

Mémoire de Master 2 Écologie des Forêts Tropicales

AgroParisTech et Université de Montpellier

Suivi par télédétection des dynamiques d'évolution de la végétation sur les sites d'orpaillages en Guyane Française

Rose-Eva MOUA NÉDELLEC
27 Juin 2024

Encadrement par :

- Julien CAMBOU (Parc Amazonien de Guyane)
- Stéphane TRAISSAC (UMR EcoFoG)
- Pierre JOUBERT (Parc Amazonien de Guyane)

Table des matières

Remerciements.....	2
Résumé.....	4
1. Introduction.....	6
1.1 L’orpaillage en Guyane Française.....	6
1.2 L’orpaillage et la déforestation.....	7
1.3 Télédétection et surveillance du territoire.....	9
1.4 Parc Amazonien de Guyane.....	10
1.5 Objectifs du projet Évaluation et Réduction des Impacts de l’Orpaillage (ERIO).....	11
1.6 Objectifs du stage.....	11
2. Matériel et méthodes.....	12
2.1 Site d’étude.....	12
2.2 Les données.....	13
2.3 Pré-traitements des données.....	15
2.4 Analyses des données.....	19
3. Résultats.....	22
3.1 Devenir en 2020 des états de la végétation de 2015.....	22
3.2 Sélection de variables.....	23
3.3 Résultats par variable explicative.....	24
4. Discussion.....	33
4.1 Des donnée robustes mais toujours perfectibles.....	33
4.2 Discussion des résultats.....	36
5. Conclusion.....	42
6. Bibliographie.....	43
7. Annexes.....	46

Remerciements

Ce mémoire de master 2 marque une première fin d'un cursus universitaire dans lequel je me suis découverte et épanouie. J'ai appris à lire, écouter et comprendre l'environnement qui m'entoure, un environnement écologique, mais aussi social. Mon parcours post-bac est marqué de nombreuses découvertes et inspirations qui ont attisé ma curiosité et m'ont donné la force et la motivation d'aller jusqu'à la fin, et j'espère l'accomplissement, de ce premier master. Une seconde fin à ce master viendra lors de mon oral pendant lequel je pourrai présenter une mission à venir sur Papaïchton dans le but de faire le parallèle de mes propres yeux entre les informations observées sur les images satellites, et la réalité du terrain.

Je remercie ainsi du fond du cœur ma famille qui a toujours cru en moi et dont la présence et les précieux conseils m'ont guidé vers la réussite, même à plusieurs kilomètres de moi, avec plusieurs heures de décalage et avec des emplois du temps et des personnalités hors du commun.

Un grand merci à Madame Capusano, directrice du restaurant l'Entrecôte à Montpellier où j'ai travaillé pendant mes études, et sans qui mes études et voyages n'auraient pu se réaliser. Compréhensive de l'importance de la place de mes études dans mes choix, elle s'est toujours montrée conciliante, arrangeante, généreuse et ouverte d'esprit. Merci à toute l'équipe avec qui j'ai travaillé, qui a fait d'un lieu de travail une deuxième maison et une deuxième famille que j'aurais toujours plaisir à aller voir lors de mes passages à Montpellier.

Un grand merci à tous mes amis qui m'ont soutenu. Merci à ceux qui, en plus de l'intérêt pour les études, m'ont donné l'envie d'aller en cours pendant ces dernières années d'études, faisant des moments les plus ardues, fatigants, et stressants, de magnifiques souvenirs.

Un très sincère merci à mon encadrant de stage de césure et de master 1, Maxime Réjou-Méchain, dont l'excellent accompagnement, et la motivation à accomplir ses projets m'inspire

et sans qui je n'aurais pu découvrir mon intérêt pour l'étude de l'écologie à travers la télédétection et les SIG, ni aller en Thaïlande ou au Congo.

Enfin, pour la réalisation de ce master, merci dans un premier temps à Guillaume Delaitre pour avoir pris le temps d'écouter mon projet et ainsi me guider vers Julien Cambou au Parc Amazonien. Un immense merci à Julien Cambou de m'avoir donné l'opportunité d'accomplir mon projet de stage et ouvert les portes du Parc Amazonien. Merci d'avoir cru en moi, de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis ma liberté de déplacements sur Kourou. Je remercie également Pierre Joubert pour tous les "à tes souhaits" qu'il y a eu et qu'il y aura encore. Merci à tous les deux d'avoir pris du temps dans vos agendas de ministres pour répondre à mes questions, discuter, m'encadrer et avancer avec moi. J'ai grandement apprécié votre pédagogie et votre patience. Par ailleurs, j'ai été honorée de participer au comité technique de l'Observatoire de l'Activité Minière. Merci à Sébastien Linarès de m'y avoir accordé une place et d'avoir eu confiance en moi pour me laisser faire une présentation devant des acteurs importants et dont les avis ont été enrichissants. Je remercie aussi Matthieu Noucher pour les avis et échanges riches qu'il a pu apporter sur mon sujet de stage. Merci à tous les membres du Parc amazonien de m'avoir accueilli parmi vous, et de m'avoir partagé les brioches au sucre et délicieux "café du Parc" du lundi matin.

Je remercie énormément Stéphane Traissac et Thomas Gaquière qui ont été volontaires pour me suivre dans mon stage. Merci à toi Stéphane pour les réunions de cinq heures dans lesquelles nous avons bien avancé et ri. Merci aussi pour m'avoir laissé la place du chef! Merci à toi Thomas pour m'avoir partagé ta maîtrise des statistiques. Merci à tous les deux pour vos conseils, votre patience, dévouement, soutien et disponibilité.

Merci également à Mélaine Aubry-Kientz de m'avoir aidé quand le besoin s'est fait sentir pour l'analyse de mes données.

Enfin, un énorme merci à toi Julien, mon partenaire de tous les jours qui me soutient, m'écoute, me fait briller et sans qui je n'aurais pas pu me redécouvrir dans la gymnastique artistique. Merci à tous les enfants du club de gym de Kourou dont la curiosité, la joie de vivre et les rires ont été des forces tout au long de cette année de master.

Résumé

En Guyane Française, plus de 34 000 hectares de forêt guyanaise ont été déforestés depuis environ une vingtaine d'années (2000-2024) par l'activité minière légale ou illégale. Sur le territoire concerné par le Parc amazonien de Guyane (PAG), ce sont 5 904 ha de forêt qui ont été impactés au cours de cette période.

Si la déforestation liée à ces activités fait l'objet d'un suivi rigoureux depuis de nombreuses années, l'évolution post-exploitation de la végétation n'a fait l'objet que d'études localisées. A ce jour, aucune étude ne s'était intéressée aux dynamiques de reprise globale de la végétation post-exploitation à l'échelle du territoire en mobilisant les outils de cartographie. Le présent stage cherche donc à répondre à ce besoin ainsi qu'à contribuer à l'une des missions du PAG qui est de produire des indicateurs d'impacts des activités d'orpaillage afin d'assurer un diagnostic efficace des impacts environnementaux et humains de cette activité. La présente étude cherche donc à comprendre quels sont les facteurs expliquant les possibles évolutions de la végétation entre 2015 et 2020 à partir de données acquises sur la période 2000-2024. Sur la base de données issues d'images satellite de 2015 et 2020, de données établies par le cadastre minier et des acteurs de l'Observatoire de l'Activité Minière (cartographies de surfaces exploitées, de détection de barranques, de typologies de reprise de la végétation en 2015 (image SPOT 6-7) et 2020 (image Sentinel-2)) nous avons pu analyser l'effet de différentes variables (état de végétation initial, coefficient d'ouverture, type d'activité, nombre d'années sans perturbation, type d'exploitation, nombre d'années d'activité, surface) sur les dynamiques de la végétation. Après avoir clarifié les biais, vérifié et consolidé la fiabilité de ces données, nous avons réalisé des modèles multinomiaux impliquant de 1 à 7 variables explicatives. La comparaison de modèles, grâce aux statistiques bayésiennes, nous a permis de hiérarchiser les facteurs responsables des différentes évolutions de la végétation sur les sites exploités entre 2015 et 2020 ainsi que d'établir les possibles liens entre chacun des facteurs étudiés et leurs impacts. Ainsi les facteurs les plus déterminants de la végétation en 2020 sont l'état de la végétation en 2015, la prise en compte de la forme de surface d'exploitation, du type d'activité (légale / illégale) et le temps sans perturbation. Ces résultats présentent ainsi des candidats concrets et fiables pour établir des indicateurs de suivi d'impacts de l'orpaillage. De nouvelles méthodes de détection (semi-automatiques et automatiques) de données satellitaires et de définition d'indicateurs sont alors prospectées dans le but de réduire le biais de nos données, mais aussi de pérenniser et rendre répétable les protocoles de collecte de la donnée.

Abstract

In French Guiana, more than 34,000 hectares of Guyanese forest have been deforested over the past twenty years (2000-2024) by legal or illegal gold mining activities. In the territory concerned by the Amazonian Park of Guyana (PAG), 5,904 ha of forest were impacted during this period.

Although deforestation linked to these activities has been the subject of rigorous monitoring for many years, the post-exploitation evolution of vegetation has only been the subject of confidential studies. To date, no study has focused on the dynamics of overall recovery of post-exploitation vegetation on a territorial scale by using mapping tools. This internship therefore seeks to respond to this need as well as to contribute to one of the PAG's missions, which is to produce impact indicators for gold panning activities in order to ensure an effective diagnosis of the environmental and human impacts of this activity. This study therefore seeks to understand what factors explain possible changes in vegetation between 2015 and 2020, based on data acquired over the period 2000-2024. Based on data from satellite images from 2015 and 2020, data established by the mining cadastre and actors from the Mining Activity Observatory (mapping of exploited surfaces, detection of settling basin, typologies of recovery of vegetation in 2015 (SPOT 6-7 image) and 2020 (Sentinel-2 image)), we were able to analyze the effect of different variables (initial vegetation state, opening coefficient, type of activity, number of years without disturbance, type of exploitation, number of active years, surface area) on vegetation dynamics. After clarifying the biases, verifying and consolidating the reliability of these data, we carried out multinomial models involving 1 to 7 explanatory variables. The comparison of models, using Bayesian statistics, allowed us to prioritize the factors responsible for the different changes in vegetation on the sites exploited between 2015 to 2020 as well as to establish possible links between each of the factors studied and their impacts. Thus, the most determining factors of vegetation in 2020 are the state of vegetation in 2015, taking in account the shape of the operating surface, the type of activity (legal/illegal) and the time without disturbance. These results, thus present concrete and reliable candidates for establishing indicators for monitoring the impacts of gold panning. New methods for detecting (semi-automatic and automatic) satellite data and defining indicators are then explored with the aim of reducing the bias of our data, but also of perpetuating and making data collection protocols repeatable.

1. Introduction

1.1 L'orpaillage en Guyane Française

En Guyane Française, l'exploitation aurifère remonte à il y a plus de 150 ans. Un "premier cycle de l'or" commence au XIX^{ème} siècle et se poursuit jusque dans les années 1960. S'il ne s'agit pas d'une "ruée vers l'or", une partie notable des zones aurifères guyanaises est prospectée (avec les techniques de l'époque). Les points d'exploitation sont situés loin des bassins de peuplement et difficilement accessibles (Le Tourneau, 2020). Les gisements sont exploités (concessions) par des sociétés minières dont les capitaux sont majoritairement métropolitains ainsi que par une population de mineurs clandestins, affranchis antillais principalement, cherchant leurs moyens de subsistance (Melun et Le Bihan, 2020).

En parallèle, des ruées vers l'or attirent plusieurs milliers d'orpailleurs aux frontières de la Guyane Française jusqu'à la fin du XIX^{ème} siècle, après quoi ils commencent à s'installer et travailler à l'intérieur de la Guyane Française et érigent des villages proches de gisements les plus importants (Saül, Dagobert, Saint Léon, ...). A la suite de la Première Guerre mondiale, d'un tarissement des gisements les plus accessibles, et d'une baisse du cours de l'or, la production de l'or entre en déclin. C'est en 1970, lorsque le cours de l'or remonte, que des milliers d'orpailleurs illégaux appelés *garimpeiros* reprennent l'activité minière au Brésil avec des innovations techniques (Dezécache, 2017). Mais la pression des autorités brésiliennes vont les amener à aller exploiter les gisements des pays voisins, notamment en Guyane Française à la fin des années 1980. Leur nombre était estimé à près de 8000 en 1997, puis près de 20000 en 2010 avant de chuter à entre 3000 et 5000 en 2020 (Le Tourneau, 2020). La filière aurifère légale quant à elle persiste et se structure à partir des années 2000. Elle représentait en 2018, 19.7% des exportations guyanaises, soit environ 40 millions d'euros ou encore 1% du PIB guyanais. Cela représentait environ 577 emplois déclarés (Melun et Le Bihan, 2020). Ainsi, l'activité minière fait partie de l'Histoire de cette région, et la découverte des placers a amené à une croissance notable de la population vivant de l'orpaillage au fil des ans (Le Tourneau, 2020).

La filière légale extrait depuis 10 ans entre 1 et 1,6 tonne par an. L'activité illégale extrait quant à elle des tonnages estimés entre 7 et 8 tonnes par an¹, annoncés en baisse depuis trois ans². L'or peut être d'origine filonienne ce qui implique de décaper les couches superficielles de sols afin d'atteindre les filons ou de creuser directement des tunnels dans la roche mère (exploitation primaire), ou peut être d'origine alluviale. Cette dernière méthode a recours à un drainage des lits de fleuves et rivières et la destruction des terrasses alluviales (Couic, 2018). Ces méthodes d'exploitations sont généralement combinées à une destruction des lits mineurs et de leurs habitats aquatiques, à un relargage de matière en suspension (turbidité), à des pollutions des eaux et des sols (hydrocarbure, mercure), à la déforestation, à la diminution du stockage de carbone (Rahm *et al.*, 2019 ; Melun & Le Bihan, 2020) et présentent des conséquences néfastes pour l'humain et son environnement (Mouillet *et al.*, 2006 ; Pignoux *et al.*, 2019). La perte et la dégradation des habitats engendrés sont actuellement les principales sources de pression sur les écosystèmes forestiers du Plateau des Guyane (Giljum *et al.*, 2022 ; Rahm *et al.*, 2021). Ces grands réservoirs de biodiversité (Couic, 2018) sont donc menacés par une atteinte de la structuration des écosystèmes, fragilisant leur fonctionnement (Cardinale *et al.*, 2006 ; Tilman *et al.*, 2001), engendrant des extinctions de masse (Vié *et al.*, 2009) et des pertes de services écosystémiques (Grimaldi *et al.*, 2014).

1.2 L'orpaillage et la déforestation

L'orpaillage est donc un enjeu prioritaire sur les espaces protégés du plateau des Guyanes, et spécifiquement pour les aires protégées de Guyane Française qui présentent les superficies les plus impactées (Rahm *et al.*, 2021). Depuis plus de 30 ans, l'orpaillage légal et illégal est responsable de près de 34 234 hectares (ha) de forêts guyanaises déforestées (données de 2024), dont 5 904 ha sur le Parc Amazonien de Guyane (PaG) (OAM, 2024)³. A la fin des années 1990, et surtout entre les années 2000 et 2008, la filière clandestine a connu un fort accroissement engendrant une nette augmentation des surfaces déforestées (Melun & Le Bihan, 2024). Ceci en fait la principale cause de déforestation et de destruction des cours d'eau sur le territoire du PaG (Coignard *et al.*, 2023 ; Rahm *et al.*, 2021). C'est après 2009, que la déforestation due aux exploitations industrielles de la filière légale connaît une croissance significative (Melun & Le Bihan, 2024). A ce jour, la déforestation liée à

¹ Données de l'EMOPI présentées en réunion plénière du Conseil scientifique du Parc amazonien de Guyane le 6 décembre 2023.

² Lors de sa visite en Guyane le 25 mars 2024, Emmanuelle Macron annonce « C'était en moyenne 10 tonnes par an ces dernières années, on a réussi à diminuer à 7 tonnes, et les chiffres provisoires de 2023 indiquent encore une baisse à 5 tonnes ».

³ <https://catalogue.geoguyane.fr/geonetwork/srv/fre/catalog.search#/metadata/d25a319f-1c86-42be-8e59-c97e92e7e91>

l'orpaillage est toujours en cours avec environ 1000 ha déforestés chaque année à raison d'environ 500 ha pour le légal et 500 ha pour l'illégal (Coignard *et al.*, 2023). Récemment, on note que l'exploitation illégale tend même à limiter la déforestation pour limiter sa détection (Melun & Le Bihan, 2024).

Ainsi depuis de nombreuses années, l'orpaillage est au cœur d'un dilemme entre développement économique, souveraineté territoriale et intégrité écologique. Avec le développement de techniques de plus en plus mécanisées, la nécessité d'encadrer l'activité minière légale devient de plus en plus prégnante. Depuis 1988, le code minier impose une obligation de réhabilitation des sites exploités à la fin de l'exploitation (Couic, 2018). Les notions et procédures de restauration sont alors très variées, non normalisées et réalisées au cas par cas en fonction de l'écosystème ciblé (Couic, 2018). Selon différents auteurs (SER, 2004), la restauration peut être définie comme un processus volontaire mis en place par les opérateurs et gestionnaires permettant l'autoréparation d'un écosystème dans le but de revenir à la structure, la diversité et la dynamique de l'écosystème initial. Malgré la législation mise en place, cette dernière n'impose pas une réussite de restauration écologique. Pour cette raison, comme il a été fait dans le travail de Couic (2018), la notion de restauration d'une exploitation minière pourra être divisée entre le concept de «réhabilitation» et celui de «revégétalisation». D'une part, la réhabilitation de mines aurifères consiste en la fermeture de bassins de décantation (barranques) des eaux de lavages des boues aurifères des matériaux issus du délitage des horizons du sol (Couic, 2018). Elle prend en compte les contraintes et forçages anthropiques auxquelles l'humain ne peut totalement remédier (Pittana *et al.*, 2020). D'autre part, la revégétalisation peut se définir comme un processus d'origine naturelle (résilience) ou anthropique, dont le but est de permettre une recolonisation par la végétation d'espaces qui en sont dépourvus (Melun *et al.*, 2021). La reconstitution d'un couvert végétal par les espèces adaptées permet, en théorie, la mise en place d'une succession écologique rapide (Couic, 2018).

La remise en état des sites miniers illégaux est également au cœur d'études menées par le PaG en 2021 et 2022. Ces études confirment alors une forte incertitude quant à l'efficacité des projets de réhabilitation dans un contexte d'orpaillage illégal. Le risque de retour des

orpailleurs illégaux est en effet trop grand pour justifier la mobilisation de moyens financiers et techniques conséquents (Jung--Fourquez, 2022). La repasse consiste en l'extraction d'or, parfois à plusieurs reprises, sur des flats déjà exploités (Melun & Le Bihan, 2020). Ainsi, dans les deux années post-exploitation, le taux de repasse illégale a été estimé entre 10 et 45%, puis augmente de 30 à 70% dans les 5 ans après l'exploitation (Seris, 2022).

L'évolution post-exploitation des sites miniers a fait l'objet de plusieurs études plutôt centrées sur quelques sites pilotes (Coignard *et al.*, 2020; Salomon *et al.*, 2016). A ce jour, en Guyane, aucune ne s'est intéressée à l'analyse de la reprise globale de la végétation post-exploitation en Guyane. Si le travail de Jung--Fourquez (2022) a permis de premières analyses à l'échelle du PaG, le présent stage est la première analyse de ces dynamiques à l'échelle de la Guyane. Dans cette étude, nous parlerons "d'évolution de la végétation" pour désigner le passage d'un état de la végétation entre deux dates données. Plusieurs types d'évolutions se distinguent : évolution d'un état moins dense et haut en végétation vers un état plus dense et haut en végétation (reprise ou gain de végétation), maintien d'un état, ou régression d'un état végétalisé (recul de végétation) vers un état moins dense et plus bas en végétation / maintien de l'état le plus dégradé.

1.3 Télédétection et surveillance du territoire.

Outre les mesures législatives, l'aménagement territorial et le développement économique de la Guyane française nécessitent une surveillance fiable du territoire (Gond *et al.*, 2014). Compte tenu de l'immensité du territoire et de la très faible accessibilité de 96 % de forêts tropicales guyanaises, la télédétection aérospatiale semble être l'outil le mieux adapté pour observer, suivre, évaluer et quantifier les avancées, impacts et devenir de l'exploitation aurifère (Gond *et al.*, 2014). Elle est néanmoins au cœur d'un compromis technologique en ce qui concerne les capteurs satellitaires entre la précision spatiale de l'information et la précision spectrale (Leblanc, 2022). La précision spatiale se définit par la résolution spatiale, c'est-à-dire la taille du plus petit élément détectable. La précision spectrale concerne la résolution spectrale, c'est-à-dire la capacité du capteur à distinguer les rayonnements électromagnétiques de fréquences différentes. Par exemple, les images SPOT 6-7 ont une résolution spatiale à moins de 2,5 mètres de résolution pour un seul canal couvrant l'ensemble du domaine du visible (Leblanc, 2022). En revanche, les images Sentinel-2 ont une couverture spectrale plus large allant du domaine du visible ($400 \text{ nm} < \lambda < 800 \text{ nm}$), au proche infrarouge

(800 nm < λ < 1500 nm) et l'infrarouge (λ > 1500 nm) pour une résolution spatiale de l'ordre de 10 mètres. Ainsi, les satellites Sentinel-2 et SPOT-6/7 apportent des informations différentes de par la nature de leurs capteurs (Leblanc, 2022).

Malgré la possible utilisation des images satellitaires, à ce jour, peu d'outils ont été développés à travers le monde pour permettre une surveillance, un suivi et une analyse de la déforestation dues à l'exploitation minière (Giljum *et al.*, 2022 ; Maus *et al.*, 2022). En Guyane, l'utilisation d'images satellitaires a néanmoins permis le développement d'outils de suivi de la déforestation dues à l'exploitation aurifère (Joubert *et al.*, 2012 ; Gond & Brognoli, 2005). Ces données n'ont néanmoins fait l'objet que de peu d'analyses approfondies.

1.4 Parc Amazonien de Guyane

Le PaG est une aire protégée créée en 2007. L'un des enjeux majeurs pour le territoire est d'assurer la préservation de l'écosystème forestier amazonien ainsi que des interactions entre l'Humain et le milieu naturel⁴. Cet enjeu est inscrit en ces termes au sein de la charte du Parc national avec pour ce faire, une priorité donnée à la lutte contre l'orpaillage illégal en Guyane et en particulier sur son territoire. Cela a donc fait l'objet d'orientation/objectif dédié : Éradiquer l'orpaillage illégal en zone cœur (OB I-2) et Participer à l'objectif d'éradication de l'orpaillage illégal en zone d'adhésion (OR I-3). Ces grandes orientations se déclinent en actions plus opérationnelles parmi lesquelles figure l'orientation d'assurer un diagnostic efficace des impacts environnementaux et humains de l'orpaillage illégal via le développement, le suivi et la communication d'indicateurs d'impact des activités d'orpaillage. L'évaluation des impacts environnementaux et humains de l'orpaillage illégal relève de la responsabilité de l'établissement public. Les diagnostics portés doivent permettre à la fois de mesurer le préjudice subi par les écosystèmes forestiers et aquatiques et par les populations, de faire mieux prendre en compte le territoire dans le dispositif de lutte et de comprendre l'évolution des modes opératoires des orpailleurs illégaux.

La mise en œuvre de ses actions passe donc, entre autres, par le développement de protocole et méthode de suivi et d'analyse temporelle des dynamiques d'occupation du sol post-

⁴ Enjeu I de la charte du Parc amazonien de Guyane approuvée par décret n°2013-968 du 28 octobre 2013

exploitation permettant d'identifier et de caractériser les facteurs influençant l'évolution de la végétation des sites d'orpaillage. La compréhension des moteurs ou freins à la reprise de la végétation des sites exploités permettrait d'envisager des stratégies territorialisées de limitation des impacts causés par l'exploitation minière ainsi que d'anticiper la réhabilitation post-exploitation (préparation des matériaux, organisation des déplacements, réhabilitation des cours d'eau et revégétalisation des surfaces exploitées) (Melun *et al.*, 2021).

1.5 Objectifs du projet Évaluation et Réduction des Impacts de l'Orpaillage (ERIO)

Ce stage s'inscrit dans le cadre du projet ERIO financé par l'Office Français de la Biodiversité et par le Fonds Vert. Le projet vise à la mise en place à l'échelle de la Guyane, d'outils de suivi et d'évaluation des impacts de l'orpaillage et de l'état des écosystèmes. Ils constitueront aussi des outils d'aide à la décision pouvant orienter la priorisation des sites d'intervention pour la réhabilitation des cours d'eau dégradés, orienter la lutte contre l'orpaillage illégal mais aussi aider à évaluer l'atteinte des objectifs de qualité des cours d'eau fixés par la Directive Cadre sur l'Eau.

1.6 Objectifs du stage

En déclinaison des objectifs du projet et du PaG, cette étude cherche à contribuer à une analyse temporelle des dynamiques de végétation post-exploitation aurifère. Plus précisément nous étudierons à l'échelle du territoire guyanais les dynamiques d'évolution de la végétation des sites miniers légaux et illégaux déforestés sur une vingtaine d'années (2000 à 2020). Cette analyse se basera sur diverses données géographiques parmi lesquelles le suivi des déforestations réalisé par l'Observatoire des Activités Minières depuis plus de 20 ans ainsi que des données de télédétection disponibles sur deux années 2015 et 2020 afin d'analyser les évolutions de végétation.

Les questionnements scientifiques centraux de cette étude sont les suivants :

- Quelles sont les caractéristiques d'évolution de la végétation des surfaces exploitées entre 2015 et 2020 ?
- Quels sont les facteurs influençant cette reprise et les éventuels différents types d'évolution ?

Les objectifs parallèles de ce travail sont de contribuer à un travail qui s'inscrit dans la durée, de développement d'un panel d'indicateurs de suivi et de diagnostic des impacts de l'activité minière attendus dans le cadre du projet ERIO.

Il s'agira aussi de questionner et de consolider la fiabilité des données et des indicateurs produits précédemment tout en clarifiant leurs biais et donc les contraintes ou réserves d'utilisation associées.

2. Matériel et méthodes

2.1 Site d'étude

L'étude est menée sur l'ensemble du territoire de la région Guyane Française, située sur le plateau des Guyanes, au nord du bassin amazonien, en Amérique du Sud. La zone d'étude est délimitée au nord par l'océan Atlantique, à l'ouest par le fleuve du Maroni, fleuve frontière avec le Suriname, et à l'est et au sud par la frontière entre la Guyane et le Brésil qui se superpose au lit mineur du fleuve Oyapock et se prolonge au sud sur la ligne de partage des eaux entre les bassins du Maroni et du rio Jari au Brésil. Le plateau des Guyanes est un vaste complexe géologique délimité au nord par l'Océan Atlantique, et au sud par le bassin de l'Amazone. Les phénomènes d'altération chimique, notamment due à une forte pluviométrie, dessinent le paysage guyanais avec les formations d'altérites et les cuirasses latéritiques⁵. Les formations géologiques⁶ que nous retrouvons en Guyane datent principalement d'entre 2,26 et 2,06 milliards d'années. Elles ont été plus ou moins déformées pendant les cycles orogénique à la suite d'une subduction, d'une remobilisation de la croûte nouvellement formée par couplage de sédimentation, métamorphisme, déformation et hydrothermalisme qui ont permis la formation de gisements d'or primaire. Les gisements éluvionnaires résultent de l'importante latéritisation touchant l'ensemble du Bouclier des Guyanes, dont l'altération par l'eau, le transport et le dépôt des sédiments sont à l'origine des gisements alluvionnaires (Eglinger *et al.*, 2020).

En Guyane française, le climat est équatorial et humide avec une température annuelle d'environ 26°C et des précipitations variant de 2000 mm à 4000 mm par an. La grande saison des pluies s'étend d'avril/mai jusqu'au mois d'août, la saison sèche de mi-août à novembre,

⁵ Site du BRGM : (<https://www.brgm.fr/fr/implantation-regionale/guyane>)

⁶ Le bouclier des Guyanes est un domaine précambrien qui s'étend sur plus de 1,5 millions de km² entre deux cratons archéens. Ces cratons se sont formés lors de l'orogénèse transamazonienne entre 2,26 et 1,195 milliards d'années.

une petite saison des pluies entre décembre et janvier et une petite saison sèche entre février et mars⁷.

2.2 Les données

La gestion des forêts de la Guyane Française est principalement partagée entre :

- L'ONF (plus de 6 millions d'hectares) (<http://www1.onf.fr/guyane/>),
- Les habitants tirant traditionnellement leurs ressources de la forêt et bénéficiant d'une reconnaissance de leurs usages via les Zones de Droit d'Usages ou ZDUC (Davy & Filoche, 2014),
- Le Parc Amazonien de Guyane (2 millions d'hectares en zone de cœur dont une partie en cogestion avec les habitants sur les secteurs de superposition entre zone cœur et ZDUC).

Ces acteurs ainsi que d'autres organismes sont regroupés au sein de l'Observatoire de l'Activité Minières (OAM) qui a mis à disposition les jeux de données sur lesquels repose l'étude des dynamiques de revégétalisation. La création de l'OAM a traduit une volonté de centralisation, de mutualisation et de création de partenariats autour de la donnée permettant la production de données de synthèses de l'orpaillage illégal (quantification et qualification des principaux éléments caractéristiques de l'orpaillage alluvionnaire ou primaire) et la télédétection des pressions environnementales. Ce dernier permet un suivi dans le temps (20 ans) des déforestations liées à l'activité minière. Pour plus d'informations sur l'OAM, se référer à l'annexe 1.

2.2.1 ONF

2.2.1.1 Surfaces d'exploitation minière

L'ONF a réalisé sur QGIS une **cartographie cumulative des surfaces minières exploitées** initialement à partir d'images SPOT 2, 4, 5 et depuis 2016 des images Sentinel-2. Il arrive ponctuellement d'avoir recours aux images Pléiade, Landsat ou des orthophotographies.

A cette couche cartographique est associée une table attributaire contenant : un identifiant unique pour chaque polygone représentant une surface exploitée, le primo déforestant de la zone exploitée, la **date du début d'exploitation** du primo déforestant, le **type d'activité** (légale / illégale), le **type d'exploitation** (primaire / alluvionnaire) et la surface (en hectare) de la zone exploitée.

⁷ <https://meteofrance.gf>

2.2.1.2 Habitats

En 2015, Stéphane GUITET a réalisé à partir d'images SRTM 30 m un catalogue des habitats⁸ (définis par la topographie et les principales familles de plantes) forestiers de Guyane (Guitet, 2015). Nous avons constaté qu'une grande partie des sites exploités appartenait au même habitat, et l'ajout de cette information dans le tableau de données faussait le nombre d'observations étudiées car une surface exploitée pouvait appartenir à plusieurs habitats. Cette variable n'a donc pas été retenue.

2.2.2 PaG

2.2.2.1 Typologie des évolutions de la végétation

Une cartographie des types d'évolution de la végétation sur les sites d'orpaillage a été réalisée par Clément HUET du PaG, à partir de données satellite pour les années 2015 et 2020.

Sur des images SPOT-6/7 de 2015, il a réalisé à la main, sur QGIS, dans les polygones de surfaces d'exploitations minières, une délimitation de différents types de reprise de végétation. Ce même travail a été appliqué sur des images Sentinel-2 de 2020. Les évolutions de végétation ont été catégorisées de manière subjective par Clément HUET en sol nu (sol sans végétation et avec ou sans plantes herbacées), végétation altérée (dentelle de sol nu, buisson, arbres et plantes herbacées) et végétation haute (forêt se rapprochant d'une forêt secondaire) (figure 1).

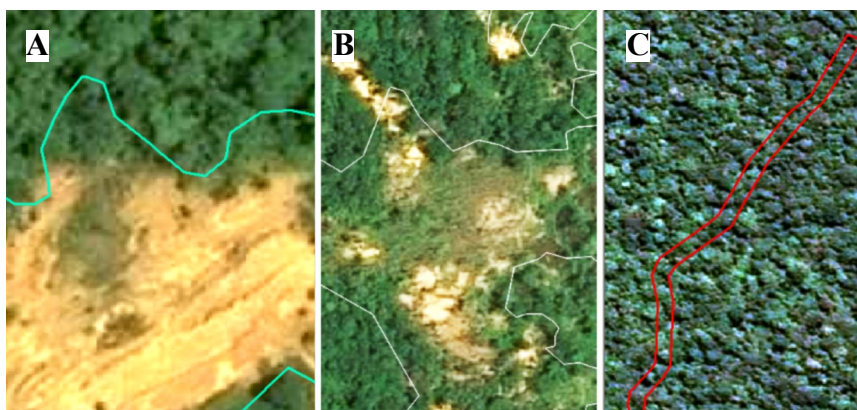


Figure 1 : Catégorisation des états de reprise de la végétation en 2015 et 2020, les lignes définissent des limites de surfaces d'exploitation (Huet, 2020) : A = sol nu, B = végétation altérée, C = végétation haute.

⁸ La reconnaissance des habitats permettrait de prédire la présence et l'abondance des différentes espèces dans un espace donné. Ainsi, l'établissement de relations entre milieu et association végétales rendrait possible la prédiction de biodiversité dans les régions moins connues.

Une cartographie des barranques a été réalisée par Pierre JOUBERT au PaG, en 2021 sur QGIS dans le but de mettre en relief les surfaces d'eau qui persistent même après la fin d'activités sur les sites miniers. Un traitement semi-automatique a été réalisé sur les données Sentinel-2 de 2020. Après réalisation d'un raster virtuel (VRT) avec les bandes 11, 8, 4 et 3, une classification supervisée avec modèle a été appliquée aux images. Le traitement Gaussian Mixture Model (GMM) s'avérait le plus satisfaisant en limitant les artefacts qui ont été nettoyés à la main (Joubert, 2021).

2.2.2.2 Observations d'activités illégales

L'observation d'activités illégales, autre que le primo déforestant, est aussi intégrée au jeu de données. Les observations sont faites selon différentes procédures. Il peut s'agir d'informations relevées lors de survols ou de missions de terrain par le réseau des acteurs impliqués dans l'OAM (Force Armées de Guyane, Gendarmerie, ONF, PaG et EMOPI). A ceci s'ajoute pour le territoire du PaG uniquement, un survol hélicoptère protocolé réalisé tous les cinq / six mois par les équipes du PaG.

2.2.3 Cadastre minier Camino

Les informations administratives et géographiques pour les titres miniers valides et autorisation d'exploitation en Guyane sont accessibles sur le site camino.beta.gouv.fr. Depuis la mise en place du cadre administratif en 2001, le code minier impose l'obtention de titres miniers ou d'autorisation accordés par l'État pour la prospection et l'exploitation aurifère. Ceux-ci sont décrits plus précisément en annexe 2. Les indices d'activités légales sont étudiés sur les AEX (Autorisation d'exploitation) et les PEX (Permis exclusif d'exploitation). Grâce à ces données, des indices d'activités légales, autres que le primo déforestant, sont localisés et intégrés dans la base de données.

2.3 Pré-traitements des données

2.3.1 QGIS et R

2.3.1.1 Calcul des surfaces exploitées

Un des premiers objectifs est d'exclure les surfaces en eau (barranques) des surfaces d'évolution de la végétation, ce qui n'avait pas été fait dans les études précédentes. Ces

surfaces en eau se retrouvaient donc principalement dans la catégorie « sol nu » mais aussi dans d'autres catégories de la typologie. Ces surfaces constituent un biais dans la mesure où les surfaces en eau persistantes dans le temps limitent de fait, la reprise de la végétation et faussent l'analyse des dynamiques d'évolution. Le traitement de couche de vecteurs a été fait sur le logiciel de cartographie QGIS (version 3.28.4) et le logiciel R (version 4.3.2) package sf. Les polygones d'évolution de la végétation entre 2015 et 2020 sont intersectés avec ceux des surfaces exploitées (QGIS fonction "intersection"). La surface en hectare de chaque polygone est calculée (R fonction "st_area"). Ensuite, les polygones de barranques ont été retirés des polygones précédents (QGIS fonction "différence"). La surface en hectare de chaque polygone est à nouveau calculée.

Néanmoins cette correction n'est que partielle. Les données d'évolution de la végétation et de cartographie des barranques ont été générées avec des approches méthodologiques très différentes (voire paragraphe 2.2). De plus, la sensibilité de la méthodologie de détection des barranques a été analysée dans le cadre du présent stage (voir ci-dessous). En effet, cette méthode ne détecte pas toute les surfaces en eau. Il faut aussi noter que les superficies en barranques/bassins n'étaient disponibles que pour l'année 2020. Leur retrait à la couche d'information de typologie de la végétation a été faite pour 2020 mais aussi pour l'année 2015. Comme certains bassins ont été créés entre 2015 et 2020 et ont pu perdurer jusqu'en 2020, des surfaces de l'année 2015 ont pu être retirées à tort.

2.3.1.2 Effet lisière et coefficient d'ouverture : application d'une zone tampon interne

Une fois l'exploitation terminée, les zones en lisière de forêt offrent généralement des conditions favorables à la germination de graines de part l'ombrage, l'humidité et l'apport de matière organique (Salomon *et al.*, 2016), il s'agit de "l'effet lisière". SOLICAZ et d'autres bureaux d'étude ont alors prouvé que l'effet lisière est perceptible sur les 20 premiers mètres depuis le massif forestier non impacté (Salomon *et al.*, 2016). Pour cette raison nous avons calculé pour chaque surface exploitée la proportion de la surface ne bénéficiant pas d'un "effet lisière". Sur QGIS, une zone tampon interne de 20 mètres a été appliquée aux surfaces exploitées, puis retirée (figure 2). La surface restante des polygones a ensuite été calculée sous R, ainsi que la proportion de surface restante par rapport à la surface exploitée totale.

Cette proportion permet de prendre en compte la forme de l'exploitation et de définir un coefficient d'ouverture (figure 2). Les surfaces exploitées avec des surfaces plus étroites devraient ainsi être plus fréquemment sujettes à une reprise de végétation (haute ou altérée) que les surfaces exploitées avec de larges surfaces. Les zones ouvertes sur plus de 40 mètres (20 mètres de chaque côté) auraient une reprise de végétation moins importante (Salomon *et al.*, 2016).

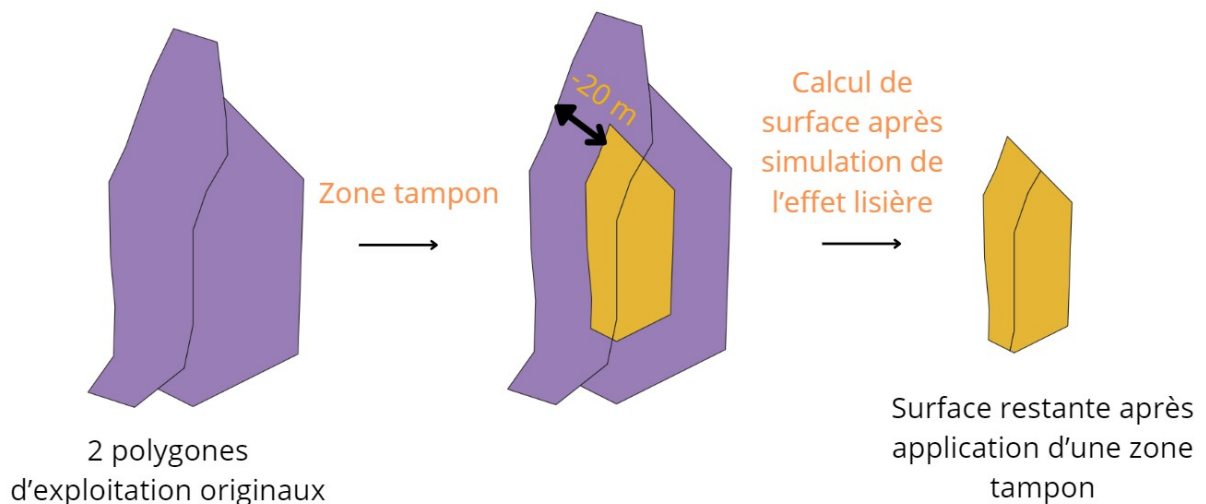


Figure 2: Schéma de l'application d'une zone tampon de 20 mètres sur les polygones de surfaces exploitées pour simuler l'effet lisière et définir le coefficient d'ouverture du milieu.

2.3.1.3 Durée sans perturbation - Nombre d'années actives

→ Indice administratif d'activité légale - données CAMINO

Les données CAMINO ont été intersectées avec les données de surfaces exploitées. A partir des dates de début et de fin d'autorisation d'exploitation et de permis d'exploitation, le temps écoulé entre la dernière exploitation et l'observation sur les images Sentinel-2 de 2020 a pu être calculé, on parlera de **durée sans perturbations** dans la suite de l'étude. Le **nombre d'années d'activité** légale entre 2000 et 2020, 2020 compris, a pu être comptabilisé. Le terme "administratif" est ici utilisé car nous ne disposons pas de données de suivi de l'activité légale sur le périmètre du titre issues de contrôle terrain ou de suivi par images satellitaires d'une donnée théorique d'exploitation basée sur les dates de début et de fin des titres administratifs.

→ Observations d'activités illégales

Lors de vols hélicoptérés, un point GPS associe l'activité illégale observée sur un site à une date de début d'activité et une date d'observation. Chaque point GPS a été associé au polygone le plus proche (QGIS, fonction "joindre les attributs par le plus proche"). Nous avons admis que la date de la dernière observation était la date de fin d'activité. Le **temps écoulé entre la dernière activité et les images de 2020** est ainsi calculé, tout comme le **nombre d'années** pendant lesquelles il y a eu une **activité** entre 2000 et 2020, 2020 compris.

Pour une année donnée, si un indice administratif d'activité légale et une observation d'activités illégales étaient relevés pour un même polygone, alors l'année active n'était comptabilisée qu'une seule fois.

2.3.1.4 Polygones de surfaces d'exploitation de l'ONF

Pour les polygones de surface exploitée relevés par l'ONF sans indices d'activités légales, et sans observations d'activité illégale, le **nombre d'années avec exploitation active** a été considéré comme valant 1 (différence entre la date de fin et la date de début d'activité). Le **durée sans perturbation** de ces polygones est égale à la différence entre la date d'observation des images d'évolution de la végétation de 2020 et la date de fin d'exploitation. Si les polygones avaient une fin d'exploitation avant 2000, alors leur durée d'absence de perturbation est considérée comme d'au moins 21 ans afin de suivre la même logique que pour les données d'indices d'activité légale et l'observation d'activité illégales (limitées à la période 2000-2020).

2.3.2 Variables étudiées

Ainsi, à partir des données fournies par l'OAM, plusieurs indicateurs ont été réfléchis et construits pendant ce stage en prenant en compte les biais présents et créés. Ces indicateurs sont les variables étudiées dans l'étude actuelle. La variable expliquée est l'état de la végétation en 2020 qui se divise en trois catégories : haute, altérée et sol nu (voir les effectifs en annexe 3). Les variables explicatives sont l'état de la végétation en 2015 (haute, altérée, sol nu), le coefficient d'ouverture, le type d'activité (légale / illégale), le type d'exploitation (primaire / alluvionnaire), la surface (ha), la durée sans perturbation (années) et le nombre

d'années d'exploitation actives (les effectifs par variable et par catégorie sont en annexe 4), Au total, le jeu de données compte 18432 observations.

Certaines incohérences étaient présentes dans le jeu de données, comme un état de la végétation en sol nu en 2015 pour une début d'exploitation après 2015. Ces données ont été supprimées de jeu de données (n = 240).

2.3.3 Hypothèses sur les effets des variables explicatives

Étant donné le contexte et les données mis à disposition, plusieurs hypothèses sont émises :

- L'exploitation illégale est moins responsable de présence de surfaces de sols nus que l'exploitation légale.
- L'exploitation primaire légale est responsable d'une plus faible reprise de la végétation.
- L'exploitation primaire permet un meilleur gain de végétation que sur les sites d'exploitations alluvionnaires.
- La végétation a plus de mal à recoloniser des larges surfaces d'exploitations, et cela d'autant plus qu'elles sont grandes.
- Plus le temps écoulé entre la dernière exploitation et l'observation est long, meilleur est le gain de la végétation. Plus une exploitation a été exploitée un grand nombre de fois, moins bonne est la reprise de la végétation.

2.4 Analyses des données

Les analyses statistiques sont réalisées sur R.

2.4.1 Corrélation des variables

Avant de réaliser des modèles avec les variables données, nous avons vérifiés qu'elles ne soient pas corrélées entre elles en vérifiant l'absence de répartition non aléatoire (annexe 6 A), et en calculant le coefficient de Pearson (annexe 6 B, C).

2.4.2 Modèles multinomiaux

La variable à expliquer, état de la végétation en 2020, est une variable qualitative catégorielle (trois catégories : haute, altérée, sol nu). Les variables explicatives sont des variables qualitatives et quantitatives. Ainsi des modèles de régressions logistiques multinomiales sont utilisés. Les régressions logistiques multinomiales sont réalisées avec

la fonction `brm()` du package `brms` (Bürkner, 2017) pour observer l'impact du type d'exploitation, du type d'activités, la surface restante après application d'un buffer à 20 mètres, l'état de la végétation de 2015, le nombre d'années d'exploitations actives et la durée sans perturbation jusqu'à l'observation en 2020 sur le type d'évolution de la végétation en 2020.

2.4.2.1 Inférence Bayésienne

Les méthodes Bayésiennes sont adaptées aux problèmes de gestion des ressources naturelles notamment car elles permettent de prendre en compte des éléments que les gestionnaires ne peuvent prévoir ou influencer (Dorazio & Johnson, 2003). L'approche statistique bayésienne permet une estimation directe de chacun des paramètres de nos données avec son propre intervalle de confiance (Hartig *et al.*, 2014). Ainsi, grâce à l'inférence bayésienne, il est possible de directement quantifier l'incertitude de toutes variables d'intérêt en limitant l'étendue et la distribution de l'estimation des paramètres à des intervalles réalistes (Dezécache *et al.*, 2017). Contrairement aux modèles fréquentistes, il n'y a plus nécessité d'avoir recours à une prise de décision binaire qui repose sur les p-values et intervalles de confiance (Bürkner, 2017).

2.4.2.2 Comparaison de modèle

La comparaison de modèle (annexe 5 et figure 4) permet ainsi de choisir le modèle qui décrit le mieux l'information et qui contient le minimum de variables. Le but est d'avoir un modèle qui se généralise le mieux aux nouvelles données pour ainsi l'appliquer à d'autres jeux de données (Magnusson *et al.*, 2020). Les variables, ainsi sélectionnées, sont celles qui apportent le plus d'informations sur la répartition de la variable à expliquer. Elles seront les indicateurs à cibler permettant un suivi des dynamiques d'évolution de la végétation sur les sites miniers. Les premiers modèles à une variable explicative permettent de désigner la variable qui explique le plus la répartition de la variable expliquée (figure 4). Ensuite, de nouveaux modèles sont réalisés avec la combinaison de la première variable avec chacune des autres variables. La meilleure combinaison de deux variables est sélectionnée. Cette procédure est alors répétée autant de fois qu'à chaque fois qu'une variable est ajoutée, elle apporte une

information significative. Chaque nouveau modèle est comparé à un modèle qui n'a pas été fait avec la dernière variable ajoutée.

Tableau 1: Modèles réalisés pour la sélection de variables, les lignes en gras et surlignées sont l'ordre dans lequel l'ajout de variables apportent de l'information, de la plus informative à la moins informative ; les variables et combinaisons de variables en gras et surlignées sont celles apportant le plus d'information au modèle.

Modèles	Variable expliquée	Variabes explicatives
M0	État de la végétation en 2020	-
M1		1 = État de la végétation en 2015
M2		2 = Coefficient d'ouverture
M3		3 = Type d'exploitation (primaire / alluvionnaire)
M4		4 = Type d'activité (légale / illégale)
M5		5 = Surface des polygones (ha)
M6		6 = Nombre d'années actives
M7		7 = Durée depuis la dernière exploitation
M8		1 + 2
M9		1 + 3
M10		1 + 4
M11		1 + 5
M12		1 + 6
M13		1 + 7
M14		1 + 2 + 3
M15		1 + 2 + 4
M16		1 + 2 + 5
M17		1 + 2 + 6
M18		1 + 2 + 7
M19		1 + 2 + 7 + 3
M20		1 + 2 + 7 + 4
M21		1 + 2 + 7 + 5
M22		1 + 2 + 7 + 6
M23	1 + 2 + 7 + 4 + 3	

M24		1 + 2 + 7 + 4 + 5
M25		1 + 2 + 7 + 4 + 6
M26		1 + 2 + 7 + 4 + 6 + 5
M27		1 + 2 + 7 + 4 + 6 + 3
M28 – Modèle complet		1 + 2 + 7 + 4 + 6 + 5 + 3

2.4.2.3 Modèle testés

Dans un premier temps, plusieurs modèles sont réalisés (tableau 1) et comparés pour faire de la sélection de variables. Dans un second temps, un modèle dit “complet” (tableau 1 M28) est réalisé pour observer quels effets ont les variables désignées par la comparaison de modèles précédents sur l'évolution de la végétation en 2020. La probabilité de devenir de la végétation en 2020 en fonction de chaque variable est analysée. Pour une valeur en abscisse, la somme des ordonnées de chaque état de la végétation en 2020 vaut 1 (exemple analyse de la figure 5).

3. Résultats

3.1 Devenir en 2020 des états de la végétation de 2015

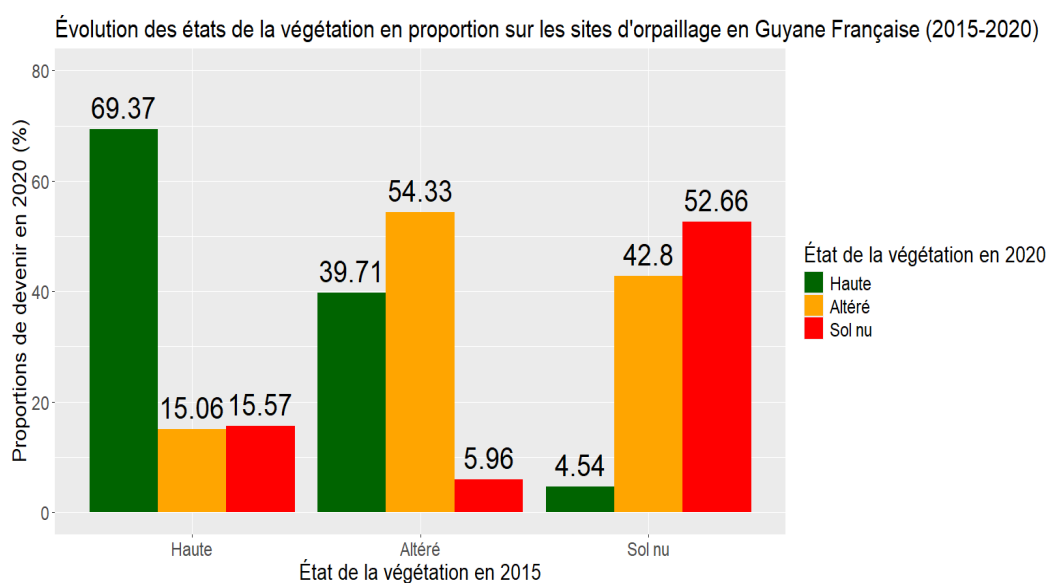


Figure 3 : Évolution des états de la végétation entre 2015 et 2020 en proportion.

La figure 3 présente les proportions des surfaces (%) de l'état de la végétation en 2020 en fonction de ce qui a été observé en 2015. En 2015, 28449 ha avaient été cartographiés comme déforestés suite à une exploitation minière (légale ou non) sur la période 2000-2015. Ces zones déforestées précédemment se répartissaient en 2015 selon les trois catégories : 10 380 ha haut, 15 512 ha altéré, 2 557 ha sol nu.

Nous pouvons constater qu'une grande partie des états de végétation de 2015 se maintient en 2020. Les dynamiques de devenir sont en revanche variables. 39,7 % de ce qui était altéré en 2015 devient de la végétation haute en 2020, et 42,8 % de sol nu devient altéré, alors que 15 % de la végétation haute devient de la végétation altérée ou du sol nu, et seulement 4,5 % de sol nu devient de la végétation haute en 2020.

3.2 Sélection de variables

La figure 4 présente les résultats de comparaison des différents modèles réalisés (tableau 1). Les différences entre elp valant 0 désignent les modèles expliquant une plus grande partie de la distribution de la répartition de la variable expliquée en comparaison aux autres modèles, et dont celui sans la dernière variable ajoutée..

En réalisant les modèles avec une seule variable explicative (figure 4 A), nous constatons que les quatre variables qui apporte le plus d'information sur la répartition de la distribution des catégories de l'état de la végétation en 2020 sont dans l'ordre : l'état de la végétation en 2015 (M1), le coefficient d'ouverture (M2), le type d'activité (M4), et la durée sans perturbation (M7) (tableau 1). Le type d'exploitation (M3), le nombre d'années actives (M6) et la surface (M5) sont en revanche des variables qui n'apportent pas d'information significative par rapport au modèle nul (M0) (figure 4 A).

Lorsque nous procédons à la sélection de variables en réalisant de manière itérative des modèles avec différentes combinaisons de variables, nous constatons que l'état de la végétation en 2015 est la variable qui explique la plus grande part de la variance de la distribution des catégories de végétation en 2020 (M1) (figure 4 A). Viennent ensuite dans l'ordre la combinaison avec le coefficient d'ouverture (M8) (figure 4 B), à quoi s'ajoute la durée sans perturbation (M18) (figure 4 C), puis le type d'activité (M20) (figure 4 D), le nombre d'années exploitées (M25) (figure 4 E), le type d'exploitation (M26) (figure 4 F) et enfin la surface des polygones d'exploitation (M28) (figure 4 G).

La variable ajoutée dans le modèle M18 (tableau 1, figure 4 C) est la durée sans perturbation, la variable ajoutée dans le modèle M15 (tableau 1, figure 4 C) est le type d'activité (légale / illégale). Ces deux variables apportent autant d'information l'une que l'autre au modèle par rapport au modèle M8 dans lequel elles n'étaient pas. Chaque variable ajoutée apporte significativement de l'information à notre modèle, mais en quantité différente. Le modèle optimal est le modèle complet (figure 4 G).

Avant d'entrer dans l'analyse détaillée des résultats, rappelons les différentes évolutions de la végétation :

- un gain de végétation,
- un maintien de l'état de la végétation,
- recul de la végétation (dégradation et maintien de l'état le plus dégradé).

3.3 Résultats par variable explicative

3.3.1 État de la végétation en 2015

Pour une catégorie en abscisse, la somme de chacun des points vaut 1. Par exemple, si la végétation était haute en 2015, la probabilité de passer en végétation haute vaut 0,55, celle de passer en végétation altérée vaut 0,23 et celle de passer en sol nu vaut 0,22, leur somme vaut 1. Cette logique logique est à appliquer à tous les résultats.

La dynamique d'évolution de la végétation entre 2015 et 2020 est différente selon l'état de la végétation en 2015 (figure 5). Les points saillants sont les suivants

- les végétations altérée et haute ont de forte chance (probabilités $> 0,5$) de se maintenir dans cet état en 2020.
- une surface de sol nu en 2015, a plus de chance de passer en végétation altérée (probabilité $\sim 0,5$) et de rester en sol nu (probabilités $\sim 0,45$) que de passer en végétation haute.

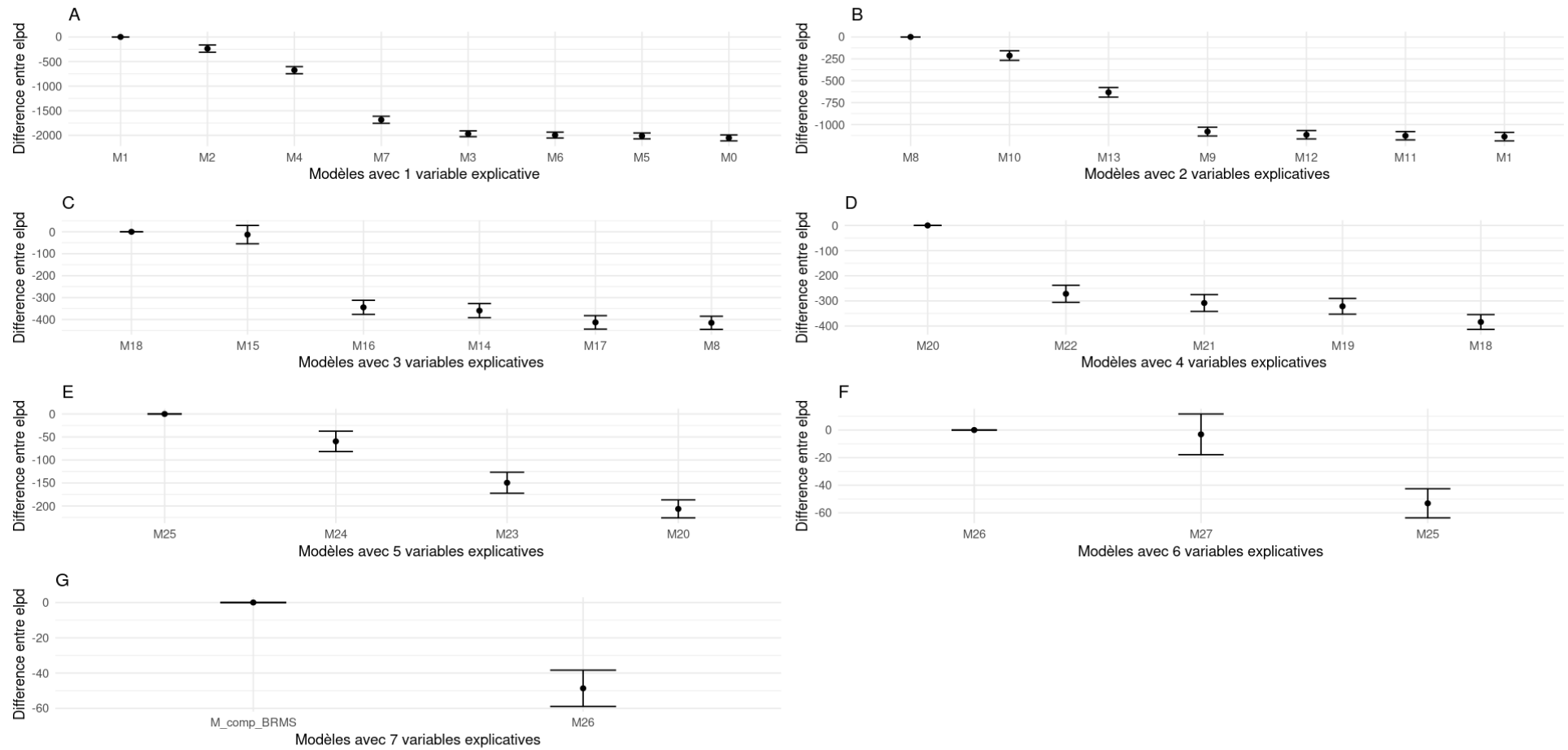


Figure 4 : Différences entre elpd de modèles, le tableau 1 décrit le détail des modèles ci-dessus ; A : modèle avec une seule variable explicative ; B : modèles avec deux variables explicatives ; C : modèles avec trois variables explicatives ; D : modèles avec quatre variables explicatives ; E : modèles avec cinq variables explicatives ; F : modèles avec six variables explicatives ; G : modèle avec les sept variables explicatives, modèle complet.

Par ailleurs, une végétation altérée en 2015 a une probabilité d'environ 0,35 de passer en végétation haute et d'un peu plus de 0,1 de passer en sol nu. Une végétation haute en 2015 a autant de chance de passer en végétation altérée qu'en sol nu (0.24-0.23). Nous pouvons constater qu'il y a environ 5 fois plus de chances de passer en végétation haute lorsque l'état de la végétation de 2015 était altéré plutôt qu'en sol nu. Il y a environ 1,6 fois plus de chance de rester en végétation haute que de le devenir depuis l'état altéré en 2015.

Nous constatons globalement un maintien ou un gain de végétation quelque soit l'état de végétation en 2015 mais aussi un maintien important de sol nu entre 2015 et 2020. A ceci s'ajoute un recul de végétation pour la végétation haute avec un retour au sol nu.

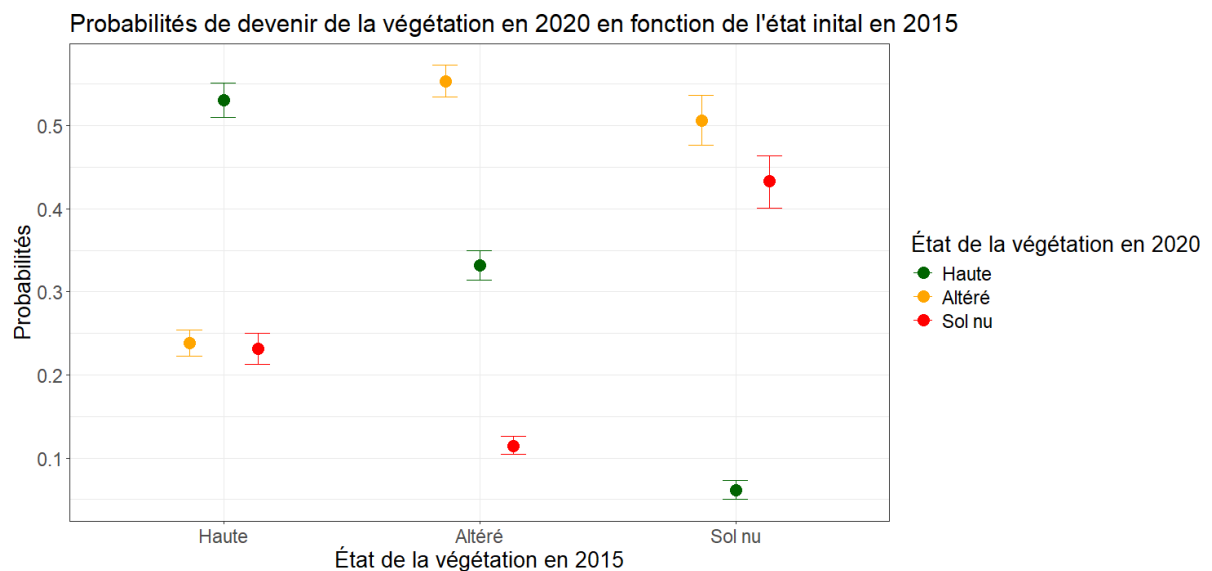


Figure 5 : Probabilités de devenir de la végétation en 2020 en fonction de ce que c'était en 2015.

3.3.2 Coefficient d'ouverture de la surface d'exploitation

La figure 6 représente les probabilités de passage en différents états de végétation en 2020 en fonction du coefficient d'ouverture, selon l'état initial en 2015. Plus le coefficient d'ouverture augmente, plus la probabilité de passer en sol nu augmente, et plus celle de passer en végétation haute diminue. Le passage et maintien en végétation altérée suit une dynamique en cloche pour les états initiaux en végétation haute et altérée, les probabilités maximales de passage en végétation altérée sont atteintes pour des coefficients d'ouverture entre 60 et 80 %.

Si la végétation était haute en 2015, alors une augmentation du coefficient d'ouverture de 20 % entraîne une baisse de la probabilité de maintien de végétation de plus de 0,1, et une augmentation de la probabilité de recul de la végétation d'environ 0,09. Si la végétation était altérée en 2015, alors une augmentation du coefficient d'ouverture de 15 % entraîne une baisse de la probabilité de gain en végétation de 0,1, et une augmentation de probabilité de recul de la végétation d'environ 0,02.

Lorsque le coefficient d'ouverture augmente de 30 %, la probabilité de rester en sol nu est environ deux fois plus importante que la probabilité d'avoir un gain en végétation (la probabilité de rester en sol nu augmente d'environ 0,1 alors que la probabilité de passage en végétation haute ou altérée baisse d'environ 0,05).

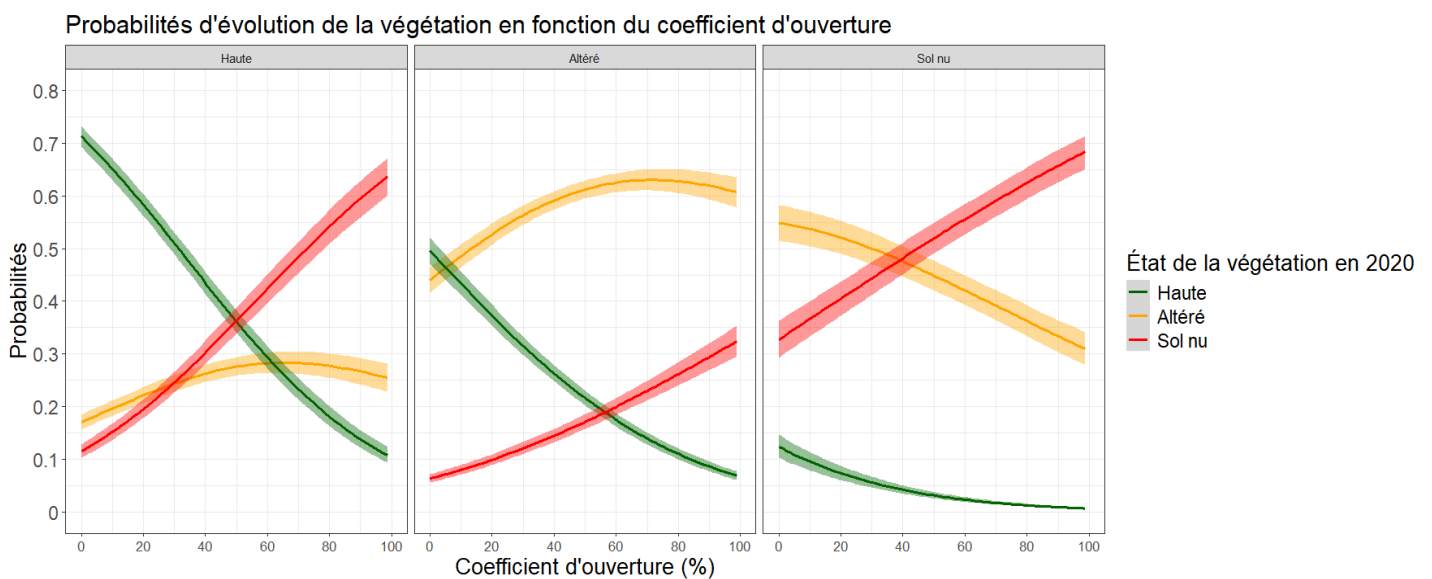


Figure 6 : Probabilité d'évolution de l'état de la végétation en 2020 en fonction du coefficient d'ouverture (%). Le coefficient d'ouverture correspond au pourcentage de surface restant lorsqu'une zone tampon de 20 mètres a été appliquée aux polygones de surface d'exploitation pour simuler l'effet lisière.

3.3.3 Durée sans perturbations

La figure 7 représente les probabilités de d'évolution de la végétation entre 2015 et 2020 en fonction du nombre d'années sans perturbation (au sens exploitation minière légale ou non) subies entre 2000 et 2020. La dynamique observée est sensiblement la même pour les trois types de végétation de 2015. Plus le nombre d'années sans perturbation augmente, plus la

probabilité de passer en sol nu diminue et plus celle de passer en végétation haute augmente. La probabilité de passer en végétation altérée diminue avec la durée sans exploitation, sauf pour l'état sol nu en 2015.

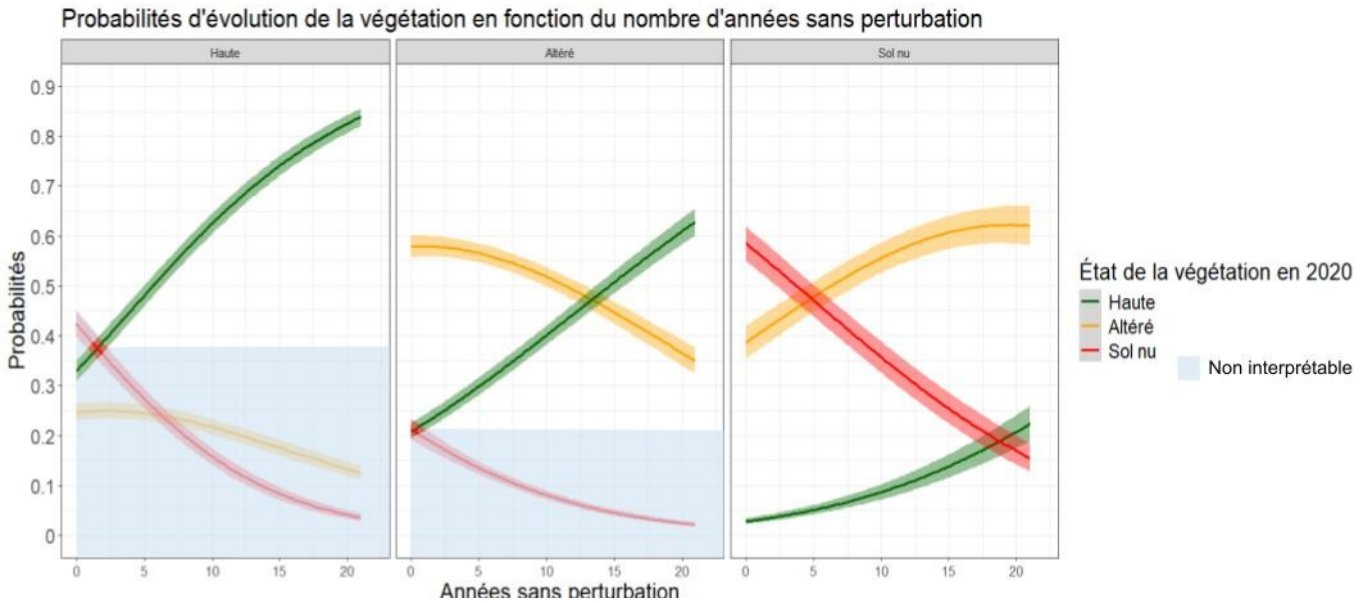


Figure 7 : Probabilité de passage d'état de la végétation en 2020 en fonction du nombre d'années sans perturbation et en prenant en compte l'état de végétation de 2015.

Si la végétation était haute en 2015 et que la durée sans perturbation est de plus de 5 ans, il n'est pas interprétable d'être en végétation altérée ou en sol nu en 2020. Alors la probabilité de rester en végétation haute augmente de 0,3 pour une durée sans perturbation de 10 ans à peu près. De même si la végétation était altérée en 2015, il n'est pas interprétable d'être en sol nu en 2020 s'il n'y a pas eu de perturbations depuis au moins 5 ans. Pour 0 à 1 années sans exploitation, il y a autant de chances de passer en végétation haute ou en sol nu (9,5 à 22 % de chances). Entre 0 et 13 années sans exploitation, la probabilité de rester en végétation altérée est supérieure à la possibilité de passer en végétation haute (probabilité qui diminue environ de 0,58 et 0,49). Il y a deux fois plus de chances d'avoir un gain de végétation (augmentation de probabilité de 0,26) que d'avoir un recul de la végétation (baisse de probabilité de 0,13).

Si la surface exploitée était en sol nu en 2015, alors la probabilité de passer en végétation haute augmente de 0,07 entre 0 et 10 ans, puis de 0,1 au-delà de 10 ans sans perturbation. La probabilité de rester en sol nu diminue d'environ 0,20 tous les 10 ans, quand la probabilité de passer en végétation altérée augmente de d'environ 0,20. Une probabilité maximale d'être en

végétation altérée atteint une valeur 0,65 à environ 18 années sans perturbation avant de chuter.

3.3.4 Type d'activité

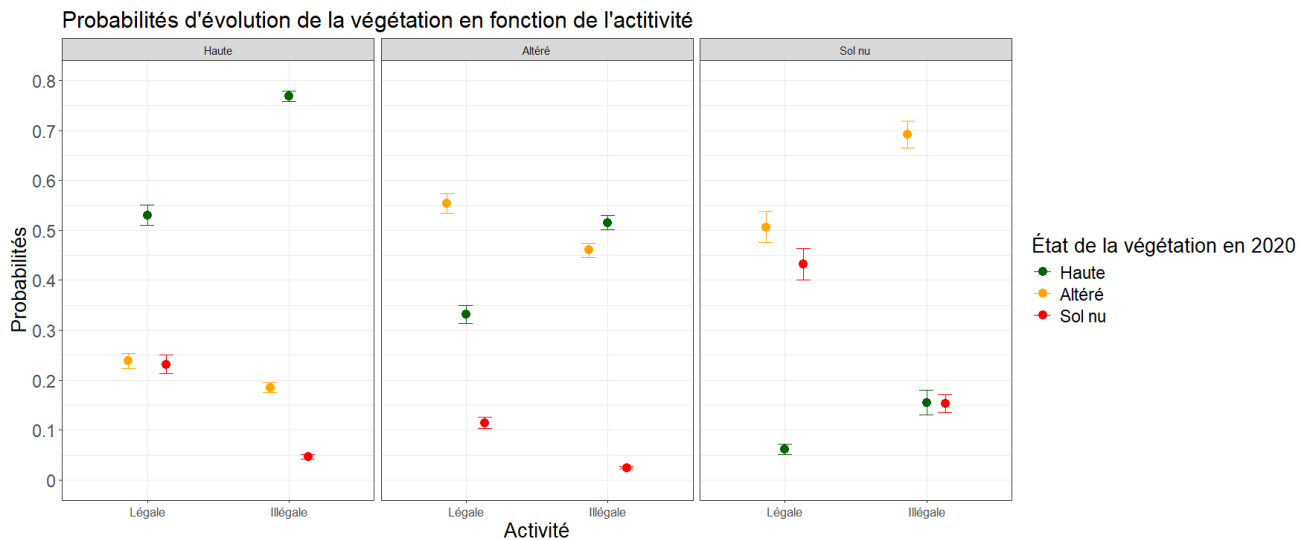


Figure 8 : Probabilité du devenir de l'état de la végétation en 2020 en fonction du type d'activité au primo déforestant (légal / illégal) selon l'état de végétation dans lesquelles les surfaces exploitées étaient en 2015.

Nous observons la probabilité du devenir de la végétation en 2020 en fonction du type d'activité (légal / illégal) et selon le type de végétation en 2015 (figure 8).

Qu'importe le type de végétation de 2015, nous pouvons constater que la probabilité de maintien de la végétation haute ou de gain de la végétation est plus forte lorsque le primo déforestant est illégal que légal, seule les proportions sont différentes. En revanche, le recul de la végétation en 2020 est plus probable pour des activités légales qu'illégales quelque soit la végétation en 2015.

Dans le cas d'une végétation haute en 2015, la probabilité de se maintenir en végétation haute si l'activité est illégale est d'un peu plus de 0,75, et d'un peu plus de 0,50 si l'activité est légale. Il y a environ 24% de chance de recul de la végétation avec une activité légale, contre moins de 18 % si l'activité est illégale.

Lorsque la végétation est altérée en 2015, il y a un peu plus de 50 % de chances de gain de végétation dans le cas d'une activité illégale, et plus de 30 % en activité légale. Il y a environ

12 % de chances de recul de la végétation en activité légale, contre moins de 5 % de chance avec une activité illégale. Les probabilités de maintien sont les plus élevées, environ 56 % pour l'activité légale, et environ 46 % pour l'illégale.

Enfin, si les surfaces exploitées étaient en sol nu en 2015, elles ont environ 17 % de chances de passer en végétation haute en 2020 avec une activité illégale, et environ 7 % lors d'une activité légale. Les chances de maintien du sol nu entre 2015 et 2020 sont de 42 % en légal contre 17 % en illégal. Qu'importe l'activité, il y a une plus grosse probabilité de passer en végétation altérée en 2020 (environ 50 % si l'activité est légale, et 68 % si l'activité est illégale) que de se maintenir en sol nu ou de passer en végétation haute.

3.3.5 Années d'activités

La figure 9 représente les probabilités d'évolution de la végétation en 2020 en fonction du nombre d'années d'activités.

Le nombre d'années actives sur une surface exploitée apporte une information non nulle mais pas significative (M6 tableau 1, figure 4 A) par rapport au modèle nul. Cependant l'ajout de cette variable améliore faiblement mais significativement le modèle comprenant les quatre variables (modèle M25 tableau 1, figure 4 E), nous l'avons donc conservée dans le modèle final (modèle complet). La combinaison de variables du modèle à cinq variables (figure 4 E) apporte une information significative mais les tendances observées des probabilités d'évolution de la végétation de 2020 en fonction du nombre d'années actives (figure 9) (modèle M6 tableau 1) sont inversées par rapport aux tendances observables à partir du modèle complet (annexe 7) M28 (tableau 1). En effet, cela peut-être dû à des interactions entre variables explicatives et/ou des corrélations que je n'ai pas eu le temps d'explorer. Par conséquent, j'ai choisi de ne montrer que les tendances de probabilités du modèle à une variable (M6 tableau 1, figure 9).

Nous constatons que jusqu'à un nombre d'années d'exploitation de 16 ans, la probabilité de passer en végétation haute est supérieure à celle de passage en végétation altérée, bien que respectivement elles soient décroissantes et croissantes. La probabilité de passage en végétation haute diminue de 0,08 tous les 10 ans, quand celle de passage en végétation altérée augmente d'environ 0,07.

Le nombre d'années d'exploitation ne semble pas affecté le devenir en 2020 en sol nu, la probabilité de passage en sol nu stagne entre 0,1 et 0,15.

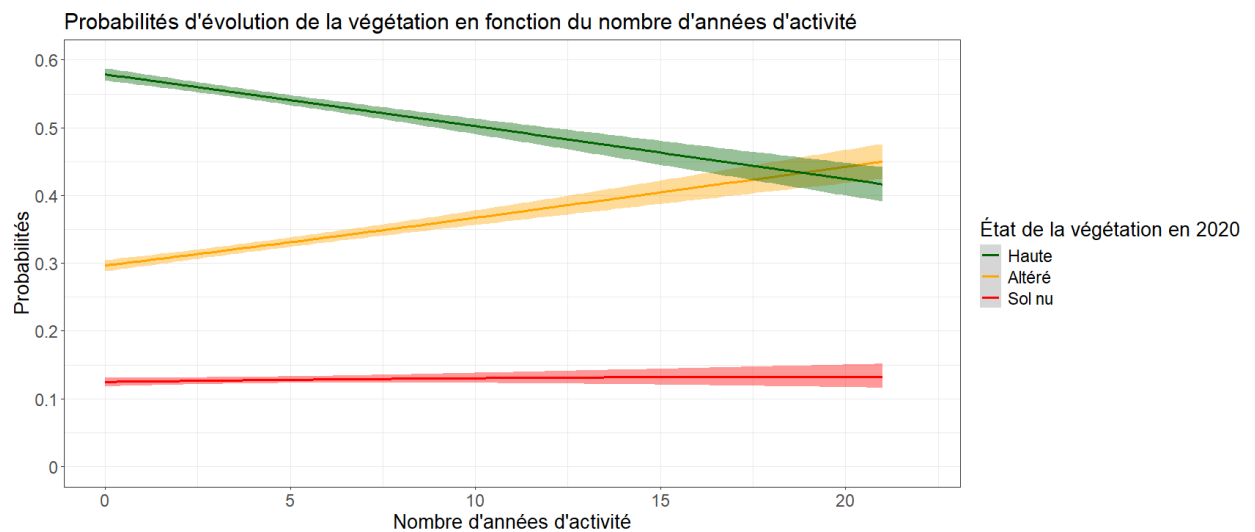


Figure 9 : Probabilités de devenir de la végétation en 2020 en fonction du nombre d'années d'exploitation d'une surface exploitée.

3.3.6 Type d'exploitation

Dans la figure 10, nous observons l'évolution de la végétation en 2020 en fonction du type d'exploitation seulement, modèle M3 (tableau 1). Par rapport au modèle nul, le "type d'exploitation" n'explique pas de manière significative la distribution des évolutions de la végétation en 2020 (figure 4 A). En revanche, dans le modèle complet, la part de variation expliquée est faible mais significative (figure 4 F). Les graphiques du modèle complet sont en annexe 8.

Nous observons une plus grande probabilité de gain de la végétation en exploitation alluvionnaire qu'en exploitation primaire. La probabilité de passage en végétation haute est de 0,55 en alluvionnaire contre environ 0,48 en primaire, et la probabilité de passage en végétation altérée est de 0,33 en exploitation alluvionnaire contre 0,26 en exploitation primaire. Il y a autant de chances de passer en état de végétation altérée qu'en sol nu sur une exploitation primaire, alors que la probabilité de passer en sol nu sur une exploitation alluvionnaire est proche de 0,12.

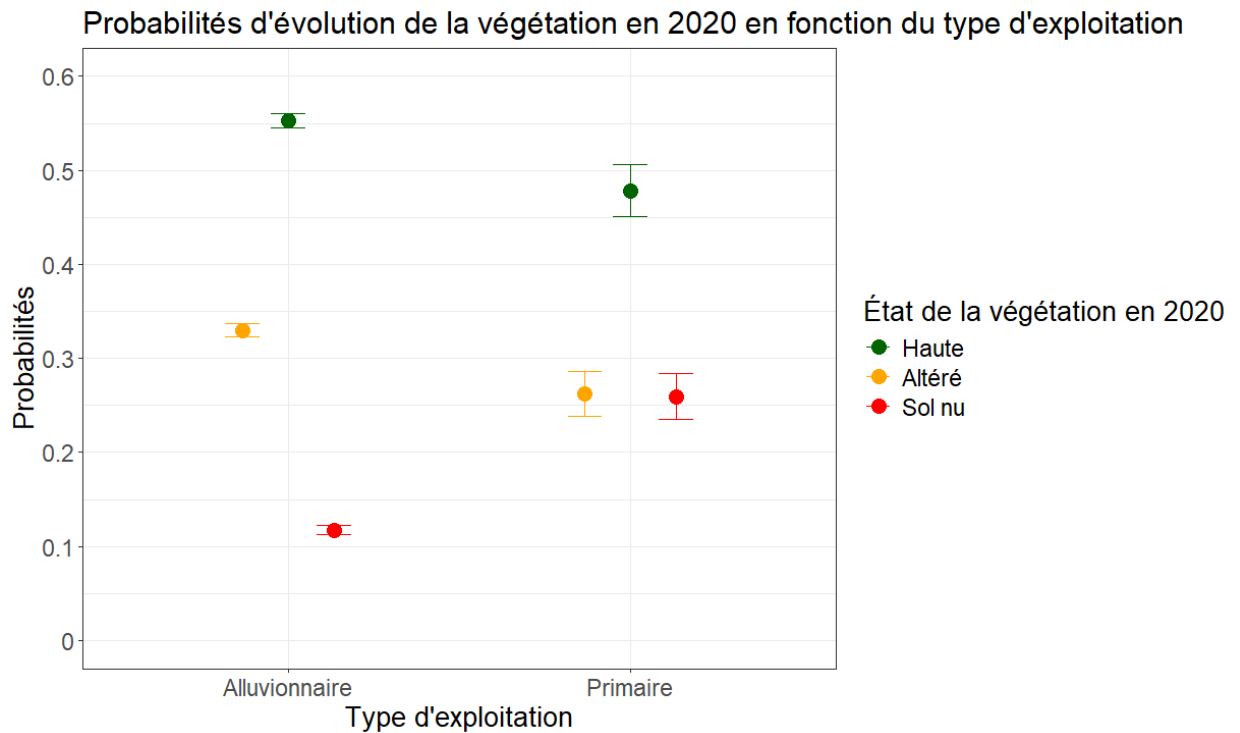


Figure 10: Probabilités de passages de la végétation en 2020 en fonction du type d'exploitation (alluvionnaire / primaire).

3.3.7 Surface d'exploitation

Pour les mêmes raisons que le “nombre d’années d’activité” (figure 4 G) (annexe 9), nous n’analyserons les probabilités d’évolution de la végétation en 2020 qu’en fonction de la surface exploitée (figure 11). Nous pouvons observer que plus la surface d’exploitation augmente, plus la probabilité de passage en végétation altérée augmente et plus la probabilité de passer en végétation haute diminue. La probabilité de passer en état sol nu reste relativement stable. Jusqu’à une surface de 50 ha, la probabilité de passer en végétation altérée augmente d’environ 0,1 tous les 10 ha. La probabilité de passer en végétation haute diminue de 0,1 lorsque la surface d’exploitation augmente de 10 ha jusqu’à une surface d’exploitation de 40 ha, au-delà de laquelle la probabilité de passage tend à se stabiliser proche de 0.

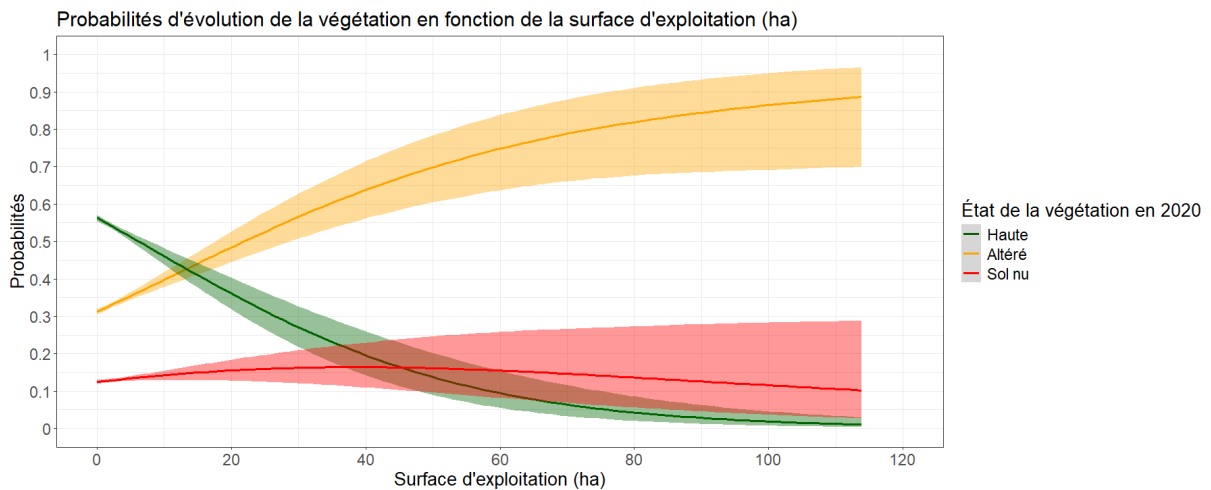


Figure 11: Probabilités d'évolution d'état de la végétation en 2020 en fonction de la taille de la surface exploitée.

4. Discussion

4.1 Des données robustes mais toujours perfectibles

Les données mises à disposition dans le cadre de ce stage étaient un ensemble inédit qui a permis une amélioration significative des analyses menées en terme de précision et de robustesse, par rapport aux études précédentes. Cependant un travail préliminaire de plusieurs mois a été nécessaire pour apurer et harmoniser les données, issues de différentes sources. Néanmoins, certains biais n'ont pas pu être évités ou ont été jugés négligeables.

4.1.1 Biais d'observation des états de la végétation en 2015 et 2020.

Nous avons constaté certaines incohérences dans les évolutions de la végétation entre 2015 et 2020. En effet, il n'est pas possible que des surfaces en sol nu en 2015 soient passées en végétation haute en 2020 en raison de la vitesse de recouvrement d'une surface qui ne peut se faire en seulement 5 ans post-exploitation. Il faut en moyenne entre 10 et 20 ans pour avoir un retour à une végétation équivalente à une forêt secondaire, et bien plus de temps encore pour la reconstitution d'une forêt primaire (Poorter *et al.*, 2021). Les incohérences constatées pourraient alors venir de plusieurs causes. La catégorisation de la végétation a été faite à la main, selon les critères subjectifs de l'opérateur, sur des images de

résolutions différentes. Par ailleurs les images de 2015 et 2020 sont issues de deux types de satellites différents ayant des capteurs de résolutions spatiales et spectrales différentes. Une première solution aurait été de disposer d'images issues des mêmes satellites pour 2015 et 2020 mais il n'y avait pas d'images Sentinel-2 pour 2015 et pas de mosaïque SPOT disponible pour 2020. Le choix a été fait par défaut de travailler sur des images satellites différentes. La détection des objets sur les images n'ont donc pas la même finesse de détails ce qui introduit un biais de reconnaissance des catégories de végétation⁹ déjà opérateur-dépendante. Notamment la catégorisation des types de végétation sur les données Sentinel-2 est plus facile : les sols nus se dissocient très clairement des surfaces végétalisées (annexe 10). L'obtention de ce type de résolution spectrale n'est cependant pas possible avec les images de SPOT 6-7.

Afin de mesurer l'effet opérateur, une perspective serait de comparer une digitalisation manuelle par un opérateur SIG et une détection automatique voire semi-automatique. Par exemple dans le cadre du présent stage, nous avons réalisé des tests encourageants sur les images PLANET de 2023 à très haute résolution (annexe 11, la résolution spatiale de 3.7 mètres sur quatre bandes spectrales), mais le signal spectral est moins fort que les images Sentinel-2 (annexe 12). Des biais de détection sont encore à affiner malgré les résultats pertinents (annexe 11).

4.1.2 Biais dans le calcul des surfaces de barranques via une détection semi-automatique.

Les biais de détection sont aussi présents dans la détection semi-automatique des barranques réalisée par Pierre Joubert (2021). La majorité des barranques sont détectées mais la surface fournie par l'algorithme n'est pas toujours exacte par rapport à l'image et à la donnée de terrain (annexe 13). Par ailleurs, le problème de turbidité des barranques est toujours impactant. La turbidité est globalement bien détectée, mais ponctuellement, les barranques présentant des eaux turbides restent exclues par la classification (Joubert, 2021). Ces incertitudes impactent donc les calculs de surfaces d'état de la végétation des images de 2015 et 2020. Un autre biais lié aux images satellites est la présence de nuages. En effet, le contexte climatique de la Guyane Française se caractérise par une forte couverture nuageuse en saison des pluies (Décembre-Juillet) comme en saison sèche (Août-Novembre) (Karasiak & Perbet, 2018). Les nuages très présents toute l'année peuvent alors soit masquer totalement la

⁹ Par exemple, les images Sentinel-2 ayant une moins bonne résolution spatiale, des surfaces exploitées définies en sol nu pourraient appartenir à la catégorie altérée sur une image SPOT 6-7.

visibilité des objets à détecter, soit générer des ombres qui devront être nettoyées à la main. Aussi, la présence de nuages implique une perte de précision de la détermination du début et de la fin d'exploitation des sites miniers car ils sont dépendants de leur observation et donc ne sont déterminés que lorsque la couverture nuageuse est absente.

4.1.3 L'erreur et la généralisation de l'information CAMINO et de relevé d'orpaillage qui biaisent les durées sans perturbations et le nombre d'années actives.

Une partie du jeu de données est déduite des informations du cadastre minier. Il faut préciser que ce cadastre n'a pas été créé pour suivre les activités minières légales mais pour donner des informations sur les titres miniers attribués ou demandés. En l'absence de données de suivi de l'activité légale, le cadastre minier a été utilisé comme alternative ou proxy d'un indicateur de l'activité supposée. Cependant, les données utilisées sont associées à un polygone entier¹⁰ alors que la donnée ne concerne parfois qu'une certaine surface du polygone en question (surface réellement exploitée). Il en est de même pour les observations hélicoptères des activités illégales. Les points GPS ont été associés au polygone le plus proche, mais une marge d'erreur de distance parcourue entre le moment d'observation et la prise de la donnée peut entraîner l'association d'un point GPS à un mauvais polygone.

Pour l'activité légale comme illégale, il faut aussi relever qu'un indice d'activité n'implique pas nécessairement une déforestation. Nous avons donc toujours gardé comme début d'exploitation les années fournies par la cartographie des surfaces exploitées de l'ONF, par ailleurs, plusieurs incohérences sur ces deux variables, ont émergées pendant le pré-traitement des données : végétation haute en 2015, passées en végétation altérée ou sol nu en 2020 alors que la dernière exploitation remonte à avant 2015 (453 occurrences), végétation altérée en 2015 devenue du sol nu en 2020 alors que la dernière exploitation remonte à avant 2015 (195 occurrences). Ces effectifs ne représentent alors que 3,51 % de notre jeu de données, ce qui est négligeable dans nos modèles et interprétations. Outre les biais d'observations déjà évoqués, ces incohérences pourraient être liées à des données manquantes ou non vues (vol hélicoptère). De plus, nous ne disposons pas d'information sur la repasse et il est envisageable que des orpailleurs illégaux exploitent un site après l'arrêt de son exploitation par le minier

¹⁰ Délimitation du titre minier délivré ou demandé

légal. Enfin, les données CAMINO n'impliquent pas nécessairement la présence d'une exploitation. Une amélioration possible serait un suivi statistique du nombre de sites actifs sur les périodes avec un indice d'activité qui permettrait de tester si la donnée du cadastre minier est fiable. Une autre amélioration serait l'exploitation des données sur des « schémas de repasse » : la prise en compte des rythmes et schémas d'alternance entre l'activité légale et illégale pourrait être une explication aux évolutions de la végétation observée.

4.2 Discussion des résultats

Nos modèles statistiques nous ont permis de comprendre que (i) l'état initial de la végétation (en 2015 dans notre cas), (ii) que le coefficient d'ouverture ou forme de l'exploitation, (iii) le type d'activité sur une exploitation et (iv) la durée écoulée depuis la dernière exploitation sont les quatre variables, qui dans l'ordre énoncé, apporte le plus d'information sur l'évolution des états de la végétation en 2020. Ces quatre variables sont donc de bons candidats pour construire des indicateurs de suivi spatial et temporel des dynamiques d'évolution de la végétation sur les sites d'exploitation minière.

4.2.1 L'état initial de la végétation en 2015 est le déterminant majeur des évolutions de la végétation en 2020.

Les résultats obtenus nous permettent de constater que le devenir de la végétation en 2020 est fortement dépendant des états de la végétation de 2015 (figure 4 A, figure 5). Ce résultat est intéressant dans un contexte de risque notable de retour des orpailleurs illégaux sur les zones déjà exploitées. Le maintien en 2020 de 69 % de la végétation haute de 2015 (figure 3) témoigne d'une absence de nouvelle perturbation. Il en est de même de l'évolution de la végétation altérée ou du sol nu de 2015 vers respectivement de la végétation haute (39 %) et altérée (42 %) en 2020.

Par contre le maintien en végétation altérée ou en sol nu entre 2015 et 2020 témoigne quant à lui du maintien de perturbation ou d'une dynamique de reprise de végétation contrainte ou lente. Le passage d'une végétation altérée à haute (figure 3) s'explique par la végétation non perturbée qui croît entre les cinq années écoulées entre les deux observations faites (Poorter *et al.*, 2021 ; Salomon *et al.*, 2016).

En revanche, il est intéressant de constater qu'environ 50 % des superficies altérées en 2015 le reste en 2020 bien que la dernière exploitation qui date à il y a plus de six ans (annexe 14).

Nous nous serions attendu à ce que ces surfaces exploitées aient évolué en végétation haute en l'absence de nouvelle perturbation. Plusieurs explications peuvent être fournies. Tout d'abord, environ 50 % de ce jeu de données ont un coefficient d'ouverture supérieur à 38 % (annexe 15). De même, 50 % des exploitations en sol nu en 2015 et 2020 ont une dernière exploitation datant d'au moins 6 ans (annexe 16), et un coefficient d'ouverture supérieur à 53 % (annexe 17). Ces derniers cas s'expliqueraient par le fait que l'effet lisière et la durée sans perturbation ne peuvent compenser l'ouverture d'une surface exploitée. Par ailleurs, les reculs non négligeables de végétation sont le témoin d'une activité (initiale ou de repasse) ayant eu lieu entre 2015 et 2020.

Par ailleurs, le retour de la végétation peut être fortement contraint par la nature variable des sols après exploitation. L'étude de Salomon *et al* (2016) a ainsi conclu que les secteurs les moins propices à une reprise de la végétation sont les surfaces issues du processus d'extraction de l'or : les cônes sablo-gravillonnaires, les fines argiles anoxiques et hydromorphes des bassins de décantation et les zones en eaux profondes. Ainsi, sur les secteurs sablo-gravillonnaires, les réserves en eau ne sont pas suffisantes pour permettre une bonne reprise de la végétation et qu'importe leur granulométrie, ils présentent un déficit en matière organique (Salomon *et al.*, 2016).

Étant donné les fortes pluviométries en saison des pluies, nous pouvons aussi émettre l'hypothèse que le passage de l'état altérée à sol nu, ou le maintien du sol nu entre les deux années d'observations, pourraient résulter de l'impact de crues, comme cela est observé dans d'autres régions équatoriales (Kimbatsa, 2020), ou du maintien de zones en eau importante empêchant l'établissement de la végétation sur les placers (apport de boues ou du départ de la matière organique). Pour ces raisons, en exploitation légale, il est ainsi préconisé de protéger les zones travaillées ou réhabilitées des crues (Melun *et al.*, 2021). Un suivi mensuel du fonctionnement des cours d'eau avec des images précises comme les images PLANET nous permettrait peut-être de vérifier cette hypothèse.

4.2.2 La forme de la défriche impacte plus fortement l'évolution de la végétation que la surface de l'exploitation.

Le coefficient d'ouverture est utilisé ici comme un proxy de la forme du placier exploité. Cette variable est la deuxième apportant le plus d'informations sur la distribution de l'évolution de la végétation en 2020. Les effets observés sont relativement faciles à interpréter (figure 6). D'une part, la dynamique en cloche suivie par la probabilité de passage en l'état altérée en 2020 est plutôt logique. Si la probabilité de passer en végétation haute diminue avec l'augmentation du coefficient d'ouverture, alors les surfaces exploitées vont avoir une plus forte probabilité de passage en végétation altérée, jusqu'à un certain seuil (pic de la courbe en cloche) au-delà duquel cette probabilité chute, et celle de passage en sol nu augmente. Si la surface exploitée était en sol nu en 2015, alors jusqu'à un certain seuil d'ouverture la probabilité d'être en végétation altérée semble cohérent car l'effet lisière peut permettre un gain de végétation. Au-delà de ce seuil, l'effet lisière ne peut plus compenser l'impact de l'ouverture du milieu. D'autres parts, il semble normal que plus le coefficient d'ouverture augmente, plus la probabilité de passer en végétation haute diminue car l'effet lisière est de moins en moins efficace sur la reprise de la végétation et la fermeture de la surface exploitée (Salomon *et al.*, 2016). Cette même hypothèse explique une augmentation de la probabilité de recul de la végétation. La probabilité de recul de la végétation peut aussi avoir comme explication le maintien d'une perturbation (repassage), l'absence du couvert forestier (due à la défriche de la surface exploitée) qui maintient l'érosion des sols (Laperche *et al.*, 2008), ainsi que l'impact des crues qui seraient intéressantes de considérer aux regards du coefficient d'ouverture.

Par ailleurs, plus une surface est ouverte, plus le sol est exposé au soleil et subit donc de fortes températures, normalement régulées par la canopée. Ajoutées aux faibles réserves en eau des sols à la forte granulométrie des résidus de traitement (Salomon *et al.*, 2016), ces conditions peuvent limiter le développement de la végétation, voire augmenter la probabilité de recul de la végétation.

Nous pouvons relever une différence importante d'apport d'informations entre le coefficient d'ouverture et la surface d'exploitation. En effet, les résultats que nous obtenons montrent qu'il faut accorder plus d'importance à la forme d'une exploitation qu'à sa surface (tableau 1 modèle M8, figure 4 A). Ainsi à surface égale, ou proche, deux polygones de formes différentes ne conduiraient pas au même type d'évolution de la végétation (figure 12).

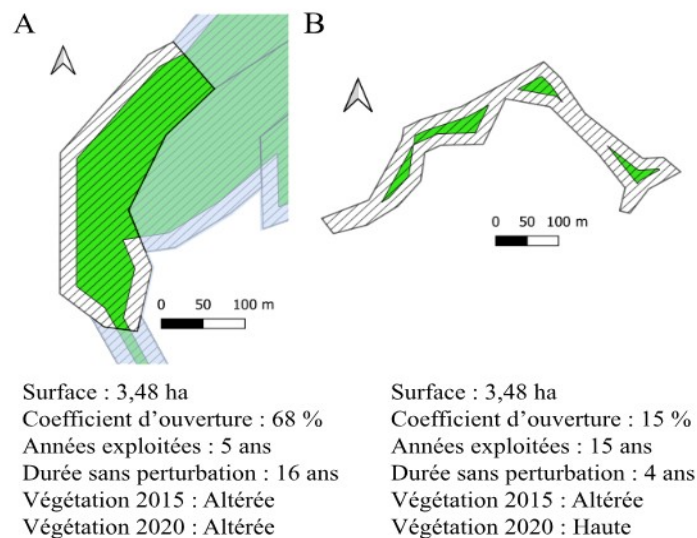


Figure 12 : Comparaison du devenir de l'état de la végétation en 2020 de deux polygones de mêmes surfaces. La surface hachurée délimite la surface exploitée, et le coloris vert représente la surface restante après avoir appliqué la zone tampon de 20 mètres.

L'effet lisière semble donc être un facteur important de reprise de la végétation car permettrait un apport en matière organique et des conditions environnementales favorisant la recolonisation de la végétation (Chazdon, 2003). La construction de proxy de cet effet via la caractérisation de la forme de la surface impactée est un travail entamé par plusieurs acteurs (ONF, PaG, Emopi).

Il est important de noter que la forme d'une exploitation est aussi liée au «type d'activité ». L'effet lisière pourrait donc expliquer en partie l'effet de cette variable (*cf* ci-après).

4.2.3 La forêt défrichée par l'exploitation illégale présente une résilience plus importante que la forêt défrichée par une exploitation légale.

L'exploitation aurifère se caractérise par une déforestation préalable des zones à exploiter que ce soit en alluvionnaire ou en primaire (exception faite du primaire illégal) à laquelle il faut ajouter l'ensemble des infrastructures d'accès et de vie en marge des flats (Melun *et al.*, 2021). Cette déforestation concerne autant le légal que l'illégal (Coignard *et al.*, 2023) bien que les

modalités d'exploitation, d'accès et d'approvisionnement - et les déforestations associées - soient très différentes et accompagnées d'impacts différents. Il existe ainsi une différence non négligeable des méthodes d'exploitation mises en œuvre : entre légal et illégal d'une part, entre ancienne et nouvelle exploitation légales d'autre part (Melun *et al.*, 2021). Depuis 2009, la déforestation par les légaux se fait sur de larges superficies pouvant atteindre plusieurs centaines de mètres avec du matériel conséquent (pelleteuse, pelles mécaniques et des bulldozers) nécessitant en outre, des pistes d'accès (Larroutou, 2021). En revanche, les exploitants illégaux ne disposent pas de matériel mécanisé et selon les secteurs, ils tendent à limiter leur détectabilité en déforestant moins en alluvionnaire ou en se réorientant vers le primaire (Melun *et al.*, 2021). Cela a été documenté sur le territoire concerné par le PAG (Jung-Fourquez, 2021) et va dans le sens des constatations de l'ONF qui montrent qu'à surfaces cumulées équivalentes, les déforestations légales sont plus concentrées géographiquement que celles des illégaux très dispersées sur le territoire guyanais et de taille plus réduite (Coignard *et al.*, 2023). Pour ces raisons, le type d'activité est directement liée au coefficient d'ouverture des surfaces exploitées, puisque les exploitants illégaux sont responsables d'une moins grande ouverture du milieu (annexe 18). Par exemple la surface déboisée pour une exploitation AEX (annexe 2), varie entre 20 et 25 hectares en moyenne (Larroutou, 2021).

4.2.4 La forêt impactée par l'exploitation alluvionnaire se végétalise plus facilement que la forêt impactée par une exploitation primaire.

Comme évoqué ci-dessus, ces résultats peuvent alors s'expliquer par le fait que l'exploitation primaire légale se fait sur de plus vastes superficies (Jung-Fourquez, 2022). Les mines bénéficient peu des effets lisières et sont alors fortement sujettes à l'érosion des sols par ravinement et ruissellement et ce, d'autant plus pendant la saison des pluies. A l'inverse, dans les bas-fonds, où se fait l'exploitation alluvionnaire, les superficies déforestées sont moindres, en particulier pour l'illégal. Ainsi, l'effet lisière et l'apport de sédiments et de graines par les cours d'eau favorisent la reprise de la végétation (Melun, *et al.*, 2021). Il peut arriver dans les zones mêlant alluvionnaire et primaire illégal, qu'un apport trop important de terre comme des coulées de boue ou glissement de terrain vienne empêcher la reprise de la végétation en aval. Ces conditions dépendent finalement de la topographie (Flores *et al.*, 2020) du bassin

versant qu'il faudrait réussir à prendre en compte dans un suivi des sites miniers, de leurs impacts, et de leur réhabilitation.

4.2.5 La reprise de la végétation est d'autant meilleure que le temps sans perturbation est grand, et que les placers ont été moins exploités.

Le temps sans perturbation est la troisième variable la plus explicative des distributions des évolutions de végétation en 2020. Les surfaces exploitées passées dans un état de sol nu à partir de végétations altérées ou hautes en 2015 (figure 3), ont eu respectivement 67,17 % et 95,83 % de leur dernière année d'exploitation entre 2015 et 2020. 73% des surfaces en végétation haute en 2015 devenue altérée en 2020 ont la dernière exploitation remontant entre 0 et 5 ans. Celles dont la dernière exploitation date d'il y a entre 2 et 5 ans ont potentiellement une reprise de la végétation qui a déjà commencé (Chambi-Legoas *et al.*, 2021). En revanche, il est peu probable que celles exploitées en 2020 ou en 2019 puissent être altérées en 2020, cela relève sûrement des biais d'observation. Enfin, 57% des placers en état altéré en 2015 passés en végétation haute ont une durée sans perturbation d'au moins 6 ans. Cette variable prend en compte le temps qu'a la végétation pour se réinstaller et est alors liée à la qualité des sols (Flores *et al.*, 2020). Plus une surface exploitée est laissée au repos, plus l'accumulation de matière organique est importante et plus les probabilités de reprise de la végétation sont croissantes (figure 7). Par ailleurs, l'impact de l'activité minière sur les horizons superficiels du sol est importante et augmente lorsqu'une surface est exploitée à de multiples reprises (Flores *et al.*, 2020). Concernant les exploitants légaux, même si le code minier impose un minimum de 30 % de surface à revégétaliser post-exploitation, si les conditions adéquates à la succession écologique ne sont pas réunies, les différents stades de végétation ne peuvent recoloniser les milieux. Ainsi, en plus d'un temps de résilience, du nombre d'années d'exploitation, l'effet lisière joue un rôle important pour l'apport d'un substrat permettant le développement des plants.

5. Conclusion

Avec les données à notre disposition, nous avons pu modéliser les prédictions de devenir de la végétation en fonction d'une combinaison de plusieurs facteurs. Les variables influençant le plus les états de la végétation en 2020 sont dans l'ordre :

- l'état de végétation initial en 2015,
- le coefficient d'ouverture (proxy de l'effet lisière),
- la durée sans perturbation,
- et le type d'activité exercée.

Ces variables pourraient donc être de bons indicateurs de la révégétalisation des forêts impactées par l'orpaillage. Sous condition d'avoir ces mêmes indicateurs, le modèle d'étude pourrait alors être appliqué à d'autres sites d'orpaillages afin de comparer les rythmes et schémas de défriches, ainsi que les dynamiques post-exploitations entre les rives guyanaises et surinamaises du Maroni par exemple. L'effet des variables étudiées permettraient d'enrichir les argumentaires mettant en lumière les dynamiques d'activité différentes (Dezécache *et al.*, 2017) sur les deux berges et pourraient aussi alimenter les réflexions sur l'évaluation de la charte du Parc Amazonien. Au-delà de la création d'indicateurs, une perspective de cette étude est l'utilisation du modèle élaboré dans le but de prédire le devenir de la végétation post-exploitation. Cependant, les améliorations sont à apporter aux données et l'évaluation du modèle prédictif est à faire. En effet, bien que simples à comprendre et pertinents à l'étude, leur fiabilité reste opérateur-dépendante et varie selon les images observées. D'autres parts leur pérennité nécessiterait la mise en place de protocoles et méthodes simples, répétables ainsi qu'un archivage propre des données et des metadata (informations sur les données) étant donné le fréquent changement de personnel en Guyane française et le grand nombre d'informations à récolter.

6. Bibliographie

- Bürkner P.-C. 2017. brms: An R Package for Bayesian Multilevel Models using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80(1). Available at : <http://www.jstatsoft.org/v80/i01/> (Accessed 30 mai 2024).
- Cardinale B.J., Srivastava D.S., Emmett Duffy J., Wright J.P., Downing A.L., Sankaran M., & Jouseau C. 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443(7114), p. 989-992. DOI : 10.1038/nature05202
- Chambi-Legoas R., Ortega Rodriguez D.R., Figueiredo F.D.M.D., Peña Valdeiglesias J., Zevallos Pollito P.A., Marcelo-Peña J.L., & Rother D.C. 2021. Natural Regeneration After Gold Mining in the Peruvian Amazon: Implications for Restoration of Tropical Forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, p. 594627. DOI : 10.3389/ffgc.2021.594627
- Chazdon R.L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1-2), p. 51-71. DOI : 10.1078/1433-8319-00042
- Coignard C., David A., Deneuille Mayer F., 2020. Bilan des impacts sur l'environnement des activités minières en Guyane. Année 2019. ONF. 44 pages
- Coignard C., Huet E., 2023. Bilan annuel 2022. Suivi des impacts sur l'environnement des activités minières en Guyane. Mars 2023. 78 pp.
- Couic E. 2018. *Interactions microorganismes - mercure - composante du sol : des outils pour l'évaluation de la qualité de la restauration écologique des sites miniers aurifères en Guyane française.* (phdthesis). Université Paris-Est Available at : <https://pastel.hal.science/tel-02166930> (Accessed 15 janvier 2024).
- Davy D. & Filoche G. 2014. *Zones de Droits d'Usage Collectifs, concessions, cessions en Guyane française : bilan et perspectives 25 ans après.*
- Dezécache C. 2017. Les fondements de REDD+ à l'épreuve des modèles de déforestation: cas d'étude sur le Plateau des Guyanes.
- Dezécache C., Faure E., Gond V., Salles J.-M., Vieilledent G., & Hérault B. 2017. Gold-rush in a forested El Dorado: deforestation leakages and the need for regional cooperation. *Environmental Research Letters*, 12(3), p. 034013. DOI : 10.1088/1748-9326/aa6082
- Dorazio R.M. & Johnson F.A. 2003. Bayesian Inference and Decision Theory—a Framework for Decision Making in Natural Resource Management. *Ecological Applications*, 13(2), p. 556-563. DOI : 10.1890/1051-0761(2003)013[0556:BIADTA]2.0.CO;2
- Eglinger A., André-Mayer A.-S., Combes V., Teitler Y., & Heuret A. 2020. *Les gisements d'or de la Guyane Française.*
- Flores B.M., Staal A., Jakovac C.C., Hirota M., Holmgren M., & Oliveira R.S. 2020. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. *Plant and Soil*, 450(1-2), p. 11-25. DOI : 10.1007/s11104-019-04097-8
- Giljum S., Maus V., Kuschig N., Luckeneder S., & Tost M. 2022. *A pantropical assessment of deforestation caused by industrial mining.* Available at : <https://www.pnas.org/doi/epdf/10.1073/pnas.2118273119> (Accessed 22 juin 2024).
- Gond V. & Brognoli C. 2005. Télédétection et aménagement du territoire : localisation et identification des sites d'orpaillage en Guyane Française. *Bois et Forêts des Tropiques*, 286(4), p. 5-13.
- Gond V., Verger G., Joubert P., Degarne N., Linarès S., & Allo S. 2014. Comment atténuer les impacts environnementaux de l'orpaillage illégal ? Retour d'expérience de l'observatoire de l'activité minière en Guyane Française.
- Grimaldi M., Oszward J., Dolédec S., Hurtado M.D.P., De Souza Miranda I., Arnauld De Sartre X., Assis W.S.D., Castañeda E., Desjardins T., Dubs F., Guevara E., Gond V., Lima T.T.S., Marichal R., Michelotti F., Mitja D., Noronha N.C., Delgado Oliveira M.N., Ramirez B., Rodriguez G., Sarrazin M., Silva M.L.D., Costa L.G.S., Souza S.L.D., Veiga I., Velasquez E., & Lavelle P. 2014. Ecosystem services of regulation and support in

- Amazonian pioneer fronts: searching for landscape drivers. *Landscape Ecology*, 29(2), p. 311-328. DOI : 10.1007/s10980-013-9981-y
- Guitet S. 2015. *Catalogue des habitats forestiers de Guyane*.
- Hartig F., Dislich C., Wiegand T., & Huth A. 2014. Technical Note: Approximate Bayesian parameterization of a process-based tropical forest model. *Biogeosciences*, 11(4), p. 1261-1272. DOI : 10.5194/bg-11-1261-2014
- Huet C. 2020. Cartographie de la reforestation naturelle des anciens sites d'orpaillage en Guyane. Présenté à : *Comité de Direction du Parc Amazonien de Guyane*.
- Joubert, P., Bourgeois, U., Linarès, S., Gond, V., Verger, G., Allo, S., & Coppel, A. (2012). L'observatoire de l'activité minière un outil adapté à la surveillance de l'environnement.
- Joubert P. 2021. *Numérisation des barranques et surfaces en eau visibles en 2020 dans le périmètre des surfaces déforestées par l'orpaillage*.
- Jung--Fourquez A. 2022. Réhabilitation des sites miniers sur le territoire concerné par le Parc Amazonien de Guyane : étude de faisabilité d'opérations de réhabilitation.
- Karasiak N. & Perbet P. 2018. Remote Sensing of Distinctive Vegetation in Guiana Amazonian Park. Dans : Baghdadi N., Mallet C., Zribi M. (éd.). *QGIS and Applications in Agriculture and Forest*. Wiley, p. 215-245. Available at : <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781119457107.ch7> (Accessed 11 juin 2024).
- Kimbatsa F.G. 2020. L'impact écologique des activités humaines sur la biodiversité dans la réserve de la biosphère de Dimonika dans le Mayombe (République du Congo). *Revue Espace Géographique et Société Marocaine*, (36).
- Laperche V., Nontanovanh M., & Thomassin J.F. 2008. *Synthèse critique des connaissances sur les conséquences environnementales de l'orpaillage en Guyane*.
- Larroutourou B. 2021. Développement d'une filière aurifère responsable en Guyane.
- Le Tourneau F.-M. 2020. Le « système garimpeiro » et la Guyane : l'orpaillage clandestin contemporain en Amazonie française. *Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de géographie de Bordeaux*, LXXIII(282), p. 263-290. DOI : 10.4000/com.12353
- Leblanc H. 2022. Cartographier la hauteur des forêts tropicales à couvert fermé à partir d'image satellites SPOT-6/7 et Sentinel- 2.
- Linarès S. 2023. L'observatoire de l'activité minière, outil de surveillance de l'environnement en Guyane.
- Magnusson M., Vehtari A., Jonasson J., & Andersen M. 2020. Leave-One-Out Cross-Validation for Bayesian Model Comparison in Large Data. Dans : *International Conference on Artificial Intelligence and Statistics. Proceedings of the Twenty Third International Conference on Artificial Intelligence and Statistics*. PMLR, p. 341-351. Available at : <https://proceedings.mlr.press/v108/magnusson20a.html> (Accessed 5 juin 2024).
- Marquis F. 2015. Activité minière et aurifère en Guyane et réglementation.
- Maus V., Giljum S., Da Silva D.M., Gutschlhofer J., Da Rosa R.P., Luckeneder S., Gass S.L.B., Lieber M., & McCallum I. 2022. An update on global mining land use. *Scientific Data*, 9(1), p. 433. DOI : 10.1038/s41597-022-01547-4
- Melun G. & Le Bihan M. 2024. Histoire et impacts environnementaux de l'orpaillage en Guyane - Clefs de compréhension des tensions actuelles.
- 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*.
- Melun G., Le Bihan M., & de Billy V. 2021. Guide de préconisations techniques pour l'exploitation alluvionnaire et la réhabilitation hydromorphologique des criques guyanaises.
- Moulet D., Saffache P., & Transler A.-L. 2006. L'orpaillage en Guyane française : synthèse des connaissances. *Études caribéennes*, (4). Available at : <https://journals.openedition.org/etudescaribeennes/753> (Accessed 15 janvier 2024).
- Pignoux R., Gourves P.-Y., Sow M., & Maury-Brachet R. 2019. Imprégnation mercurielle des femmes enceintes de Guyane (Haut Maroni) : étude et prévention. *Toxicologie Analytique et Clinique*, 31(1), p. 37-48. DOI : 10.1016/j.toxac.2018.12.002

- Pittana E., Barrel A., Cerise O., Culat A., Huc S., Porteret J., & Vallée S. 2020. Guide de bonnes pratiques pour la revégétalisation dans les Sites Natura 2000. Matériels et méthodes pour les opérateurs de la filière. IAR, Aoste., p. 59.
- Poorter L., Craven D., Jakovac C.C., Van Der Sande M.T., Amissah L., Bongers F., Chazdon R.L., Farrior C.E., Kambach S., Meave J.A., Muñoz R., Norden N., Rüger N., Van Breugel M., Almeyda Zambrano A.M., Amani B., Andrade J.L., Brancalion P.H.S., Broadbent E.N., De Foresta H., Dent D.H., Derroire G., DeWalt S.J., Dupuy J.M., Durán S.M., Fantini A.C., Finegan B., Hernández-Jaramillo A., Hernández-Stefanoni J.L., Hietz P., Junqueira A.B., N'dja J.K., Letcher S.G., Lohbeck M., López-Camacho R., Martínez-Ramos M., Melo F.P.L., Mora F., Müller S.C., N'Guessan A.E., Oberleitner F., Ortiz-Malavassi E., Pérez-García E.A., Pinho B.X., Piotta D., Powers J.S., Rodríguez-Buriticá S., Rozendaal D.M.A., Ruíz J., Tabarelli M., Teixeira H.M., Valadares De Sá Barretto Sampaio E., Van Der Wal H., Villa P.M., Fernandes G.W., Santos B.A., Aguilar-Cano J., De Almeida-Cortez J.S., Alvarez-Davila E., Arreola-Villa F., Balvanera P., Becknell J.M., Cabral G.A.L., Castellanos-Castro C., De Jong B.H.J., Nieto J.E., Espírito-Santo M.M., Fandino M.C., García H., García-Villalobos D., Hall J.S., Idárraga A., Jiménez-Montoya J., Kennard D., Marín-Spiotta E., Mesquita R., Nunes Y.R.F., Ochoa-Gaona S., Peña-Claros M., Pérez-Cárdenas N., Rodríguez-Velázquez J., Villanueva L.S., Schwartz N.B., Steininger M.K., Veloso M.D.M., Vester H.F.M., Vieira I.C.G., Williamson G.B., Zanini K., & Hérault B. 2021. Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374(6573), p. 1370-1376. DOI : 10.1126/science.abh3629
- Rahm M., Smartt T., Paloeng C., Kasanpawiro C., Moe Soe Let V., Pichot C., Bedeau C., Farias P., Carvalho R., & Villien C. 2019. Gold mining impact on forest and freshwater on the Guiana Shield.
- 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*, , p. 40.
- Salomon L., Brunstein É., & Laloua M. 2016. *Etude des conditions de reprise de la végétation sur les sites miniers alluvionnaires*. DEAL Guyane,
- SER. 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*.
- Seris B. 2022. *Définition et suivi d'une opération-test de réduction d'impacts des sites miniers illégaux dans le Parc Amazonien de Guyane*.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., & Swackhamer D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science*, 292(5515), p. 281-284. DOI : 10.1126/science.1057544
- Vié J.-C., Hilton-Taylor C., & Stuart S.N. 2009. *Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, 184 p.

7. Annexes

Annexe 1: Description de l'OAM

Mis en place entre 2008 et 2009, l'OAM est un dispositif opérationnel entre les forces armées, gendarmerie et les services civils de l'État dont le Parc Amazonien de Guyane et l'ONF. Créé à l'initiative de l'ONF, de la Direction Régionale de l'Environnement (DIREN) et du Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (CIRAD), l'OAM est un outil de centralisation de l'information dans la Lutte Contre l'Orpaillage Illégal (LCOI) basé sur la télédétection satellitaire. Un des objectifs de l'OAM est de renseigner et d'orienter les actions répressives de la LCOI dans le but de neutraliser l'orpaillage illégal. Pour se faire, les services ont entre autres pour mission de centraliser et mutualiser leurs renseignements et de fournir des indicateurs de l'efficacité de la LCOI. Un autre but est d'évaluer la pression environnementale de l'activité minière en fournissant et développant des outils de mesure des impacts de l'environnement et en permettant le recoupement entre l'origine des pressions environnementales et leurs effets. L'OAM se construit ainsi sur une mutualisation et des partenariats autour de la donnée permettant la production de données de synthèses de l'orpaillage illégal (quantification et qualification des principaux éléments caractéristiques de l'orpaillage alluvionnaire ou primaire) et la télédétection des pressions environnementales. Ce dernier permet un suivi dans le temps (20 ans) des déforestations liées à l'activité minière. Cette acquisition de données se fait via les images Sentinel-2 qui garantissent l'obtention d'images gratuites tous les cinq jours sur une couverture entière de la Guyane Française à haute résolution (10 mètres) (Linarès, 2023 ; Joubert *et al.*, 2012).

Annexe 2: Description des titres miniers et autorisations d'exploitation en Guyane Française (Marquis, 2015).

ARM (Autorisation de recherche minière) : autorise les travaux de recherche sur une surface limitée à 1 km² dans un domaine forestier privé de l'Etat. Une ARM est valable 4 mois, et renouvelable une fois.

AEX (Autorisation d'exploitation) : autorisation exclusive d'exploiter une surface limitée; principalement des exploitations de type alluvionnaire; le détenteur possède tous les droits d'exploration et d'exploitation qu'il mentionne dans les limites qu'il fixe. Les dimensions maximales sont de 1 km², délivrée par le préfet pour une durée de quatre ans et renouvelable une fois pour la même durée après instruction locale par la DGTM.

PER (Permis exclusif de recherche) : titre minier qui confère au titulaire l'exclusivité des prospections mais pas la réalisation à lui seul des travaux. Une autorisation préfectorale ou la réalisation d'une déclaration administrative auprès du préfet sont nécessaires pour commencer les travaux. La superficie de l'exploitation n'est pas limitée et de forme libre pour une durée maximale de cinq ans et renouvelable deux fois au plus.

PEX (Permis exclusif d'exploitation) et concession : le détenteur de ce titre minier possède l'exclusivité des travaux de prospection. Les travaux d'exploitation nécessitent cependant une déclaration ou une autorisation selon leur nature. De superficie et de forme libre, un PEX est accordé pour une durée initiale de cinq ans et renouvelable deux fois.

Annexe 3: Catégories et effectifs des catégories de la variable expliquée.

Variables expliquée	Catégories	Effectifs par catégorie	Nombre d'observations totales
État de la végétation en 2020	Haute	10095	18432
	Altérée	5995	
	Sol nu	2342	

Annexe 4: Catégories et effectifs des catégories des variables explicatives.

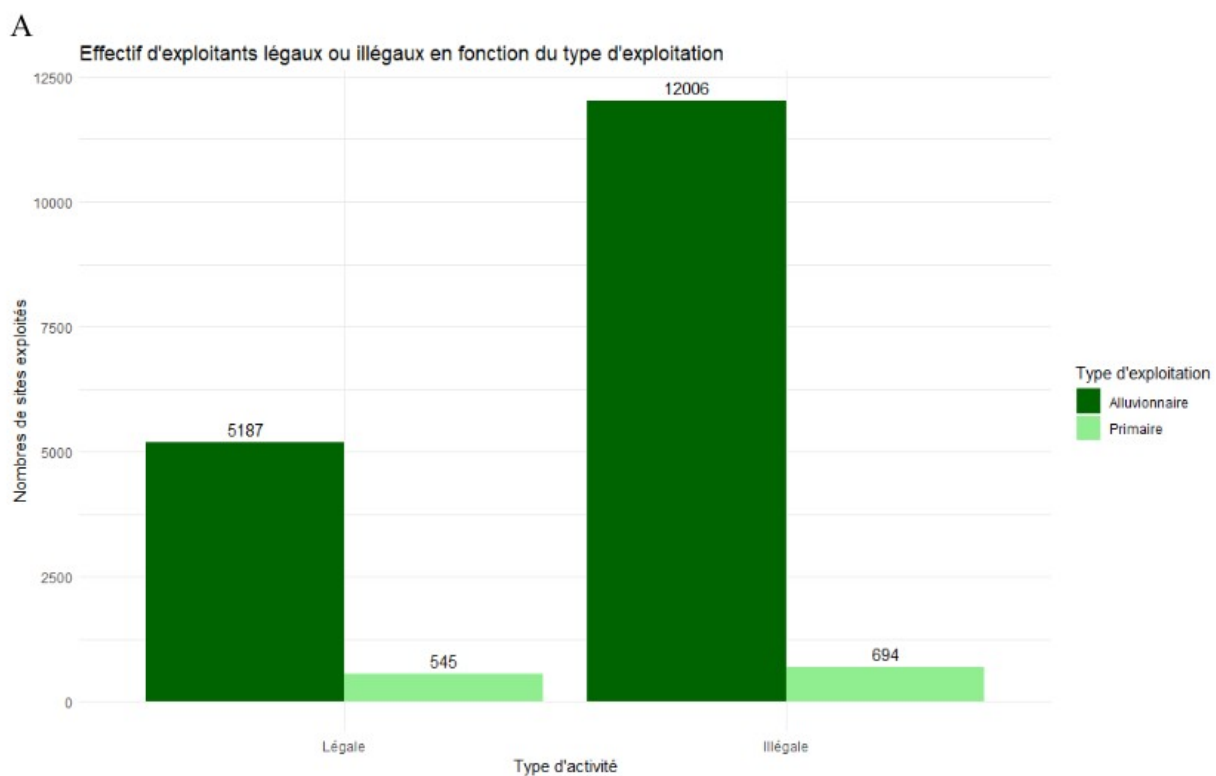
Variables explicatives	Catégories	Effectifs par catégorie	Nombres d'observations de chaque variable
État de la végétation en 2015	Haute	9163	18432
	Altérée	7562	
	Sol nu	1707	
Coefficient d'ouverture	-	-	
Type d'activité	Légale	5732	
	Illégale	12700	
Type d'exploitation	Primaire	1239	
	Alluvionnaire	17193	
Surface (ha)	-	-	
Durée sans perturbations (année)	-	-	
Années d'exploitations actives	-	-	

Annexe 5: Détail du fonctionnement et de l'interprétation de la sélection de variables

Un modèle par variable explicative est premièrement réalisé avec la fonction `brm()`. Ensuite, l'utilisation du package `loo`, et de la fonction `loo()` permet de réaliser la comparaison de modèles. La méthode des Leave-One-Out (LOO) est utilisée pour calculer des valeurs du expected log predictive densité (elpd) de chaque modèle (figure 4). Ces elpd permettent de comparer les modèles entre eux en calculant la différence entre ces elpd (`elpd_diff`). Une différence de 0 signifiera que le modèle est celui qui apporte le plus d'information par rapport à un modèle référent qui ne contient pas la variable du modèle en question. Plus l'écart à 0 est grand, moins les variables du modèle apportent d'informations par rapport à celles dont le `elpd_diff` vaut 0 (Magnusson *et al.*, 2020). La sélection de variable est faite de manière itérative.

Une variable n'apporte pas plus d'informations significatives à partir du moment où les `elpd_diff` du modèle ne sont pas significativement différents du modèle de comparaison, c'est-à-dire que leurs intervalles de confiance se chevauchent entre modèles. Dans le cas où nous devons choisir un modèle parmi deux modèles significativement différents du modèle de comparaison mais dont leur intervalle de confiance se chevauchent, nous sélectionnons le modèle qui a la différence d'elpd d'une valeur de 0 et le plus petit intervalle de confiance.

Annexe 6: Observations de la répartition du jeu de données pour voir si certaines variables sont corrélées. A : Nous constatons que le nombre d’exploitants légaux ou illégaux n’est pas réparti préférentiellement selon le type d’exploitation, les deux variables ne sont pas corrélées. B et C : le coefficient de corrélation entre les variables est assez faible, la variable “coefficient d’ouverture” et “Surface (ha)” ne sont pas corrélées, tout comme la “Durée sans perturbation” n’est pas corrélée au “nombre d’année actives”.



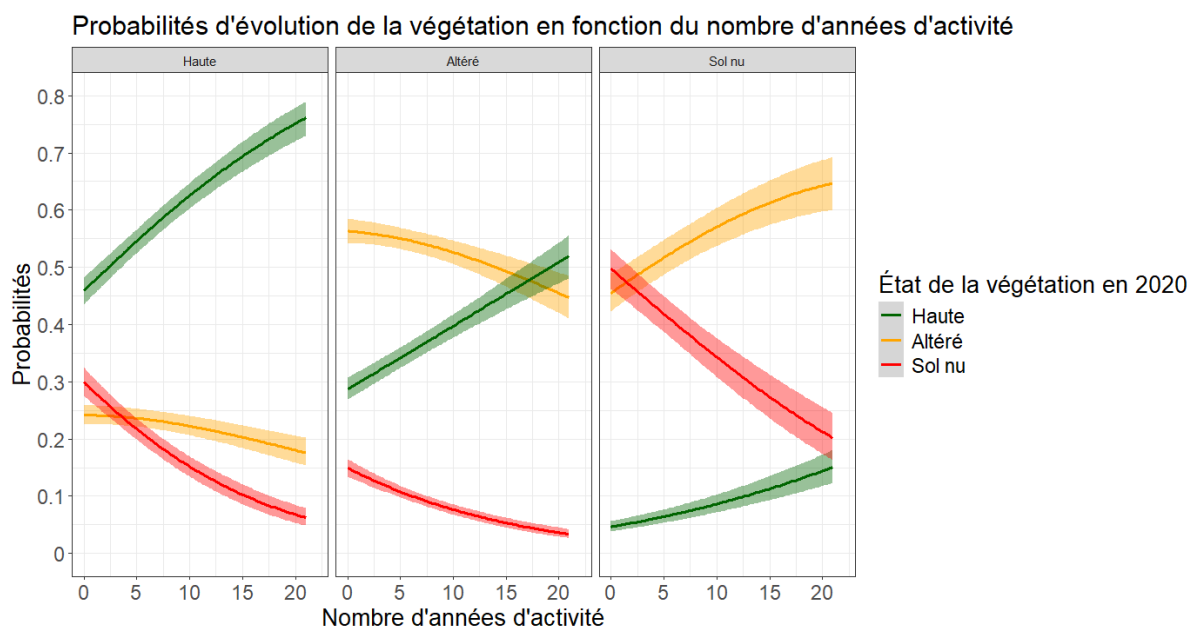
B

	Variables	
	Coefficient d'ouverture	Surface (ha)
Coefficient d'ouverture	1.00	0.34
Surface (ha)	0.34	1.00

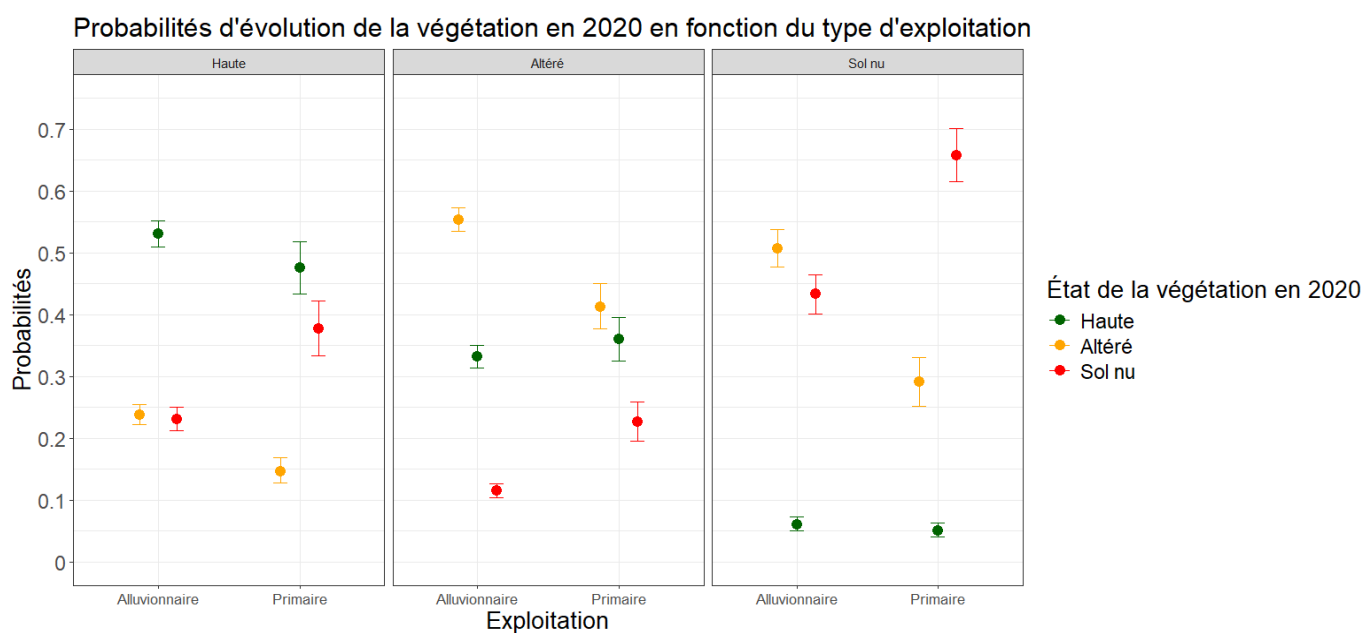
C

	Variables	
	Durée sans perturbation	Années actives
Durée sans perturbation	1.00	-0.39
Années actives	-0.39	1.00

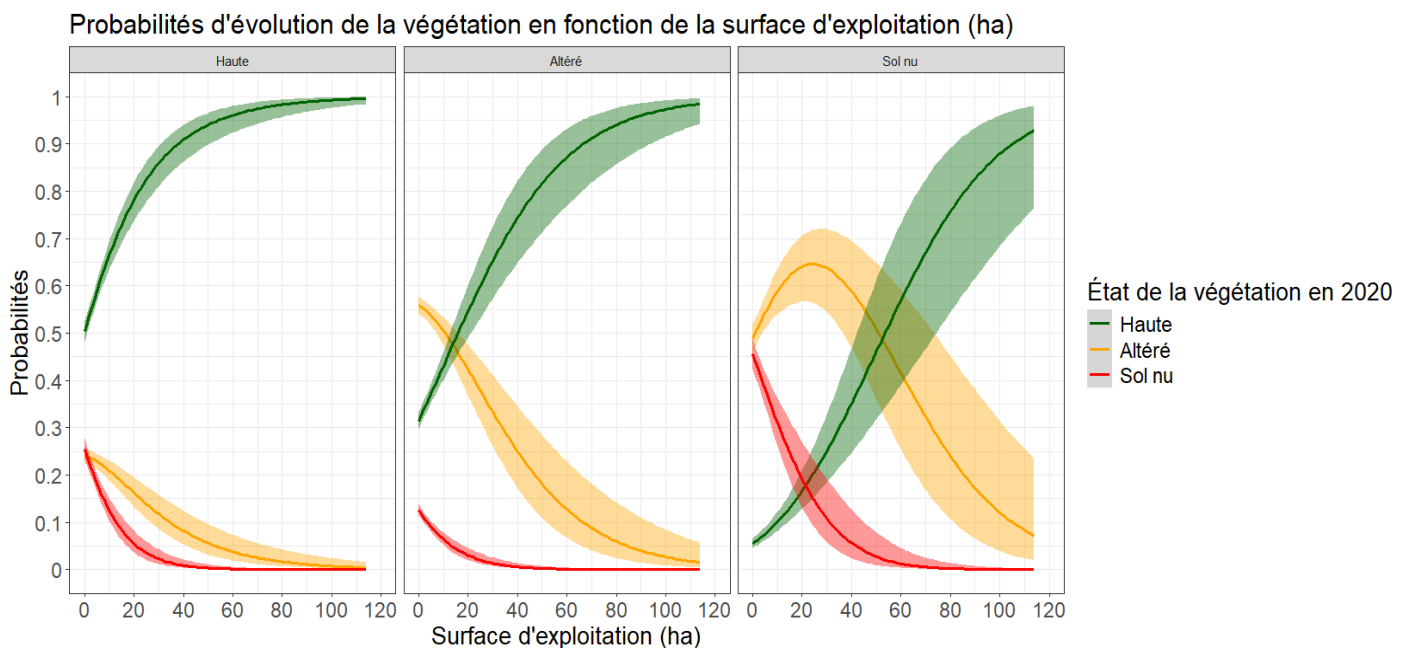
Annexe 7: Probabilités d'évolution de l'état de la végétation en 2020 en fonction du nombre d'années exploitées et en prenant en compte l'état de végétation initial. Nous constatons alors que plus le nombre d'années exploitées augmente, plus la probabilité de passage en végétation haute augmente et plus celle de passer en végétation basse diminue. Si les surfaces exploitées étaient en végétation haute et altérée en 2015 alors leur probabilité de maintien en végétation altérée ou de passage en végétation altérée diminue quand le nombre d'années exploitées augmente. Si l'état initial de la végétation était du sol nu, alors la probabilité de passer en végétation altérée et haute en 2020 augmente avec le nombre d'années d'activités, et celle de maintien diminue.



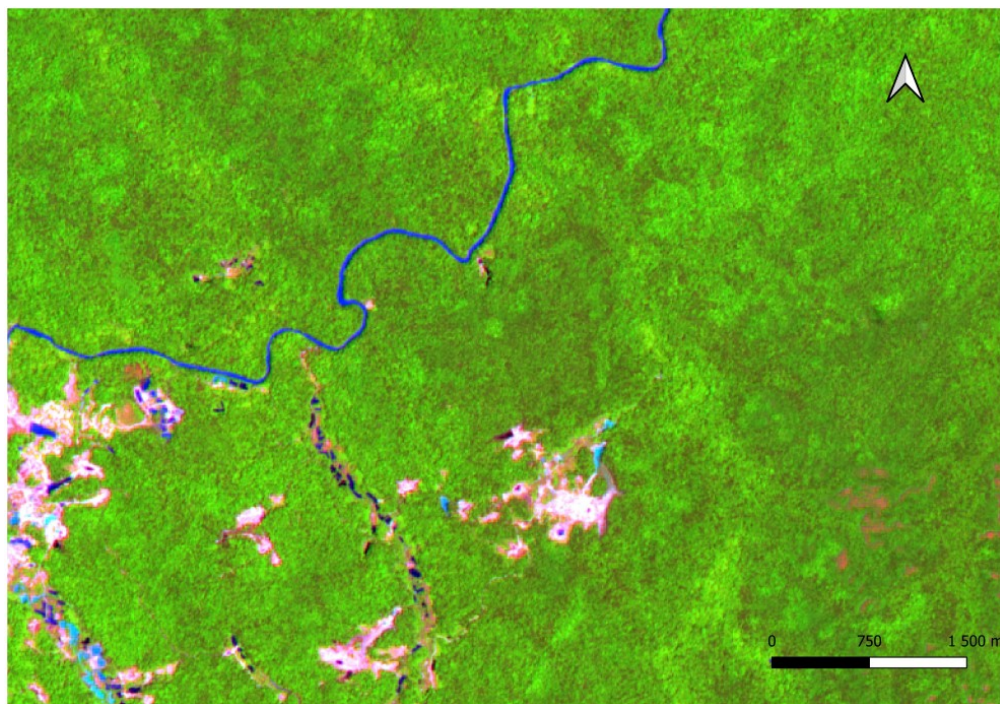
Annexe 8: Probabilités d'évolution de la végétation en 2020 en fonction du type d'exploitation et en prenant en compte l'état de végétation initial. Graphiques obtenus à partir du modèle complet M28 (tableau 1). Nous observons que la probabilité de passage en sol nu en 2020 est toujours plus forte dans une exploitation primaire qu'alluvionnaire, qu'importe l'état de végétation de 2015. Inversement, la probabilité de passer en végétation altérée en 2020 est toujours plus forte dans une exploitation alluvionnaire, qu'importe l'état de la végétation en 2015. Les probabilités de passage en végétation haute en 2020 n'est significativement pas différente d'un type d'exploitation à l'autre.



Annexe 9: Probabilités d'évolution de la végétation en 2020 en fonction de la surface d'exploitation en prenant en compte l'état de végétation initial. Graphiques obtenus à partir du modèle complet M28 (tableau 1). Nous constatons que plus la surface exploitée est grande, plus la probabilité de passage ou maintien en végétation haute en 2020 est forte et plus la probabilité de passer en sol nu ou en végétation altérée est faible. Si l'état de la végétation était en sol nu en 2015 alors la probabilité de passage en végétation altérée croît dans un premier temps, jusqu'à atteindre une valeur maximale pour une surface d'environ 25 ha et décroît ensuite.

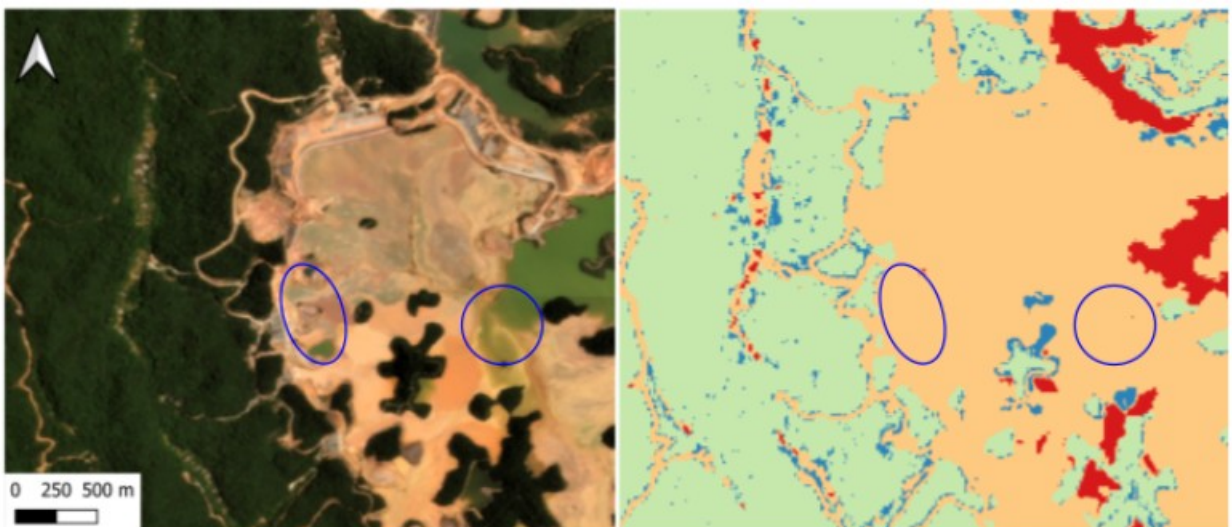


Annexe 10: Raster virtuel VRT réalisé à partir d'images Sentinel-2 avec les bandes 11 (20 m de résolution), 8 et 4 (10 m de résolution); en bleu les surfaces en eau, en vert les surfaces végétalisées et en rose les surfaces de sol nus et potentiellement d'eaux très turbides.

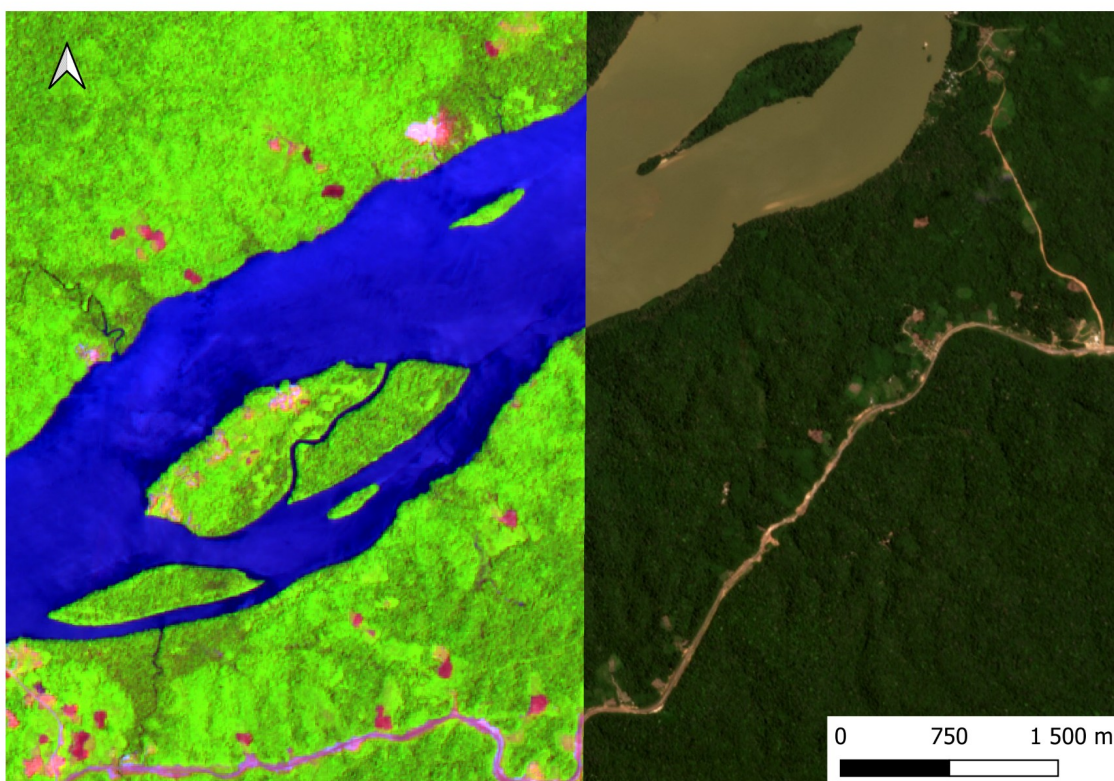


Annexe 11: La détection semi-automatique a été faite grâce à du machine-learning en utilisant sur QGIS le plug-in dzetsaka (<https://plugins.qgis.org/plugins/dzetsaka/>) dans le but de rendre la méthode de détection diffusible plus facilement avec une meilleure réplicabilité (Karasiak & Perbet, 2018). Sur QGIS, dans un premier temps, nous avons catégorisé à l'oeil nu les surfaces en eau, les états de la végétation, les forêts denses matures et les sols nus, puis donné notre classification comme modèle d'apprentissage à l'algorithme GMM (Gaussian Mixture Models). L'algorithme procède ensuite à une catégorisation totale de l'image fournie. Les résultats ont été obtenus très rapidement (de l'ordre de quelques minutes pour une surface d'environ 1,2 millions hectares), mais des erreurs importantes de catégorisation restent encore présentes. En effet, les barranques notamment sont des surfaces en eau, mais dont la turbidité peut tromper la détection semi-automatique qui peut catégoriser ces surfaces comme du sol nu. Bien que la semi-automatisation de la détection d'objets sur image satellites semble être une approche plus objective, elle présente des biais qui sont encore à éliminer.

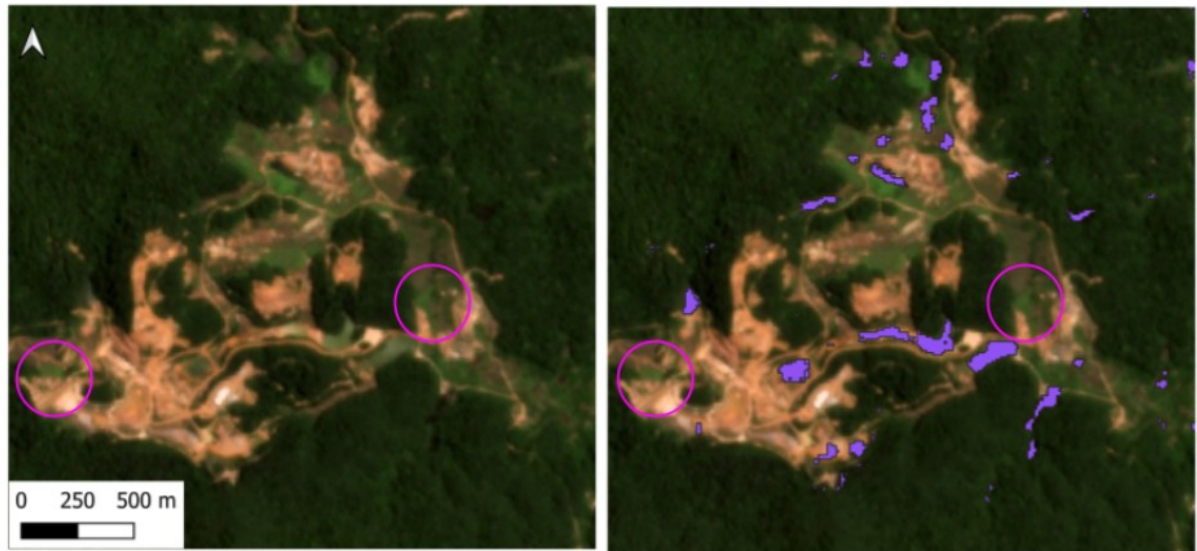
Ci-dessous, une comparaison entre une image PLANET à gauche, et la détection semi-automatique avec le plug-in dzetsaka et l'algorithme GGM. A droite, le vert correspond aux forêts matures, le bleu aux zones de recrudescence de végétation, le rouge aux surfaces en eau et le beige aux surfaces en sol nu. Nous pouvons constater que de nombreuses surfaces en eau sont catégorisées comme sol nu (cercles bleus).



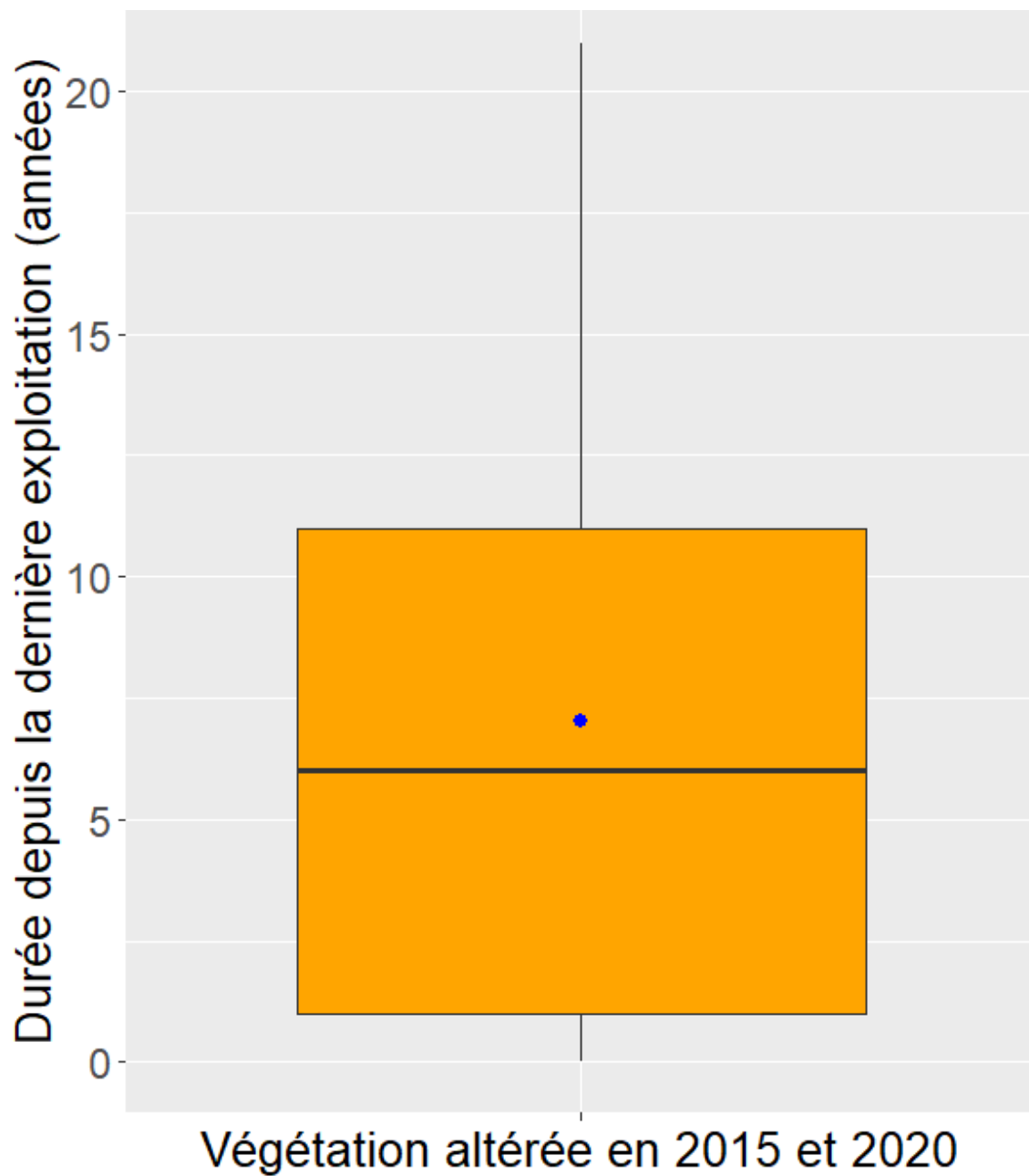
Annexe 12: Comparaison de résolution spectrale et spatiale entre le VRT d'une image Sentinel-2 (à gauche un raster virtuel composé à partir des bandes 11, 8 et 4) et une image PLANET (à droite).



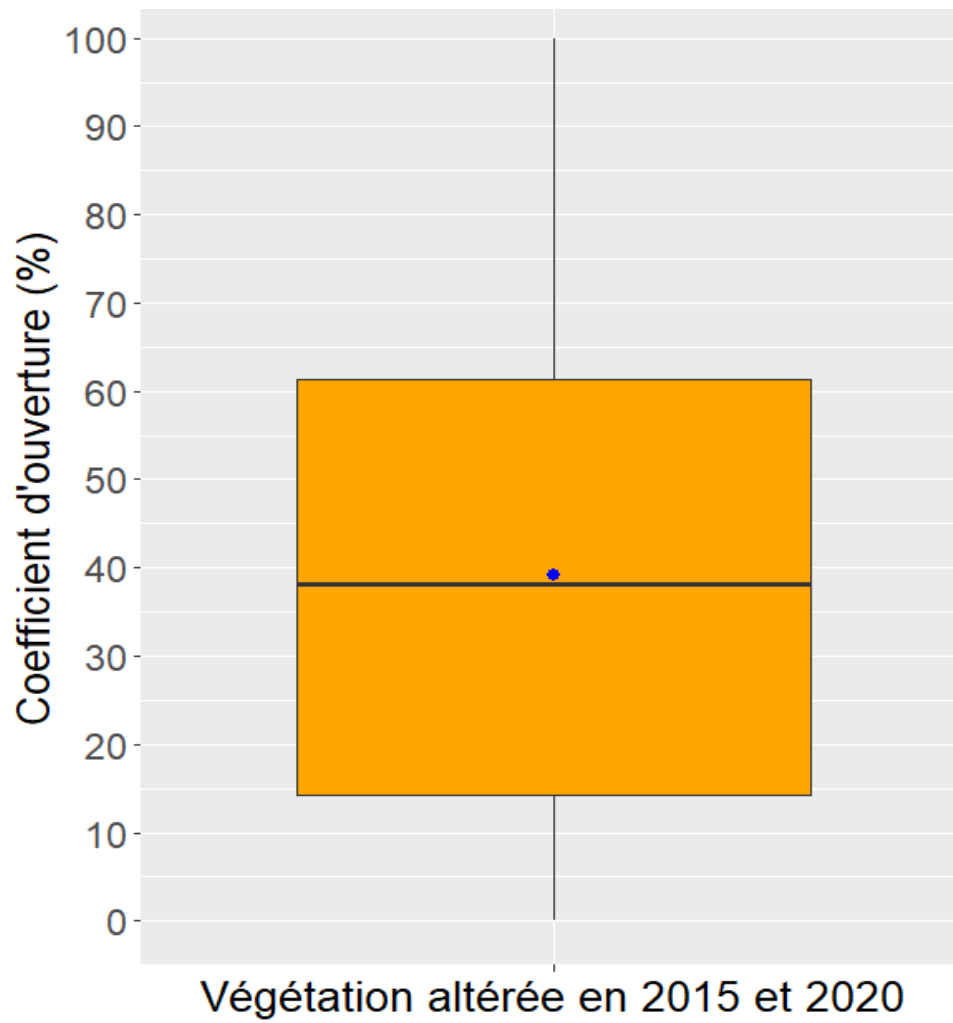
Annexe 13 : Image PLANET sur laquelle on applique la couche de vecteurs des barranques détectées par le traitement GMM du plug-in dzetsaka. Nous pouvons constater que toutes les barranques ne sont pas détectées (cercles roses).



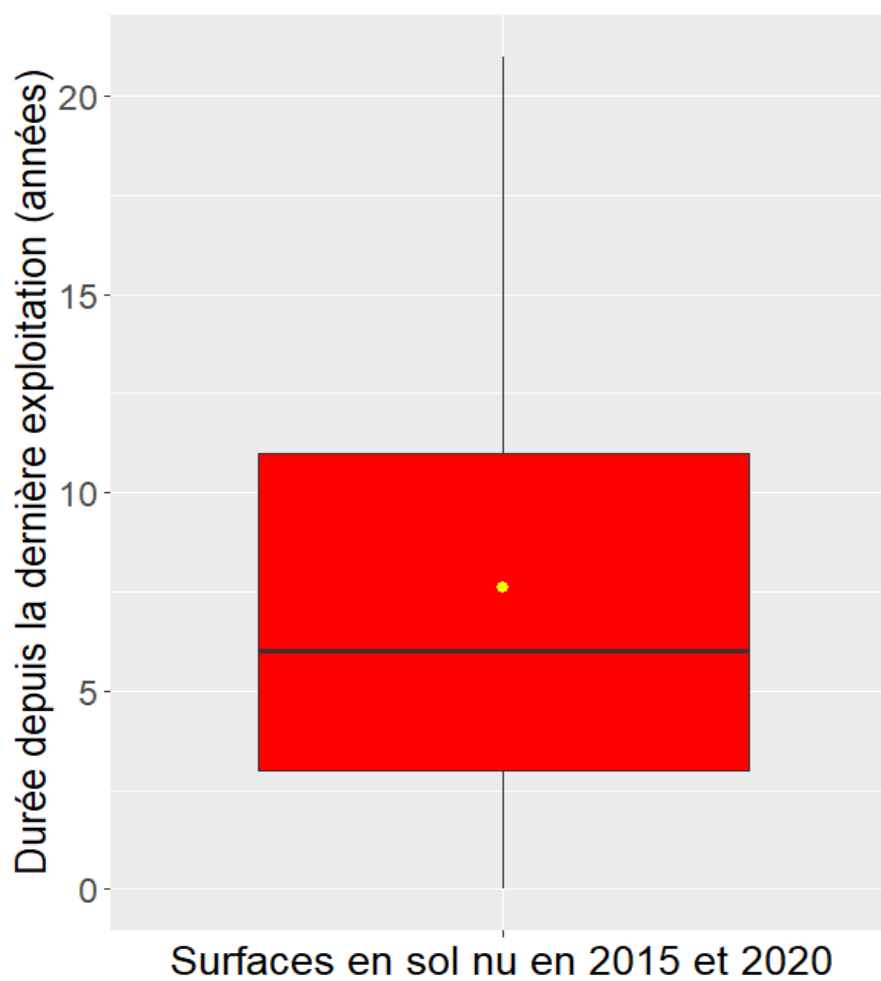
Annexe 14 : Distribution de la durée écoulée depuis la dernière exploitation sur une surface altérée en 2015 et 2020. Le point bleu correspond à la moyenne.



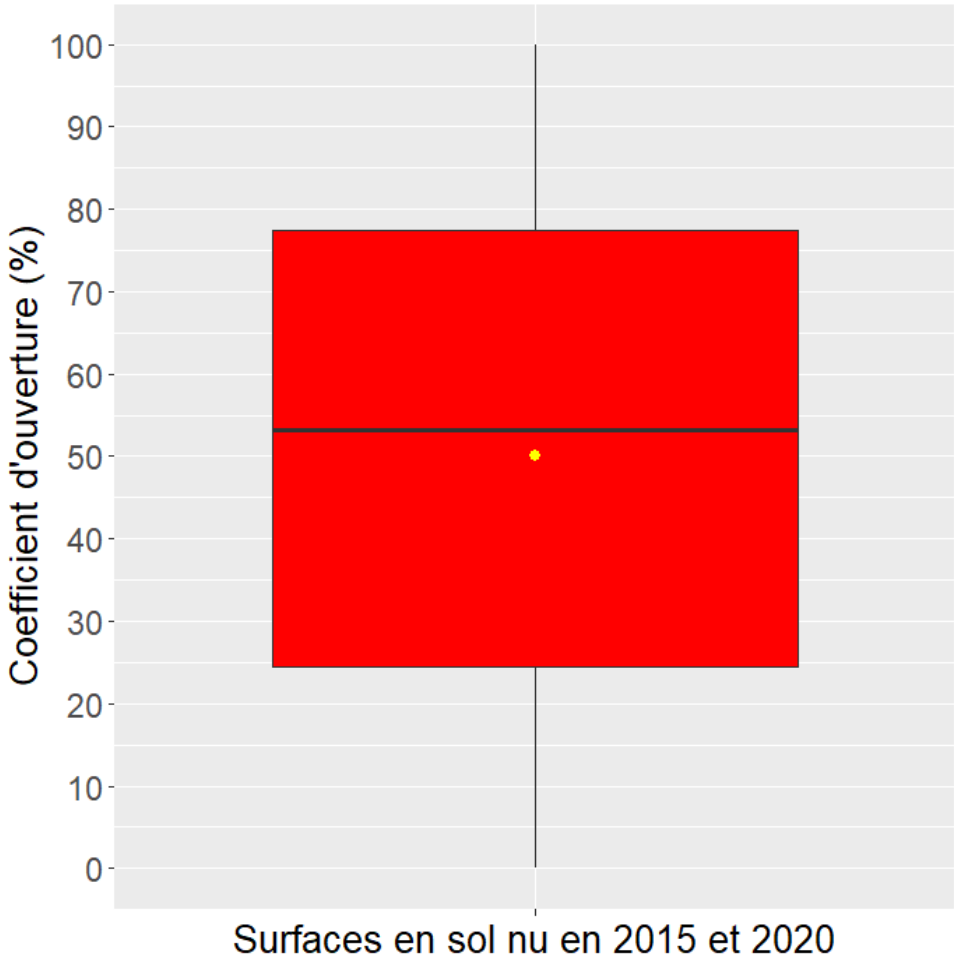
Annexe 15: Distribution des coefficients d'ouverture des polygones en végétation altérée en 2015 et 2020. Le point bleu correspond à la moyenne.



Annexe 16: Distribution des durées depuis la dernière exploitation des surfaces maintenues en sol nu entre 2015 et 2020. Le point jaune correspond à la moyenne.



Annexe 17: Distribution des coefficients d'ouverture des surfaces maintenues en sol nu en 2015 et 2020. Le point jaune correspond à la moyenne.



Annexe 18: Distribution des coefficients d'ouverture en fonction de l'activité. Le point bleu correspond à la moyenne.

