explique une part importante de la variabilité des données.

IV. Discussion

i. Comparaison des communautés animales

a. Généralités

Cette étude vise à comparer les communautés animales d'un site minier en fonction de s'il a été revégétalisé ou non. Le site d'étude Crique Jaguar, en partie revégétalisé il y a 4 ans, a effectivement présenté des différences entre les deux modalités, qui ont été expliquées par le facteur « Revégétalisé » ou « Non Revégétalisé ». Pourtant, d'autres facteurs environnementaux varient entre les deux zones géographiques dont l'effet pourrait affecter la répartition de la faune. Il y a notamment la forme de la mine, dont l'impact a déjà été prouvé pour la faune australienne (Cristescu *et al.*, 2012). Les résultats ici suggèrent un effet dû à la différence entre la forme du Nord de la mine, plutôt large, et le Sud, plus étroit.

Une partie de l'étude s'attache également à déterminer si l'effet de la revégétalisation était positif pour l'environnement. Ici, il a été considéré que la diversité des espèces était un bon critère pour savoir si la mine est en bonne santé ou non. Pour autant, plusieurs auteurs tendent vers la recherche d'un équilibre fonctionnel des communautés plutôt que leur diversité (Villar *et al.*, 2020 ; Thompson & Thompson, 2004 ; Walker, 1992). En effet, toutes les espèces n'ont pas les mêmes rôles ni le même poids dans un écosystème à effectif égal. Parler d'écosystèmes fonctionnels plutôt que diversifiés donne une autre approche de la « santé » d'un écosystème plus actuelle, et peut-être plus concrète.

Enfin, la question de l'échantillonnage dans les études comportant des pièges photographiques est toujours complexe. Aussi, il est nécessaire de comprendre les résultats des parties ci-dessus au regard des biais compris dans le protocole de base, décortiqué dans la sous-partie suivante.

b. Discussion sur l'échantillonnage

Pour que tous ces résultats aient du sens, il est nécessaire de les comprendre au regard de l'échantillonnage. En effet, il est délicat d'échantillonner de façon exhaustive les communautés animales d'un environnement ouvert inconnu. Aussi, il est possible de visualiser sur les courbes d'accumulation des espèces (SAC) les parties échantillonnées du total d'espèces supposé pour chacune des modalités (Colwell *et al.*, 1997 ; Coutant *et al.*, 2022). Les SAC sont construites comme suit :

1. Pour chaque modalité, un tirage aléatoire des pièges photographiques est effectué.
2. Le nombre de nouvelles espèces observées est ensuite compté, en les ajoutant dans l'ordre du tirage.
3. Ce processus est répété 100 fois pour obtenir une moyenne fiable et réduire les biais d'échantillonnage.
4. Les résultats de ces 100 itérations sont représentés par les zones claires sur la **Figure 24**, illustrant la variabilité des observations.
5. La courbe principale représente la moyenne de ces 100 tirages aléatoires.

Cette méthode permet de visualiser comment le nombre d'espèces augmente avec l'effort d'échantillonnage, tout en tenant compte de la variabilité inhérente au processus d'échantillonnage.

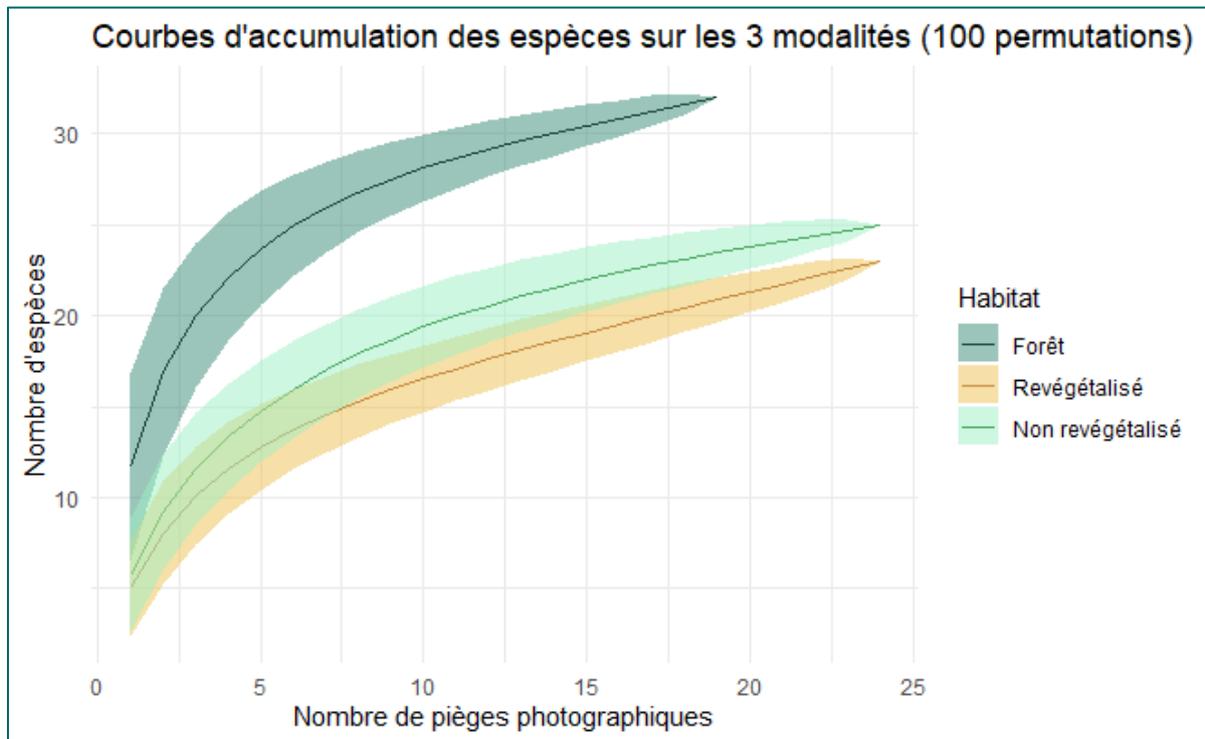


Figure 24 : Courbe d'accumulation des espèces en fonction du nombre de pièges photographiques utilisés.

Le graphique ci-dessus (**Figure 24**) montre des courbes découpées en trois temps :

1. Une phase de croissance forte, correspondant à l'échantillonnage d'un grand nombre d'espèces nouvelles.
2. Un coude, correspondant au moment où les mêmes espèces commencent à revenir régulièrement, et il devient de plus en plus rare de croiser une espèce qui n'a pas encore été échantillonnée.
3. Un plateau, correspondant au moment où la majorité des espèces trouvables sont échantillonnées.

Visiblement, pour les trois milieux, le nombre d'espèces nouvelles continue d'augmenter, sans plateau visible. Le nombre total de pièges photographiques utilisés, ou le temps de piégeage, sont donc insuffisants pour permettre un échantillonnage exhaustif des espèces. L'extrapolation de la SAC est une méthode communément utilisée pour avoir une idée de l'échantillonnage additionnel nécessaire pour approcher l'exhaustivité (Clench, 1979 ; Béguinot, 2016). Pour avoir une approximation de l'échantillonnage nécessaire pour être exhaustif, il est possible sous certaines conditions d'extrapoler la SAC. Béguinot détermine en 2016 que cette courbe peut être extrapolée si le taux de complétude de l'échantillonnage, définit

comme la proportion du nombre d'espèces observée par rapport au total d'espèce estimé (Marcon, 2018), est supérieur à 50%. Ici, les taux de complétude sont respectivement 73%, 85% et 62% pour la forêt, la mine revégétalisée et la mine non revégétalisée. Tous éta

nt supérieurs au seuil de 50%, d'après Béguinot (2016), une extrapolation est envisageable en utilisant la méthode du Jackknife2 (Figure 25) (Béguinot, 2015).

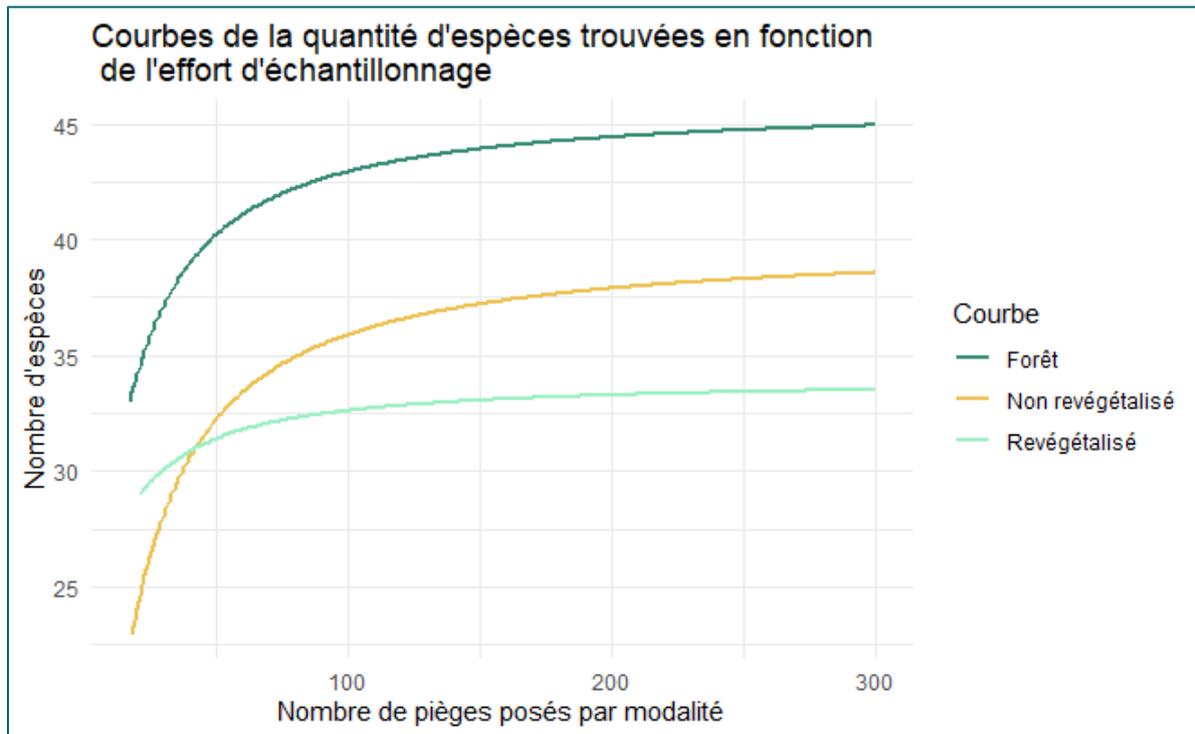


Figure 25 : Extrapolation de la SAC permettant de voir le nombre de sites à échantillonner pour approcher l'exhaustivité

L'extrapolation des courbes montre qu'en augmentant le nombre de pièges photographiques, les richesses spécifiques des habitats tendraient probablement vers 46 espèces pour la forêt adjacente, 40 pour la mine non revégétalisée et 34 pour la mine revégétalisée. Pour atteindre ces valeurs, il faudrait augmenter très largement l'échantillonnage, jusqu'à plus de 100 points d'inventaire par modalité.

ii. Description et impacts des caractéristiques environnementales

Afin de déterminer les critères impactant la répartition des animaux dans le site minier, les environnements proches des pièges photographiques ont été décrits. Les critères retenus pour cette description viennent essentiellement des observations et de la connaissance du terrain par les experts. Leur relevé étant seulement qualitatif, la caractérisation est fortement influencée par le biais observateur, ce qui doit être pris en compte pour un suivi dans le temps. En effet, la vitesse de changement de la végétation et des milieux implique une actualisation régulière des caractéristiques des environnements. Un changement d'opérateur peut donc biaiser les résultats.

De façon plus générale, le succès de la revégétalisation dépend en grande partie du processus de réhabilitation. Si cette première étape n'est pas correctement réalisée, il y a de fortes chances que la végétation ne reprenne pas malgré l'effort de revégétalisation. De ce fait, il est nécessaire de pouvoir comparer les résultats obtenus sur Crique Jaguar avec des études réalisées sur d'autres sites.

V. Conclusion

Bien qu'encore exploratoire, cette étude a permis de dégager plusieurs tendances concernant l'effet de la revégétalisation sur les sites miniers. Cette revégétalisation permet effectivement d'accélérer le processus de restauration du point de vue de la végétation. Cela se devine au travers des proportions de certaines plantes pionnières en comparant les modalités revégétalisées ou non revégétalisées. Il semble néanmoins que ce soit un petit peu tôt pour voir une différence flagrante au niveau du recrutement végétal.

Concernant la faune, les résultats ont en effet montré une différence dans la structure des communautés en comparant les modalités « Revégétalisé » et « Non revégétalisé ». Un plus grand nombre d'enregistrements provient de la partie replantée après exploitation, ce qui indique une meilleure attractivité du site. La comparaison des espèces majoritaires rencontrées dans les deux sites indique également que cette attractivité est relative aux espèces : si les félins sont plus présents dans la mine non revégétalisée, les grands Ongulés se retrouvent plus en mine revégétalisée. Notamment, la forte fréquentation par *Tapirus terrestris* dans la mine revégétalisée semble s'expliquer majoritairement par la plus grande proportion de milieux dis « fermés » grâce à l'apparition plus rapide d'une canopée. Les différences dans la composition d'une communauté peuvent avoir de fortes influences sur celle-ci, notamment sur sa santé. L'état de santé des environnements revégétalisés et non revégétalisés a donc été testé, en l'approximant à l'aide la notion de diversité spécifique. Il en ressort que la mine revégétalisée présente une meilleure diversité spécifique que la mine non revégétalisée, donc aurait un écosystème en meilleure santé. Cela dit, il est important de considérer un écosystème par rapport à sa fonctionnalité (Villar *et al.*, 2020 ; Thompson & Thompson, 2004 ; Walker, 1992), ces résultats sont donc à compléter dans le futur. De plus, l'étude précise des indicateurs statistiques déterminant la diversité spécifique indique que la différence vue entre les deux modalités minières ne vient pas d'une différence statistique marquée, mais de plusieurs petites différences qui, en s'accumulant, créent un écart visible. Il est donc question d'un phénomène global plutôt que d'un phénomène marqué sur quelques aspects.

Le délai de seulement 3 ans entre la revégétalisation et le début de cette étude rend d'autant plus impressionnantes les différences déjà constatées. Plusieurs perspectives et recommandations pour la suite permettraient de confirmer ces résultats, et/ou d'orienter de futures études pour améliorer les processus de réhabilitation et de revégétalisation. Ci-dessous quelques recommandations découlant de ce travail :

- **Recommandation 1 : Réaliser un suivi temporel sur le long terme**

Le retour de certaines espèces inféodées à des écosystèmes précis peut permettre de visualiser des jalons temporels pour l'évolution des écosystèmes. Cet aspect n'a pas été traité ici, mais un *turnover* a été observé en 2024 : le porc-épic arboricole (*C. prehensilis*), le capucin brun (*S. apella*) et le kwata (*A. peniscus*), n'ont pas été observés en 2023. Les premières observations de primates (*S. apella* et *A. peniscus*) sont isolées avec une seule observation chacun en 2024, mais le coendou (*C. prehensilis*) a été enregistré 5 fois en 2024 dans la mine revégétalisée. Ces nouvelles observations permettent notamment de suivre l'apparition de nouveaux habitats auxquels sont inféodés certaines espèces.

- **Recommandation 2 : Réaliser une étude permettant l'ajustement des réglementations relatives à la revégétalisation**

Actuellement, la loi impose une revégétalisation à 30% des sites miniers post-exploitation. Cela dit, cette obligation est floue, et correspond à une estimation du compromis entre l'acceptable pour les miniers et le nécessaire. Pourtant, les résultats ont clairement montré que certaines espèces préfèrent les milieux couverts à canopée fermée, favorisés par la revégétalisation. Une étude permettant de déterminer la sensibilité de certaines espèces animales d'intérêt par rapport au pourcentage de revégétalisation permettrait d'optimiser les réglementations.

- **Recommandation 3 : Répéter cette étude sur d'autres sites miniers**

Le retour de la faune sur un site dégradé dépend en grande partie des *pools* d'espèces présentes dans la forêt environnante et de la préservation de celle-ci (Lloyd *et al.*, 2002). Les espèces observées et leurs proportions à Crique Jaguar ne permettent pas d'extrapoler des généralités sans être complétées par d'autres études sur d'autres sites.

- **Recommandation 4 : Déterminer précisément les facteurs attractifs pour les espèces clefs dans la revégétalisation**

L'exemple traité ici était celui de *T. terrestris*, grand disperseur de graines de Guyane française. Déterminer avec plus de précision les facteurs attractifs d'un environnement pour cette espèce permettrait de mettre en place des recommandations de réhabilitation et revégétalisation pour créer des milieux favorisant sa venue. Cette réflexion peut maintenant être appliquée à d'autres espèces potentiellement clefs dans les processus de restauration écologique et de structuration des écosystèmes, comme *Dasyprocta leporina* (Dubost & Henry, 2006), *Tayassu pecari* (Beck, 2010).

- **Recommandation 5 : Compléter par l'utilisation de différents bioindicateurs**

L'utilisation d'un seul bioindicateur, ici la mégafaune, peut mener à des surinterprétations sur l'état d'un milieu. Notamment, les communautés de fourmis ont été étudiées en 2023 pour le diagnostic d'anciens sites d'orpaillages légaux et illégaux de Guyane française, et se sont révélées être de bons indicateurs biologiques du retour de la forêt (Dagron *et al.*, 2022). Une application à Crique Jaguar pourrait permettre de situer le site par rapport aux écosystèmes auxquels sont classiquement inféodés les communautés de fourmis. L'analyse des bioindicateurs relatifs à la qualité des eaux de Crique Jaguar permettrait également d'approfondir la compréhension des impacts des modifications du milieu, en positif comme en négatif. Ces types de bioindicateurs intégrant toutes les perturbations, ils sont plus efficaces que les analyses de base de physico-chimie, et sont essentiels pour l'analyse des impacts de modifications (Office de l'eau, 2023)

Bibliographie / Sitographie

- **Andersen A.N.**, 1994. Ants as indicators of restoration success following mining in northern Australia. In : *Proceedings of the AusIMM Annual Conference*. 465-467.
- **Andersen A.N.**, 1993. Ants as indicators of restoration success at a uranium mine in tropical Australia. *Restoration Ecology*, **1**(3) : 156-167.
- **Andrés P., Mateos E.**, 2006. Soil mesofaunal responses to post-mining restoration treatments. *Applied Soil Ecology*, **33**(1) : 67–78.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.08.007>
- **Artignan D.** (2003) – Gestion de l’après-mine : structures et textes fondamentaux concernant la réglementation dans l’Union européenne et la France. BRGM/RP-52607-FR, 56p., 9 fig., 3 tabl.
- **Azlan J.M., Sharma D.S.K.**, 2006. The diversity and activity patterns of wild felids in a secondary forest in Peninsular Malaysia. *Oryx*, **40**(1) : 36–41.
<https://doi.org/10.1017/S0030605306000147>
- **Béguinot J.**, 2016. Extrapolation des inventaires de biodiversité incomplets : comment estimer au mieux le nombre d’espèces manquantes et prévoir l’effort additionnel d’échantillonnage requis pour réduire ce nombre. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, **85**(7-8) : 246–258.
<https://doi.org/10.3406/linly.2016.17799>
- **Béguinot J.**, 2015. Extrapolation of the Species Accumulation Curve for Incomplete Species Samplings: A New Nonparametric Approach to Estimate the Degree of Sample Completeness and Decide when to Stop Sampling. *Annual Research & Review in Biology*, **8**(5) : 1–9.
<https://doi.org/10.9734/ARRB/2015/22351>
- **Beck H.**, 2005. Seed predation and dispersal by peccaries throughout the neotropics and its consequences : A review and synthesis. In P. M. Forget, J. E. Lambert, P. E. Hulme, & S. B. Vander Wall (Éds.). *Seed fate : Predation, dispersal and seedling establishment*. CABI Publishing, p. 77-115.
<https://doi.org/10.1079/9780851998060.0077>
- **Béliveau A., et al.**, 2017. Reduction of soil erosion and mercury losses in agroforestry systems compared to forests and cultivated fields in the Brazilian Amazon. *Journal of Environmental Management*, **203** : 522–532.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.037>
- **Bisevac L., Majer J.D.**, 1999. Comparative study of ant communities of rehabilitated mineral sand mines and heathland, Western Australia. *Restoration Ecology*. **7**(2), 117-126.
- **Block W. M., Franklin A. B., Ward, J. P., Ganey, J. L., & White, G. C.**, 2001. Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Restoration Ecology*, **9**(3), 293-303.
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1526-100x.2001.009003293.x>
- **Brady C. J., Noske R. A.**, 2010. Succession in Bird and Plant Communities over a 24-Year Chronosequence of Mine Rehabilitation in the Australian Monsoon Tropics. *Restoration Ecology*, **18**(6) : 855-864.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00511.x>

- **BRGM.** 2021. Guyane | BRGM. [25/06/2024]. <https://www.brgm.fr/fr/implantation-regionale/guyane>
- **Brier M., Desquesnes N.,** 2018. En faire une montagne. Refuser la mine en Guyane, pays de l'eldorado. In : Brier M, Desquesnes. *Mauvaises mines*. Éditions de la dernière lettre, 63-73.
- **Capitaine J.,** 2023. Panorama de la Guyane, un territoire de défis. IEDOM, 6 (737). https://www.iedom.fr/IMG/pdf/panorama_guyane_2022_vff.pdf
- **Caro T. M., O'Doherty G.,** 1999. On the Use of Surrogate Species in Conservation Biology. *Conservation Biology*, **13**(4), 805-814. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98338.x>
- **Charles-Dominique P.,** 2001. Dissémination des graines et frugivorie. In : Roger Le Guen. *Guyane ou le voyage écologique*, 431 p.
- **Clench H. K.,** 1979. How to make regional lists of butterflies : Some thoughts. *Journal of the Lepidopterists' Society*, **33** : 16. <https://agris.fao.org/search/en/providers/123819/records/64735e7153aa8c896309c46c>
- **Colwell R. K., Coddington J. A., Hawksworth, D. L.,** 1997. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, **345**(1311) : 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- **Coutant O., Boissier O., Ducretet M., Albert-Daviaud A., Bouiges A., Dracxler C. M., Feer F., Mendoza I., Guilbert E., Forget P.-M.,** 2022. Roads Disrupt Frugivory and Seed Removal in Tropical Animal-Dispersed Plants in French Guiana. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **10** : 17. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.805376>
- **Cristescu R. H., Frère C., Banks P. B.,** 2012. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia : Current state and future directions. *Biological Conservation*, **149**(1) : 60-72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.003>
- **Dagron N., Petitclerc F., Orivel J., Montaigne W.,** 2022. Les fourmis, témoins de la restauration des sites miniers. *Lemag'*, 21-23.
- **Dajoz R.,** 2006. *Précis d'Ecologie* (8^e éd.). Dunod.
- **De Foresta H., Prevost M.-F.,** 1986. Vegetation Pionniere et Graines du Sol en Foret Guyanaise. *Biotropica*, **18**(4) : 279. <https://doi.org/10.2307/2388570>
- **De Foresta H., Charles-Dominique P., Erard C., Prevost M. F.,** 1984. Zoochorie et premiers stades de la régénération naturelle après coupe en forêt guyanaise. *Revue d'Écologie*, **39**(4) : 369-400. <https://hal.science/hal-03529504>
- **Dobson A. P., Bradshaw A. D., Baker A. J. M.,** 1997. Hopes for the Future : Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, **277**(5325) : 515-522. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.515>
- **Dramane K. D., Kopoin J. B., Kramoko B., Monket A. E. H., Kely M. R., Kouakou C.-V., Koffi D. A., Tiedoue M. R., Bene J.-C. K.,** 2024. Apports des pièges photographiques à l'étude de la diversité des petits et moyens carnivores du Parc National de Taï (Sud-Ouest Côte d'Ivoire). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **18**(1).

<https://doi.org/10.4314/ijbcs.v18i1.13>

- **Dubost G., Henry O.**, 2006. Comparison of diets of the acouchy, agouti and paca, the three largest terrestrial rodents of French Guianan forests. *Journal of Tropical Ecology*, **22**(6) : 641-651.
<https://doi.org/10.1017/S0266467406003440>
- **Efese**, 2022. Les ongulés sauvages de France métropolitaine : Fonctions écologiques, services écosystémiques et contraintes. Paris : Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires, 386 p.
- **Escribano-Avila, G., Lara-Romero, C., Heleno, R., Traveset, A.** (2018). Tropical Seed Dispersal Networks: Emerging Patterns, Biases, and Keystone Species Traits. In: Dáttilo, W., Rico-Gray, V. (eds) *Ecological Networks in the Tropics*. Springer, Cham.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-68228-0_7
- **Favreau J. M., Drew C. A., Hess G. R., Rubino M. J., Koch F. H., Eschelbach K. A.**, 2006. Recommendations for Assessing the Effectiveness of Surrogate Species Approaches. *Biodiversity & Conservation*, **15**(12) : 3949-3969.
<https://doi.org/10.1007/s10531-005-2631-1>
- **Fleming P., Meek P., Ballard G., Banks P., Claridge A., Sanderson J., Swann D.**, 2014. Camera Trapping : Wildlife Management and Research. Australia : Csiro Publishing, 366.
https://books.google.com/books?hl=fr&lr=&id=JT2nBQAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=camera+trap&ots=M-p_Uyjqcp&sig=wabVuSvQplWZFWOEZdI7OsEjzWA#v=onepage&q&f=false
- **Folahan S., Dissou F., Akouehou G., Tente B., Boko M.**, 2018. Ecologie et structure des groupements végétaux des écosystèmes de la Lama au Sud-Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **12** : 322.
<https://doi.org/10.4314/ijbcs.v12i1.26>
- **Fox B. J., McKay G. M.**, 1981. Small mammals responses to pyric successional changes in eucalypt forest. *Australian Journal of Ecology*, **6** : 29-42.
- **Freytet F., Bonnardot A.**, 2020. Mesurer les arbres. C.A.U.E 77, 9 p.
<http://www.arbres-caue77.org/medias/files/fiche-mesurer-les-arbres-au-24-mars-2020-.pdf>
- **Galetti M., Keuroghlian A., Hanada L., Morato M. I.**, 2001. Frugivory and Seed Dispersal by the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Southeast Brazil1. *BIOTROPICA*, **33**(4), 723-726.
[https://doi.org/10.1646/0006-3606\(2001\)033\[0723:FASDBT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1646/0006-3606(2001)033[0723:FASDBT]2.0.CO;2)
- **Gayot M., Henry O., Dubost G., Sabatier D.**, 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology*, **20**(1) : 31-43.
<https://doi.org/10.1017/S0266467404006157>
- **Guédron S.** Impact de l'exploitation minière en Guyane française sur les flux de mercure vers les écosystèmes aquatiques. Géochimie. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2008. Français.
{NNT : 2008GRE10014}. {tel-00264272}
- **Henry O., Feer F., Sabatier, D.**, 2000. Diet of the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris* L.) in French Guiana. *Biotropica*, **32**(2), 364-368.
<https://www.jstor.org/stable/2663866>

- **Hill M. O.**, 1973. Diversity and Evenness : A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecological Society of America*, **54**(2) : 427-432. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2307/1934352>
- **How H. F., Smallwood J.**, 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*. **13** : 201-228. [10.1146/annurev.es.13.110182.001221](https://doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.001221)
- **Hubbell S. P., He F., Condit R., Borda-de-Água L., Kellner J., Ter Steege H.**, 2008. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(supplement_1), 11498-11504. <https://doi.org/10.1073/pnas.0801915105>
- **Insee**, 2023. Produit intérieur brut en 2021 _ Comparaisons régionales. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2012723>
- **IUCN, ICM**, 2004. Integrating Mining and Biodiversity Conservation—Case studies from around the world. IUCN, 52 p. <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/2004-071.pdf>
- **Izoard C.**, 2018. Les bas-fonds du capital. L'éternel retour de l'Eldorado. *Z : Revue itinérante d'enquête et de critique sociale*, **12**(1), 8-15. <https://doi.org/10.3917/rz.012.0008>
- **Jaccard P.**, 1901. Distribution de la Flore Alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bulletin de la Societe Vaudoise des Sciences Naturelles*, **37** : 241-272. <https://doi.org/10.5169/seals-266440>
- **Jaeger J. A. G., Soukup T., Schwick C., Madriñán L. F., Kienast F.**, 2016. Landscape Fragmentation in Europe. In *European Landscape Dynamics*. Boca Raton : CRC Press, p. 42.
- **Janzen D. H.**, 1970. Herbivores and number of tree species in tropical forests. *The American Naturalist*, **104** : 501-528. <https://doi.org/10.1086/282687>
- **Jordano P., Schupp E. W.**, 2000. Seed Disperser Effectiveness: The Quantity Component and Patterns of Seed Rain for Prunus Mahaleb. *Ecological Monographs*, **70**(4), 591-615. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0591:SDETQC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0591:SDETQC]2.0.CO;2)
- **KDE**, 2023. digikam 8.2.0. https://www.digikam.org/news/2023-12-03-8.2.0_release_announcement/
- **Laperche V., Maury-Brachet R., Blanchard F., Dominique Y., Durrieu G., Massabuau J. C., ... & Callier, L.** (2007). Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane-Rapport BRGM. RP-55965-FR, BRGMth edition, p 200.
- **Larpin D.**, 1989. Evolution floristique et structurale d'un recru forestier en Guyane Française. *Revue d'Écologie*, **44**(3), 209-224. https://hal.science/hal-03529369v1/file/bitstream_113531.pdf
- **Larrouturou B.**, 2021. Développement d'une filière aurifère responsable en Guyane. Conseil général de l'environnement et du développement durable, 81 p. https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cge/aurifere-guyane.pdf
- **Lazure L.**, 2007. *Exploration des interactions plantes-animaux et implication en conservation*. Faculté des Sciences, Université de Sherbrook.

https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/8122/Lazure_Louis_MEI_2007.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- **Leinster T., Cobbold C. A.**, 2012. Measuring diversity : The importance of species similarity. *Ecology*, **93**(3), 477-489.
<https://doi.org/10.1890/10-2402.1>
- **Lloyd M. V., Barnett G., Doherty M. D., Jeffree R. A., John J., Majer J. D., Osborne J. M., Nichols O. G.**, 2002. Managing the impacts of the Australian minerals industry on biodiversity. ACMER, 120 p.
<https://www.iied.org/sites/default/files/pdfs/migrate/G00569.pdf?>
- **Magurran A.**, 2004. Measuring Biological Diversity (Broché).
- **Marcon, E.**, 2019. Mesure de la biodiversité et de la structuration spatiale de l'activité économique par l'entropie. *Revue économique*, **70**(3) : 305-326.
<https://doi.org/10.3917/reco.703.0305>
- **Marcon, E.**, 2018. Mesure de la Biodiversité. 283 p.
- **Meek P. D., Ballard G., Claridge A., Kays R., Moseby K., O'Brien T., O'Connell A., Sanderson J., Swann D. E., Tobler M., Townsend S.**, 2014. Recommended guiding principles for reporting on camera trapping research. *Biodiversity and Conservation*, **23**(9), 2321-2343.
<https://doi.org/10.1007/s10531-014-0712-8>
- **Melun G., Le Bihan M.**, 2020. Histoire et impacts environnementaux de l'orpaillage en Guyane : clefs de compréhension des tensions actuelles. Office Français de la Biodiversité. *Collection Comprendre pour agir*. 100 pages
- **Mugerwa B., Sheil D., Ssekiranda P., van Heinst M., Ezuma P.**, 2013. A camera trap assessment of terrestrial vertebrates in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *African Journal of Ecology*. **51** : 21-31. <https://doi.org/10.1111/aje.12004>
- **Niedballa J, Sollmann R, Courtiol A, Wilting A** (2016). "camtrapR: an R package for efficient camera trap data management." *Methods in Ecology and Evolution*, **7**(12), 1457–1462. [doi:10.1111/2041-210X.12600](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12600), <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/2041-210X.12600>.
- **Nontanovanh M., Roig J. Y.** (2010) - Inventaire du patrimoine géologique de la Guyane - Partie 1. Rapport BRGM/RP-59178-FR. 35p., 09 fig., 02 tab., 1 ann.
<https://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-59178-FR.pdf>
- **O'Brien T. G., Kinnaird M. F., Wibisono H. T.**, 2011. Estimation of Species Richness of Large Vertebrates Using Camera Traps : An Example from an Indonesian Rainforest. In O'Connell A, Nichols J., Karanth U. *Camera Traps in Animal Ecology _ Methods and Analyses*. Springer, p. 233-250.
- **O'Connell A., Nichols J., Karanth U.**, 2011. Camera Traps in Animal Ecology _ Methods and Analyses. Springer, 279 p.
- **O'Connell J. H.**, 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In : Ponge J.-F.. *Dynamics of populations*. Pudoc, Wageningen, The Netherlands : Den Boer, P J; Gradwell, G R, p. 298-312.
<http://archive.org/details/connell-1971>
- **Office de l'eau de Guyane**, 2023. Atlas des invertébrés aquatiques de Guyane. Cayenne : Office de l'eau de Guyane, 720 p.

- **Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlenn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J** (2024). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.7-0, <https://github.com/vegandevs/vegan>, <https://vegandevs.github.io/vegan/>.
- **Opengis.ch**, 2023. QFieldCloud
- **Osipova L., Sangermano F.**, 2016. Surrogate species protection in Bolivia under climate and land cover change scenarios. *Journal for Nature Conservation*, **34** : 107–117.
<https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.10.002>
- **Paolucci L. N., Pereira R.L., Rattis L., Silvério D.V., Marques N.C.S., Macedo M.N., Brando P. M.**, 2019. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. *Biotropica*, **51**(2) : 245-252.
<https://doi.org/10.1111/btp.12627>
- **Parc Amazonien de Guyane**, 2020. Découvrons les mammifères de la forêt de Guyane. PAG de Rémire-montjoly.
https://www.parc-amazonien-guyane.fr/sites/parc-amazonien-guyane.fr/files/documents/downloads/les_essentiels_de_guianensis_-_parc_amazonien_guyane_-_mammiferes.pdf
- **Pavé A.**, 2019. Amazonie : un vaste écosystème en évolution permanente. Encyclopédie de l'environnement.
[02/08/2024] <https://www.encyclopedie-environnement.org/vivant/amazonie-ecosysteme-evolution-permanente/>
- **Pavé A., Fornet G.**, 2010. Amazonie: Une aventure scientifique et humaine du CNRS.
- **Pielou, E.C.**, 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* **13**, 131–144.
[https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- **Pielou E. C.**, 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, **13** : 131-144. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- **Prach K., Hobbs R. J.**, 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*, **16**(3) : 363-366.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>
- **QGIS.org.**, 2024. *QGIS Geographic Information System* (Version 3.28.10) [Logiciel]. QGIS Association.
<http://www.qgis.org>
- **R Core Team**, 2023. R : A Language and Environment for Statistical Computing (Version 4.3.2) R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche.
URL <https://www.R-project.org/>.
- **Rahm M., Smartt T., Paloeng C., Kasanpawiro C., Moe Soe Let V., Pichot C., Bedeau C., Farias P., Carvalho R., Villien C.**, 2021. Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield from 2001 to 2018. ECOSEO project, WWF. pp40

- **Rahm M., Jullian B., Lauger A., de Carvalho R., Vale L., Totaram J., Cort K.A., Djodjodikromo M., Hardjoprajitno M., Neri S., Vieira R., Watanabe E., do Carmo Brito M., Miranda P., Paloeng C., Moe Soe Let V., Crabbe S., Calmel M., 2015.** Monitoring the Impact of Gold Mining on the Forest Cover and Freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014. REDD+ for the Guiana Shield Project and WWF Guianas. pp.60
- **Richard-Hansen C., Mauffrey J.-F., Pons J.-M., 2001.** La vie dans les arbres. In : Roger LE GUEN. *Guyane ou le voyage écologique*, 431 p.
- **Riéra B., Péliissier R., Houllier F., 1998.** Caractérisation d'une Mosaïque Forestière et de sa Dynamique en Forêt Tropicale Humide Sempervirente1. *Biotropica*, **30**(2) : 251-260.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1998.tb00059.x>
- **Rosenzweig M. L., Winakur J., 1966.** Population ecology of desert rodent communities : Habitats and environmental complexity. *Ecology*, **50** : 558-572.
- **Rovero F., Tobler M., Sanderson J., 2010.** Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. *Manual on field recording techniques and protocols for All Taxa Biodiversity Inventories and Monitoring. The Belgian National Focal Point to the Global Taxonomy Initiative*, **8** : 100-128.
- **Schimann H. M.** Impacts de perturbations liées à l'orpaillage sur l'évolution des communautés et fonctionnalités microbiennes d'un sol. Sciences of the Universe [physics]. ENGREF (AgroParisTech), 2005. English.
(NNT :). (pastel-00001435)
- **SER, 2004.** The SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) international primer on ecological restoration, http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp.
- **Serville, G., 2021.** Rapport d'enquête sur la lutte contre l'orpaillage illégal en Guyane (Rapport d'enquête 4404). Assemblée Nationale.
https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/rapports/ceorpguy/l15b4404_rapport-enquete
- **Shannon C. E., 1948.** A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, **27**(3) : 379-423.
<https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- **Si X., Kays R., Ding P., 2014.** How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, **2** : 374.
<https://doi.org/10.7717/peerj.374>
- **Simpson E. H., 1949.** Measurement of Diversity. *Nature*, **163**(4148) : 688-688.
<https://doi.org/10.1038/163688a0>
- **Sollmann R., Mohamed A., Samejima H., Wilting A., 2013.** Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation*, **159** : 405-412.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.025>
- **Stockton C. M., 2023.** Gold Demand Trends 2022—ProQuest. *The Journal of Gemmology*, **38**(5) : 418.
<https://doi.org/10.15506/JoG.2023.38.5.418a>

- **Thompson S. A., Thompson G. G.**, 2004. Adequacy of rehabilitation monitoring practices in the Western Australian mining industry. *Ecological Management & Restoration*, **5**(1) : 30-33.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2004.00172.x>
- **Tobler M. W., Carrillo-Percestequi E., Leite Pitman R., Mares R., Powell G.**, 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*, **11**(3) : 169-178.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2008.00169.x>
- **Tóthmérés B.**, 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, **6**(2) : 283-290.
<https://doi.org/10.2307/3236223>
- **Trolliet F., Huynen M.-C., Vermeulen C., Hambuckers A.**, 2014. Use of camera traps for wildlife studies. A review. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, **18** : 446–454.
- **Vigouroux R., Guillemet L., Pache L., Cerdan P.**, 2006. Étude de l'impact de l'orpaillage alluvionnaire sur la qualité des milieux aquatiques et la vie piscicole. Étude et mesure de la qualité physico-chimique des eaux de l'Approuague au niveau de la Montagne Tortue et son impact sur les populations de poissons et d'invertébrés aquatiques. Cayenne : Hydreco-DAF, 44 p.
- **Vigouroux R., Guillemet L., Cerdan P.**, 2005. Étude de l'impact de l'orpaillage alluvionnaire sur la qualité des milieux aquatiques et la vie piscicole. Étude et mesure de la qualité physico-chimique des eaux de l'Approuague au niveau de la Montagne Tortue et son impact sur les populations de poissons et d'invertébrés aquatiques. Cayenne : Hydreco-DAF, 39 p.
- **Villar N., Siqueira T., Zipparro V., Farah F., Schmaedecke G., Hortenci L., Brocardo C. R., Jordano P., Galetti M.**, 2020. The cryptic regulation of diversity by functionally complementary large tropical forest herbivores. *Journal of Ecology*, **108**(1) : 279-290.
<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13257>
- **Walker B. H.**, 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology*, **6**(1) : 18-23.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x>
- **Walker L. R.**, 1999. *Ecosystems of Disturbed Ground*. Elsevier.
- **Wheelwright N. T.**, 1988. Fruit-eating birds and bird-dispersed plants in the tropics and temperate zone. *Trends in Ecology & Evolution*, **3**(10) : 270-274.
[https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/pdf/0169-5347\(88\)90061-4.pdf](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/pdf/0169-5347(88)90061-4.pdf)
- **Whittaker R. H.**, 1965. Dominance and Diversity in Land Plant Communities : Numerical relations of species express the importance of competition in community function and evolution. *Science (New York, N.Y.)*, **147**(3655) : 250-260.
<https://doi.org/10.1126/science.147.3655.250>
- **Wright J. P., Flecker A. S.**, 2004. Deforesting the riverscape : The effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, **120**(3) : 439-447.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.02.022>
- **Zhao G., Yang H., Xie B., Gong Y., Ge J., Feng L.**, 2019. Spatio-temporal coexistence of sympatric mesocarnivores with a single apex carnivore in a fine-scale landscape.

Global Ecology and Conservation, **21** : 897.
<https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00897>

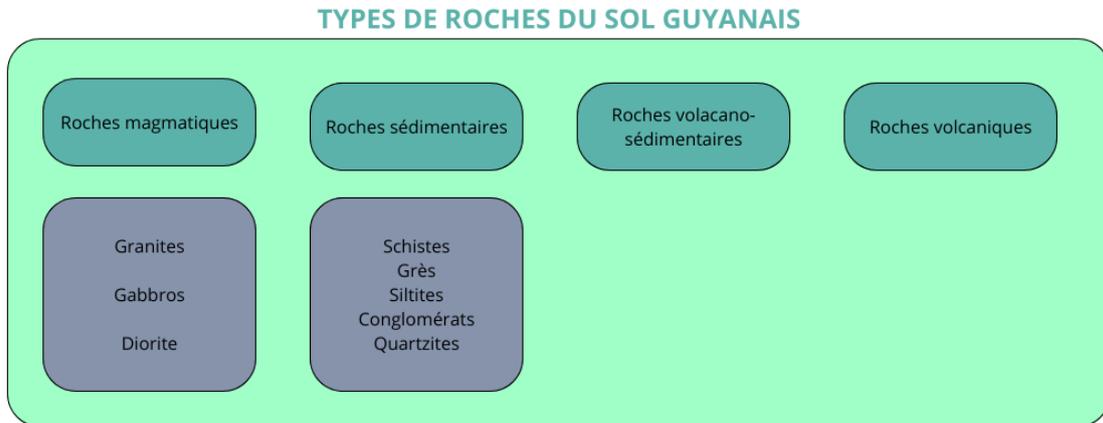
- **Zlatanova D., Popova E.**, 2018. Biodiversity estimates from different camera trap surveys : A case study from Osogovo MT., Bulgaria. *Nature Conservation Research*, **3** : 13-25.
<https://doi.org/10.24189/ncr.2018.026>
- **Zouari I.**, 2015. La Guyane, mosaïque de populations. *Population & Avenir* **725** : 15–17.
<https://doi.org/10.3917/popav.725.0015>

Table des annexes

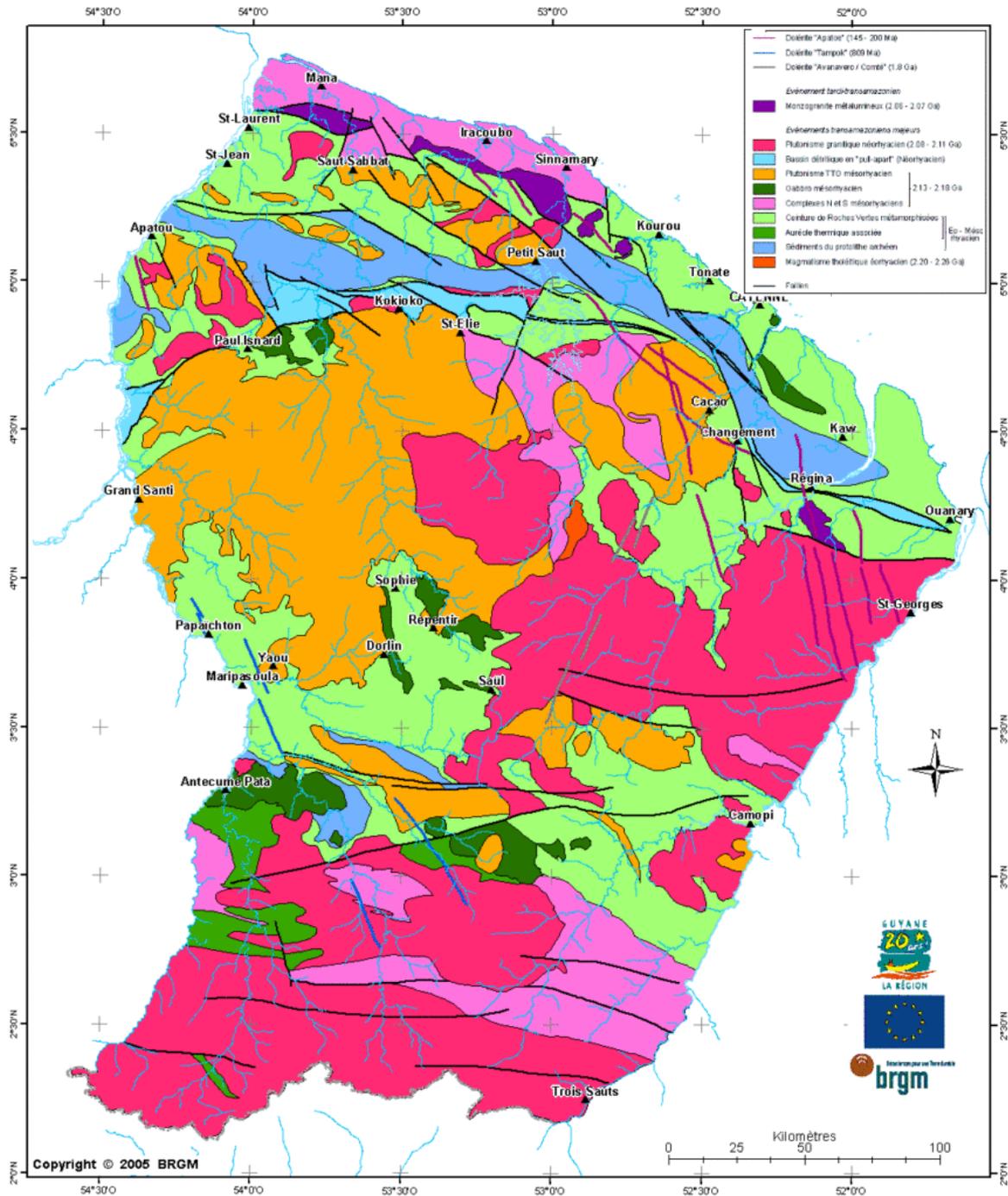
Annexe 1 : Roches composant la région de la Guyane française (Source : Guédron, 2008)	68
Annexe 2 : Carte géologique de la Guyane française (Source : BRGM, 2005)	69
Annexe 3 : Illustrations de quelques indices de passage relevés pendant la session de prospection pédestre de 2024	70
Annexe 4 : Liste des tags utilisés pour l'identification de la faune capturée par les PP	71
Annexe 5 : Schéma d'interprétation des profils de diversité	72
Annexe 6 : Evolution de la mosaïque forestière décrite par Riéra <i>et al.</i> (1998) et utilisée pour la caractérisation des habitats proches des pièges photographiques	73
Annexe 7 : Liste des espèces présentes dans chacune des modalités	74
Annexe 8 : Listes des espèces en fonction de leur répartition dans les habitats	75
Annexe 9 : Fiche de terrain de caractérisation des environnements immédiats des pièges photographique de mars à juin 2024	76

Annexe

Annexe 1 : Roches composant la région de la Guyane française (Source : Guédron, 2008)



Annexe 2 : Carte géologique de la Guyane française (Source : BRGM, 2005)



Annexe 3 : Illustrations de quelques indices de passage relevés pendant la session de prospection pédestre de 2024.



A : Traces de frottements par les bois de *Mazama americana*

B : Fèces de *Tapirus terrestris*

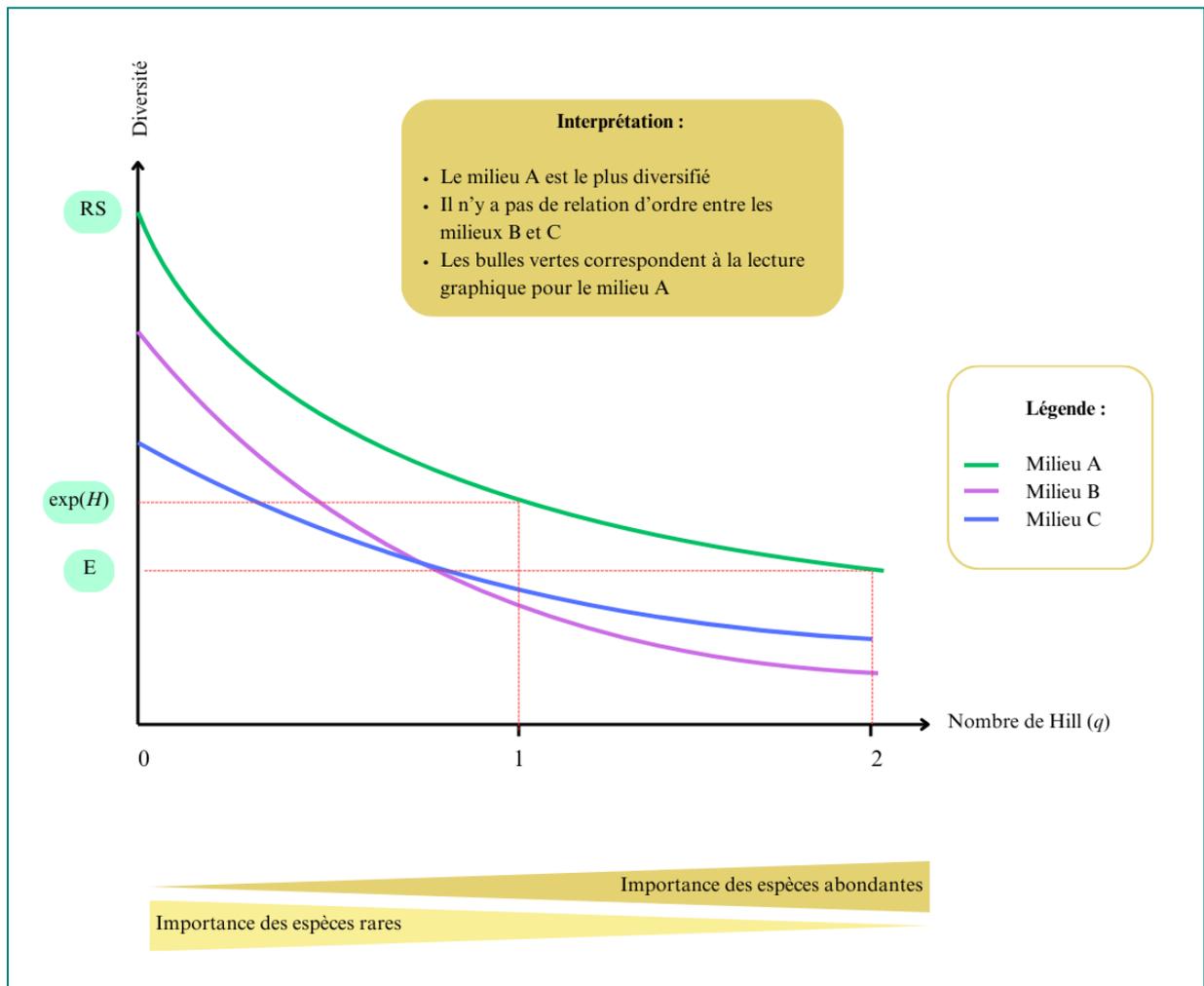
C : Abroutissement visible sur une gousse d'*Inga edulis*

D : Fèces de daguet, probablement *Mazama americana*

Annexe 4 : Liste des tags utilisés pour l'identification de la faune capturée par les PP

Tags « espèces »	
Acouchi	Marail
Agami	Mazama sp
Agouti	micromam
Amphibien	Ocelot
Buse urubu	Oiseau indet
Cabiai	Pac
Chat margay	Pecari a collier
Chauve souris	Pecari a levres blanches
Coati	Pecari indet
Colombidae	Pian
Daguet gris	Puma
Daguet rouge	Quatre yeux sp
Ecureuil	Raton crabier
Grand cabassou	Tamandua
Hocco	Tamanoir
Indet	Tapir
Insect	Tatou sp
Jaguar	Tayra
Jaguarondi	Tinamou sp
Lezard sp	

Annexe 5 : Schéma d'interprétation des profils de diversité



Annexe 6 : Evolution de la mosaïque forestière décrite par Riéra *et al.* (1998) et utilisée pour la caractérisation des habitats proches des pièges photographiques

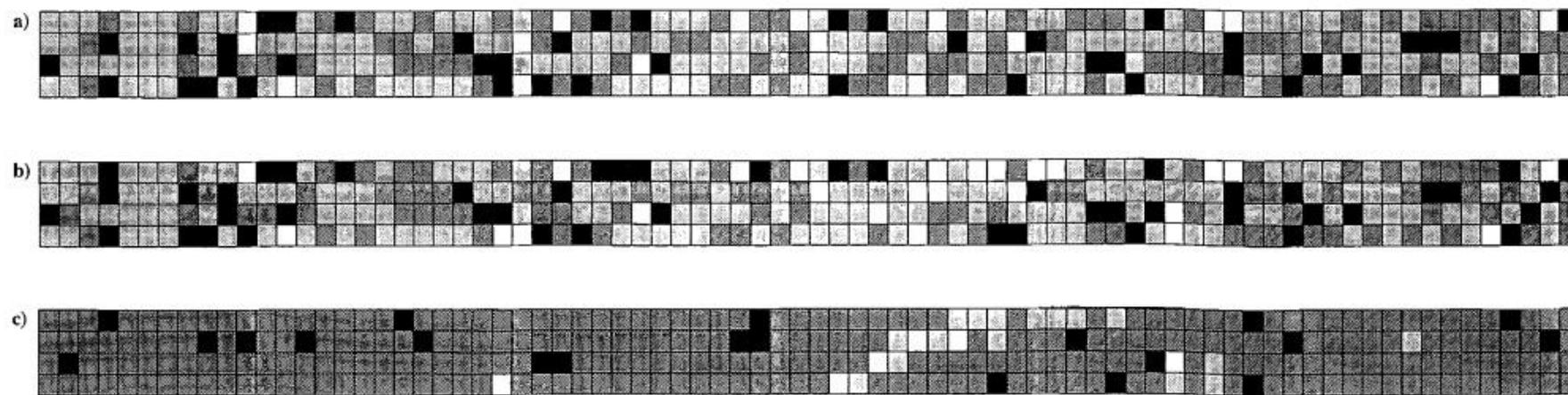


FIGURE 3. Evolution de la mosaïque forestière. Etat en 1981 (a) et 1991 (b) [les quatre niveaux de gris, du plus clair au plus foncé, représentent respectivement les types simplifiés: 0, 1, 2-3-4 et 5-6-7-8]. Dynamique entre 1981 et 1991 (c) [les quatre niveaux de gris, du plus clair au plus foncé, représentent respectivement les cas: chablis, mortalité, stabilité et accumulation].

Annexe 7 : Liste des espèces présentes dans chacune des modalités

Forêt	Mine revégétalisée	Mine non revégétalisée
<i>Myoprocta acouchi</i>	<i>Psophia crepitans</i>	<i>Myoprocta acouchi</i>
<i>Psophia crepitans</i>	<i>Dasyprocta leporina</i>	<i>Dasyprocta leporina</i>
<i>Dasyprocta leporina</i>	<i>Sapajus apella</i>	<i>Leopardus wiedii</i>
<i>Leopardus wiedii</i>	<i>Chiroptera sp</i>	<i>Chiroptera sp</i>
<i>Chiroptera sp</i>	<i>Coendou prehensilis</i>	<i>Passalites nemorivagus</i>
<i>Nasua nasua</i>	<i>Passalites nemorivagus</i>	<i>Mazama americana</i>
<i>Passalites nemorivagus</i>	<i>Mazama americana</i>	<i>Crax alector</i>
<i>Mazama americana</i>	<i>Crax alector</i>	<i>Panthera onca</i>
<i>Sciuridae</i>	<i>Panthera onca</i>	<i>Puma jaguarund</i>
<i>Priodontes maximus</i>	<i>Puma jaguarund</i>	<i>Ateles paniscus</i>
<i>Tinamus major</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Leopardus pardalis</i>
<i>Crax alector</i>	<i>Cuniculus paca</i>	<i>Cuniculus paca</i>
<i>Panthera onca</i>	<i>Pecari tajacu</i>	<i>Didelphis sp.</i>
<i>Puma jaguarund</i>	<i>Didelphis sp.</i>	<i>Puma concolor</i>
<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Puma concolor</i>	« Quatre-yeux »
<i>Cuniculus paca</i>	« Quatre-yeux »	<i>Procyon cancrivorus</i>
<i>Pecari tajacu</i>	<i>Procyon cancrivorus</i>	<i>Tamandua tetradactyla</i>
<i>Tayassu pecari</i>	<i>Tamandua tetradactyla</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
<i>Cabassou unicinctus</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	<i>Tapirus terrestris</i>
<i>Didelphis sp.</i>	<i>Tapirus terrestris</i>	<i>Dasypus sp.</i>
<i>Puma concolor</i>	<i>Dasypus sp.</i>	<i>Eira barbara</i>
« Quatre-yeux »	<i>Eira barbara</i>	
<i>Tamandua tetradactyla</i>	<i>Tinamus sp.</i>	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>		
<i>Tapirus terrestris</i>		
<i>Dasypus sp.</i>		
<i>Eira barbara</i>		
<i>Tinamus sp.</i>		
<i>Chironectes minimum</i>		

Annexe 8 : Listes des espèces en fonction de leur répartition dans les habitats

Forêt exclusivement	Revégétalisé exclusivement	Non revégétalisé exclusivement
<i>Nasua nasua</i>	<i>Sapajus apella</i>	<i>Ateles paniscus</i>
<i>Sciuridae</i>	<i>Coendou prehensilis</i>	
<i>Priodontes maximus</i>		
<i>Tinamus major</i>		
<i>Tayassu pecari</i>		
<i>Cabassou unicinctus</i>		
<i>Chironectes minimum</i>		

Forêt + Revégétalisé	Forêt + Non revégétalisé	Revégétalisé + Non revégétalisé
<i>Psophia crepitans</i>	<i>Myoprocta acouchi</i>	<i>Procyon cancrivorus</i>
<i>Pecari tajacu</i>	<i>Leopardus wiedii</i>	
<i>Tinamus sp.</i>		

Forêt + Revégétalisé + Non revégétalisé	
<i>Chiroptera sp</i>	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>
<i>Crax alector</i>	<i>Panthera onca</i>
<i>Cuniculus paca</i>	<i>Passalites nemorivagus</i>
<i>Dasyprocta leporina</i>	<i>Puma concolor</i>
<i>Dasypus sp.</i>	<i>Puma jaguarund</i>
<i>Didelphis sp.</i>	<i>Tamandua tetradactyla</i>
<i>Eira barbara</i>	<i>Tapirus terrestris</i>
<i>Leopardus pardalis</i>	« Quatre-yeux »
<i>Mazama americana</i>	

Annexe 9 : Fiche de terrain de caractérisation des environnements immédiats des pièges photographique de mars à juin 2024

<i>Modalité</i>	<i>PP</i>	<i>Effet de lisière</i>	<i>Accès à l'eau</i>	<i>Facilité du déplacement</i>	<i>Herbacées majoritaires</i>	<i>Sol nu</i>	<i>Type végétation (0, 1, 2)</i>	<i>Milieu exposé</i>	<i>Marécage</i>	<i>Bosquet forestier planté</i>	<i>Cecropia / Ptérocarpus</i>
Non revégétalisé	20	X		+++		X	1	X			X
Non revégétalisé	22	X		+		X	0	X			X
Non revégétalisé	23		X	-	X		0	X			X
Non revégétalisé	11	X		+++		X	1	X			X
Non revégétalisé	16	X	X	+	X		0	X			X
Non revégétalisé	18		X	+	X		0				X
Non revégétalisé	8	X	X	+		X	0				X
Revégétalisé	19	X		++	X		1	X	X		
Revégétalisé	15	X		+++		X	0	X			X
Revégétalisé	25	X	X	+	X		2		X		
Revégétalisé	17		X	++		X	2			X	
Revégétalisé	13		X	+++		X	2			X	
Revégétalisé	7			+		X	2			X	
Revégétalisé	24	X		-	X		2				
Forêt	PWF 11		X				2				
Forêt	10						2				
Forêt	21						2				
Forêt	31						2				
Forêt	6						2				
Forêt	14						2				

Les X indiquent les sites concernés par le critère, les cases vides le contraire. La catégorie « Facilité du déplacement » est catégorielle : « - » est le niveau d'accessibilité minimal, « +++ » le niveau d'accessibilité le plus simple. La variable « Type de végétation » se base sur les stades sylvicoles décrits en 1998 par Riéra *et al.* : « 0 » indique le tout premier stade, avec une quasi-absence de végétation (comme directement après un chablis) et la phase de colonisation, « 1 » correspond à la présence d'éléments de forêt avec des arbres de diamètre petit à moyen, « 2 » désigne le stade avec présence d'arbres de diamètre plus important. Les numérotations ont été adaptées à la situation en regroupant certaines catégories de la classification initiale.

Cette classification étant fortement influencée par l'opérateur, ci-dessous se trouvent des exemples de milieux illustrant les trois niveaux de type de végétation utilisés :





Les types de végétation :

A : type 0

B : type 1

C : type 2

Lexique des noms scientifiques

A :

Ateles paniscus : Kwata, Atèle, singe araigné

C :

Cabassou uncinatus : Petit cabassou

Cecropia obtusa : Bois-canon

Chironectes minimum : Yapok

Chiroptera sp. : Chauve-souris

Coendou prehensilis : Coendou, porc-épic arboricole

Crax alector : Hocco

Cuniculus paca : Paca, pac

D :

Dasyprocta leporina : Agouti

Dasybus sp. : Tatou

Didelphis sp. : Pian

E :

Eira barbara : Tayra

L :

Leopardus pardalis : Ocelot

Leopardus wiedii : Chat margay

M :

Mazama americana : Daguet rouge, biche rouge

Myoprocta acouchi : Acouchi

Myrmecophaga tridactyla : Tamanoir

N :

Nasua nasua : Coati

P :

Panthera onca : Jaguar

Passalites nemorivagus : Daguet gris, cariacou

Pecari tajacu : Pécarì à collier

Priodontes maximus : Grand cabassou

Procyon cancrivorus : Raton crabier

Psophia crepitans : Agami

Puma concolor : Puma

Puma jaguarundi : Jaguarondi

S :

Sapajus apella : Capucin brun

Sciuridae : Famille des écureuils

Solanaceae : Solanacée

T :

Tamandua tetradactyla : Tamandua

Tapirus terrestris : Tapir

Tayassu pecari : Pécarì à lèvres blanches

Tinamus major : Grand tinamou

Tinamus sp. : Tinamou