

Faculté des sciences

DYNAMIQUE SÉDIMENTAIRE DANS LES RIVIÈRES DU BASSIN DU CONGO :

Rôle des activités minières artisanales

Auteure: Kelly Ludvine Nzeufack Sontia

Promoteurs: Kristof Van Oost & Nathan Carlier

Lectrice: Veerle Vanacker

Année académique 2025-2026

Master [120] en sciences géographiques, orientation générale, à finalité approfondie

Résumé

L'exploitation minière artisanale constitue aujourd'hui une source majeure de revenus pour des millions de personnes en Afrique centrale, mais elle engendre également des pressions environnementales importantes, en particulier sur les écosystèmes fluviaux tropicaux (Yu et al., 2022). Dans le bassin du Congo, l'intensification récente de cette activité (Schwartz et al., 2021), combinée à la rareté des données hydrologiques in situ, complique l'évaluation quantitative de ses impacts sur la dynamique sédimentaire des rivières (Dethier et al., 2023).

Ce mémoire vise à analyser et quantifier l'influence de l'exploitation minière artisanale sur les concentrations et l'exportation des sédiments en suspension dans les rivières du bassin du Congo. L'étude repose sur une approche intégrée combinant la télédétection satellitaire, l'analyse spatiale et la modélisation statistique, méthodes aujourd'hui reconnues comme particulièrement adaptées aux bassins tropicaux faiblement instrumentés (Yu et al., 2022). Des bassins versants hydrologiquement cohérents, définis à partir des ordres de Strahler, ont été utilisés comme unités d'analyse afin de garantir une cohérence hydrologique et une comparabilité spatiale des résultats (Montgomery, 2001).

La concentration des sédiments en suspension (CSS) et la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin SE) ont été estimées à partir de données Landsat et de modèles hydrologiques, puis mises en relation avec un ensemble de variables physiques, climatiques, anthropiques et minières (Calier et al. Soumis). Plusieurs familles de modèles statistiques ont été mobilisées, incluant des régressions linéaires multiples, des modèles additifs généralisés (GAM), des GAM spatiaux et des modèles de type Random Forest (Breiman, 2001; Wood, 2017a, 2017d; Zuur et al., 2009).

Les résultats montrent que les facteurs environnementaux, notamment la topographie, les précipitations et l'érodibilité des sols, expliquent une part importante de la variabilité des charges sédimentaires, comme observé dans d'autres bassins tropicaux (Syvitski et al., 2005; Vanmaercke et al., 2014). Toutefois, les variables minières, telles que la présence minière, la densité de sites miniers et leur proximité aux cours d'eau, contribuent de manière significative à l'augmentation des concentrations en sédiments en suspension, en particulier à des échelles spatiales intermédiaires. Les profils longitudinaux de CSS révèlent des hausses abruptes de

turbidité à l'aval des zones minières, confirmant les observations réalisées dans d'autres contextes miniers tropicaux (Dethier et al., 2019; Paulista et al., 2023).

Cette étude met en évidence l'intérêt des approches spatialisées et multi-modèles pour détecter et caractériser les impacts des activités minières artisanales sur la dynamique sédimentaire des rivières du bassin du Congo. Elle souligne également la nécessité d'intégrer ces outils dans les stratégies de gestion durable des ressources en eau, dans un contexte de pressions anthropiques croissantes sur les écosystèmes fluviaux tropicaux (Dethier et al., 2023).

Mots clés : activité minière, CSS, SE, régression linéaire multiple, GAM, random Forest

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à Dieu, que je sers, pour la force d'esprit, la persévérance et la clarté qu'il m'a accordées tout au long de ce travail.

Je souhaite également me remercier moi-même pour avoir su garder le cap, même lorsque les difficultés rendaient la suite incertaine. Cette capacité à avancer malgré les défis a été essentielle à l'aboutissement de ce mémoire.

J'adresse ensuite mes sincères remerciements à mon promoteur, Professeur Kristof Van Oost, pour son accompagnement, son soutien constant, ainsi que le temps consacré à la lecture, à l'encadrement et à la réalisation de ce mémoire. Ses conseils ont grandement enrichi la qualité de ce travail.

Mes remerciements vont également aux assistants Nathan Carlier et Gaëlle Wanlin, pour leur disponibilité, leur patience, leurs éclairages méthodologiques et les notes précieuses prises à chaque rencontre. Leur aide attentive a été déterminante dans l'avancement de cette recherche.

Je souhaite adresser un merci particulier à l'ensemble des professeurs qui m'ont encadrée depuis mon arrivée à la Faculté des sciences géographiques. Par leur enseignement et leur bienveillance, ils ont contribué à façonner mon parcours académique et à nourrir ma passion pour la discipline.

Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance à ma famille nucléaire, et en particulier à mes parents, Monsieur et Madame Sontia, ainsi qu'à Monsieur et Madame Fozing, pour leur soutien indéfectible, leur confiance et leur motivation de chaque instant.

Enfin, je remercie chaleureusement tous mes amis (Bryan Sibret, Pavelle Kana, Yvana Ningaye, Edith Nguemo, Brunelle Maffozou, Léo Ketcha, Marleine Nzofou), d'ici et d'ailleurs, qui m'ont encouragée à un moment ou à un autre durant la rédaction de ce mémoire. Leurs mots, parfois simples mais toujours sincères, ont eu un impact précieux.

À toutes et à tous, merci.

Résumé.....	1
Remerciements.....	3
1 Introduction	4
1.1 Objectifs spécifiques de recherche :.....	6
2 Contexte & Revue de la littérature.....	7
2.1 Dynamique sédimentaire fluviale.....	8
2.1.1 Sédiments en suspension et turbidité	8
2.1.2 Érosion fluviale et transport des sédiments.....	9
2.2 L'exploitation minière artisanale dans le bassin du Congo.....	9
2.2.1.1 Impacts de l'exploitation minière	11
2.2.1.2 Télédétection et analyse spatiale des sédiments en suspension	13
3 Matériels & méthode.....	18
3.1 Présentation de la zone d'étude : le bassin du Congo.....	18
3.2 Physique du bassin du Congo.....	19
3.2.1 Relief et altitude	19
3.2.2 Géologie	19
3.2.3 Climat et précipitations	20
3.3 Les données	21
3.3.1 Création des bassins versants	21
3.3.2 Les variables.....	23
3.3.2.1 Les variables réponses	24
3.3.2.2 Les variables physiques	25
3.3.2.3 Les variables anthropiques.....	26
3.3.2.4 Les variables minières.....	27
3.4 Analyses statistiques	28
3.4.1 Prétraitement des données.....	29
3.4.2 Modèles de régression.....	30
3.5 Profils longitudinaux de CSS	34

4	Résultats	35
4.1	Bassin de niveau 4.....	35
4.1.1	Analyse descriptive	35
4.2	Modèles de régressions	38
4.2.1	Modèles linéaires multiples.....	38
4.2.2	Modèle GAM	40
4.2.3	Modèles additifs généralisés (GAM) spatiaux : (terme de lissage 2D sur les coordonnées)	41
4.2.4	Modèles random Forest.....	43
4.3	Bassin de niveau 5	46
4.3.1	Hierarchie générale des régressions (bassin 5)	47
4.3.2	Comparaison entre log (CSS) vs log (SE).....	47
4.3.3	Similitudes et différences entre les régressions du bassin 5 vs bassin 4	48
4.4	Profils longitudinaux	49
4.4.1	Profils longitudinaux sans bassins miniers.....	49
4.4.2	Profils longitudinaux associés à des bassins miniers	50
5	Discussion	52
5.1	Distribution des CSS, SE	52
5.2	Comparaison des performances des modèles de régression.....	54
5.2.1	Régressions linéaires multiples	54
5.2.2	Modèles additifs généralisés (GAM)	54
5.2.3	Random Forest (RF).....	55
5.2.4	GAM spatial	56
5.2.5	Comparaison entre CSS et SE.....	56
5.2.6	Limites conceptuelles et méthodologiques du facteur d'érodibilité des sols (K) dans l'analyse des flux sédimentaires	58
5.3	Effet d'échelle et détectabilité du signal minier.....	58

5.4 Influence des activités minières sur la structuration longitudinale des concentrations en sédiments en suspension)	59
Conclusion.....	60
Limites de l'étude.....	61
Perspectives	62
Bibliographie :.....	63
Listes des figures	72
Listes des Tableaux	74
Annexe A1: Rasters continus de la CSS (Carlier et al., soumis)	75
Annexe A2 : Traitements des données	77
Annexe A3 : Analyses exploratoires	78
Annexe A4 : Modèles de régressions	84
Biographie	86

1 Introduction

Au cours des dernières décennies, la croissance de la demande mondiale en ressources minérales, notamment en or, cobalt, cuivre, coltan ou diamants, s'est considérablement accélérée sous l'effet de la mondialisation, de l'urbanisation et de l'essor des technologies numériques et énergétiques. Cette intensification des activités extractives exerce une pression croissante sur les écosystèmes tropicaux, où les impacts environnementaux et sociaux sont aujourd'hui largement documentés (Gerson et al., 2020). L'exploitation minière, tout comme l'extraction pétrolière, figure parmi les principaux moteurs de la déforestation dans les forêts tropicales d'Afrique, d'Amérique latine et d'Asie, contribuant à une perte forestière estimée à environ 7 % (Hosonuma et al., 2012). Outre la déforestation, les équipements utilisés pour l'extraction du minerai consomment d'énormes quantités d'énergie qui libèrent du CO₂ dans l'atmosphère, contribuant ainsi au réchauffement climatique (Dethier et al., 2023).

L'exploitation minière en milieu fluvial, aussi appelée exploitation alluviale, est une pratique ancienne visant l'extraction de minéraux précieux tels que l'or et les diamants, par le biais de l'excavation de sédiments dans les lits de rivières et les plaines inondables (Fritz et al., 2023). Cette activité, en lien direct avec les cours d'eau et les eaux de surface, connaît aujourd'hui une intensification notable sous forme d'exploitation minière artisanale (EMA), particulièrement prisée par les mineurs disposant de faibles capitaux et d'un accès limité aux terres. L'exploitation minière artisanale, qui repose sur des techniques rudimentaires souvent en dehors des normes environnementales et sociales, représente pourtant une source de subsistance vitale pour plus de 40 millions de personnes dans le monde (IGF, 2025). Elle est particulièrement répandue en Afrique subsaharienne, où elle joue un rôle crucial dans la survie des communautés rurales. De 1990 à 2020, le nombre cumulé de sites miniers alluvionnaires a doublé à l'échelle mondiale (Dethier et al., 2023), traduisant une intensification préoccupante de cette activité. Bien qu'elle représente une source de revenus essentielle pour de nombreuses communautés et contribue à la lutte contre la pauvreté, cette forme d'exploitation exerce une pression croissante sur les écosystèmes aquatiques.

Le bassin du Congo illustre parfaitement cette dynamique. En plus d'abriter de nombreuses ressources minérales telles que l'or, le diamant et le coltan, l'environnement du bassin du Congo se distingue par sa flore et sa faune uniques. Ces forêts sont intégrées dans le système REDD+ (Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts), qui vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre en préservant les forêts (Hund et al., 2013, 2017). Il est considéré comme l'un des hotspots de biodiversité les plus importants de la planète. Mais

depuis ces dernières décennies, cet écosystème est exposé à de nombreux risques environnementaux dus aux activités humaines en général et en particulier aux activités minières artisanales (Loubota Panzou et al., 2016a). Du fait de sa richesse en minerai, l'EMA y est massivement concentrée le long des affluents, constituant ainsi une stratégie importante de subsistance pour près de 2 millions de mineurs artisanaux. Cette dynamique soulève un double enjeu majeur : concilier la préservation des écosystèmes en tenant compte des enjeux socio-économiques des communautés locales.

Bien que de nombreuses études aient documenté les impacts environnementaux de l'exploitation minière artisanale (EMA) dans le bassin du Congo (Loubota Panzou et al., 2016 ; Galli et al., 2022 ; Dethier et al., 2023), peu d'études se sont spécifiquement intéressées à l'accumulation des sédiments dans les rivières du bassin. Or, la concentration des sédiments en suspension (CSS) constitue un paramètre essentiel pour évaluer les impacts des usages des terres, tels que l'exploitation minière et l'agriculture, sur les ressources en eau. Étroitement liée à la morphologie des cours d'eau et aux processus d'envasement, la CSS influence directement la qualité des masses d'eau et leur durabilité.

Malgré l'importance de l'enjeu lié à la dégradation des écosystèmes fluviaux, les travaux consacrés à la dynamique sédimentaire dans le bassin du Congo demeurent fragmentaires et majoritairement limités à des études locales. À ce jour, il existe peu d'analyses spatialisées permettant de relier de manière intégrée la distribution des sites d'exploitation minière artisanale (EMA), les transformations de l'occupation du sol et les variations des concentrations et des flux de sédiments dans les rivières du bassin du Congo.

Or, au-delà des concentrations ponctuelles en sédiments en suspension (CSS), la quantité de sédiments exportés par les cours d'eau constitue un indicateur clé de l'intensité et de l'impact spatial des perturbations anthropiques, notamment celles liées aux activités minières (Dethier et al., 2023).

Dans ce contexte, ce mémoire vise à analyser et à quantifier l'impact de l'exploitation minière artisanale sur les concentrations et l'exportation des sédiments en suspension dans les rivières du bassin du Congo, en mobilisant des approches combinant la télédétection, l'analyse spatiale et la modélisation statistique. L'étude s'appuie notamment sur des modèles de régression permettant de comparer la performance de différentes variables indépendantes environnementales et anthropiques afin d'identifier celles qui sont les plus pertinentes pour détecter et expliquer l'effet des activités minières sur la dynamique sédimentaire des rivières.

1.1 Objectifs spécifiques de recherche :

Plus spécifiquement, cette recherche se structure autour des objectifs suivants :

- Analyser et mesurer les liens statistiques entre la concentration des sédiments en suspension (CSS), la quantité de sédiments exportés par bassin versant (SE), et différents facteurs environnementaux (hydromorphologiques et climatiques) ainsi que des facteurs humains, notamment ceux liés à l'exploitation minière artisanale
- Comparer les performances explicatives des différentes variables indépendantes au sein des modèles de régression, afin d'identifier celles qui permettent le mieux de détecter et de caractériser l'impact des activités minières sur les rivières.

Ce travail se distingue des études existantes par (i) une approche multi-échelles basée sur des bassins hydrologiquement cohérents, (ii) l'intégration explicite de variables minières spatialisées, et (iii) la comparaison systématique de plusieurs familles de modèles de régressions statistiques.

2 Contexte & Revue de la littérature

L'exploitation minière artisanale (EMA) et à petite échelle occupe une place centrale pour les pays d'Afrique très riches en minerais souterrains. La présence abondante de minerais tels que l'or, le diamant, la cassitérite ou le coltan y représente un potentiel économique majeur, susceptible de contribuer au développement national et aux moyens de subsistance locaux (Tanyobe, 2020). À l'échelle mondiale, l'EMA constitue depuis plusieurs décennies un pilier de l'économie informelle : elle mobilise près de 44 millions de travailleurs directs et plus de 150 millions de personnes en dépendent indirectement, dont environ un tiers réside en Afrique (Yu et al., 2022).

Dans le bassin du Congo, l'EMA joue un rôle socio-économique majeur pour les ménages ruraux, comparable à celui de l'agriculture en termes de diversification et de sécurisation des moyens de subsistance (Ingram et al., 2011). Toutefois, de nombreuses études montrent que cette activité est associée à une déforestation des berges, à l'érosion des sols et à une pollution accrue des milieux aquatiques (Serwajja & Mukwaya, 2021 ; Fikri et al., 2023). Les techniques de creusement, le lavage des sédiments aurifères et le rejet direct de fines particules dans les cours d'eau, souvent précédés d'un défrichement intensif des sites miniers, se traduisent par une augmentation marquée de la turbidité et des CSS dans les rivières, comme l'ont montré les travaux récents sur l'orpaillage tropical (Asner et al., 2013).

Ces modifications hydrosédimentaires ne modifient pas seulement la morphologie fluviale : elles altèrent également les habitats aquatiques, réduisent la photosynthèse, augmentent le colmatage des frayères et perturbent les usages de l'eau par les communautés locales (pêche, irrigation, eau potable). À cela s'ajoutent d'autres types de pollution, notamment la contamination chimique liée à l'usage de mercure dans l'orpaillage ou au remaniement de sédiments contenant des métaux lourds, une problématique largement documentée dans plusieurs pays africains (Essalhi et al., 2016). Cependant, la quantification précise de ces impacts demeure complexe. Elle est entravée par la grande dispersion géographique des sites, l'absence de séries temporelles sur la qualité de l'eau, ainsi que les conditions d'accès difficiles dans les zones minières isolées (Dethier et al., 2023). Ces contraintes limitent la réalisation de mesures in situ systématiques et nuisent à l'élaboration de diagnostics environnementaux fiables à l'échelle régionale.

Dans ce contexte, la télédétection apparaît comme un outil essentiel pour analyser les impacts de l'EMA, en particulier sur les dynamiques sédimentaires. Les données satellitaires permettent d'observer de larges superficies, de suivre l'évolution de l'occupation du sol, de détecter

l'expansion des sites d'exploitation minière, et d'estimer la concentration en sédiments en suspension au moyen d'indices optiques ou de modèles spécifiques (Ngom et al., 2023; Paulista et al., 2023). Ces approches spatiales offrent une alternative robuste aux campagnes de terrain ponctuelles, notamment dans les régions reculées du Congo où les contraintes logistiques et sécuritaires limitent les collectes de données hydrologiques continues.

Enfin, replacer cette problématique dans le cadre spécifique du bassin du Congo est indispensable. Deuxième plus vaste massif forestier tropical du monde et réseau hydrographique majeur du continent africain, il constitue une zone clé pour les équilibres écologiques régionaux (Beekmann et al., 2024). Les rivières du bassin jouent un rôle fondamental dans la biodiversité, les services écosystémiques, la connectivité fluviale et les moyens de subsistance de millions d'habitants. Elles sont également au cœur d'une intense activité minière artisanale, particulièrement dans l'est et le sud de la RDC, où les exploitations sont souvent situées directement dans les lits et sur les berges des cours d'eau (Harrison et al., 2016).

Dans un contexte de pression croissante sur les ressources naturelles, la compréhension des interactions entre exploitation minière artisanale, érosion des sols et accumulation des sédiments dans les rivières du bassin du Congo devient cruciale pour élaborer des politiques de gestion durable, renforcer les stratégies de conservation et anticiper les risques environnementaux (Sé et al., 2025).

2.1 Dynamique sédimentaire fluviale

2.1.1 Sédiments en suspension et turbidité

Les sédiments en suspension et la turbidité des rivières constituent des paramètres centraux pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques, en particulier dans des environnements soumis à de fortes pressions anthropiques (Yu et al., 2022). Les sédiments en suspension ou *Suspended Sediment Concentration (SSC)* représentent les particules fines transportées par les cours d'eau, principalement issues de l'érosion des sols et du lessivage des surfaces déstabilisées. Leur concentration conditionne la turbidité de l'eau, affectant à la fois la pénétration de la lumière, la photosynthèse, la disponibilité en oxygène dissous et la physiologie des organismes aquatiques ; elle est ainsi un indicateur incontournable de l'état écologique des systèmes fluviaux (Vales, 2024). La turbidité quantifie la capacité de l'eau à diffuser et absorber la lumière, en raison de la présence de particules. Plusieurs travaux établissent une forte corrélation entre turbidité et CSS (Yu et al., 2022 ; Aka et al., 2023), ce qui a permis de développer des modèles empiriques et satellitaires pour estimer la charge sédimentaire à partir

de paramètres optiques (Paulista et al., 2023). Cette relation se révèle particulièrement exacerbée en milieu tropical, où les épisodes de pluies intenses génèrent des apports soudains et marqués (Hund et al., 2013), entraînant dans certains contextes, comme celui du bassin du Congo, des vagues de pollution sédimentaire sur plusieurs centaines de kilomètres à la suite d'incidents miniers. Par exemple, dans le bassin de la Tshikapa-Kasaï, des concentrations médianes de sédiments en suspension supérieures à 4,9 g/L et des pics de turbidité plus de 50 fois au-dessus des seuils écologiques ont été documentés à la suite d'un déversement minier, occasionnant d'importantes pertes écologiques et menaçant la santé humaine et piscicole (CRREBaC, 2021).

2.1.2 Érosion fluviale et transport des sédiments

Le transport sédimentaire dans les rivières découle de l'érosion hydrique, qui désagrège, mobilise puis exporte les particules issues du sol et des surfaces dénudées vers les milieux aquatiques. Les activités humaines telles que la déforestation et l'exploitation minière amplifient ce processus en supprimant la couverture végétale et en augmentant la vulnérabilité des sols à l'érosion. Cette dynamique favorise une augmentation tangible du ruissellement de surface, des flux de matières solides et des taux de sédiments en suspension dans les bassins-versants ainsi impactés (Dethier et al., 2023). Dans les régions tropicales humides comme le bassin du Congo, où les précipitations sont régulièrement intenses, la réponse sédimentaire des cours d'eau peut être très forte. Des études menées en Amazonie ou en Asie du Sud-Est ont montré que dans les zones minières, les charges sédimentaires fluviales peuvent être multipliées par trois à cinq en comparaison avec les bassins non exploités (Dethier et al., 2019). Au Congo, la dynamique naturelle très active est exacerbée par les perturbations anthropiques, ce qui se traduit par des élévations significatives des concentrations en sédiments, comme le confirment les observations dans la région du lac Kivu, ou du Kasaï (Bagalwa Rukeza et al., 2025).

2.2 L'exploitation minière artisanale dans le bassin du Congo

L'exploitation minière artisanale, communément désignée sous le terme *Artisanal and Small-Scale Mining (EMA)*, correspond à une forme d'extraction réalisée à petite échelle, reposant sur des moyens techniques rudimentaires, une faible intensité capitaliste et une organisation souvent informelle, en dehors des standards de l'exploitation industrielle (Hilson, 2002). Ce mode d'extraction est largement répandu à l'échelle du bassin du Congo, où la richesse du sous-sol en minerais stratégiques (or, cassitérite, coltan, cobalt, cuivre) a favorisé, de longue date, le développement de pratiques extractives artisanales.

Dans cette région, et en particulier en République démocratique du Congo (RDC), l'EMA s'inscrit dans une trajectoire historique ancienne. Bien avant la période coloniale, des formes traditionnelles d'extraction artisanale de l'or, du cuivre et du fer étaient déjà pratiquées dans plusieurs zones du bassin, notamment dans les régions du Katanga et du Kasai, où les populations locales exploitaient les gisements à des fins utilitaires et ornementales (Nzongola-Ntalaja, 2002). La colonisation européenne, à partir de la fin du XIX^e siècle, a profondément transformé ces pratiques par l'implantation de grandes compagnies minières industrielles, telles que l'Union Minière du Haut-Katanga, orientées vers une extraction fortement contrôlée et destinée à l'exportation.

Après les indépendances, et plus particulièrement à partir des années 1980–1990, la combinaison de crises économiques, de conflits armés et de l'effondrement de certaines entreprises minières étatiques a entraîné une résurgence massive de l'exploitation artisanale dans de nombreuses parties du bassin du Congo. Ce phénomène s'est intensifié à partir des années 2000 sous l'effet de la demande mondiale croissante en minerais stratégiques, faisant de l'EMA un mode de subsistance majeur pour plusieurs millions de personnes en Afrique centrale, notamment en RDC, mais aussi dans les pays voisins du bassin (Geenen, 2012 ; Pact-PROMINES, 2010). En RDC seule, les estimations suggèrent qu'entre 1 et 2 millions de personnes dépendent directement de l'EMA, principalement dans les provinces du Nord-Kivu, Sud-Kivu, Ituri, Maniema et Haut-Katanga (World Bank, 2020), lesquelles s'inscrivent toutes dans le bassin hydrographique du Congo ou de ses principaux affluents.

Les méthodes utilisées dans l'EMA à l'échelle du bassin du Congo restent largement rudimentaires et peuvent être regroupées en deux grandes catégories. L'exploitation alluviale, pratiquée dans les lits et sur les berges des rivières par dragage, creusement ou lavage de sédiments aurifères, est particulièrement répandue dans les zones forestières et les plaines alluviales. L'exploitation à ciel ouvert, quant à elle, implique le décapage de la végétation et des sols pour creuser des fosses et des puits souvent profonds, sans dispositifs de stabilisation ni mesures de protection environnementale. Dans les deux cas, les procédés de séparation des minerais reposent largement sur l'utilisation de l'eau, entraînant le rejet direct de sédiments fins et de boues dans les cours d'eau adjacents.

Ces pratiques, combinées à la déforestation, au décapage des sols et à l'absence de mesures de réhabilitation, favorisent une érosion accélérée, un ruissellement accru et une augmentation significative des concentrations de sédiments en suspension dans les réseaux hydrographiques du bassin du Congo. Plusieurs études menées en Afrique centrale montrent que les bassins

versants affectés par l'EMA présentent des niveaux de turbidité et de matières en suspension nettement supérieurs à ceux observés dans des bassins non exploités, avec des conséquences directes sur la qualité de l'eau, les habitats aquatiques et les usages en aval (Banza Lubaba et al., 2009 ; Byemba et al., 2022).

Ainsi, l'exploitation minière artisanale apparaît comme un facteur majeur de perturbation hydrosédimentaire à l'échelle du bassin du Congo, en raison de sa forte proximité avec les cours d'eau, de son caractère diffus et de la répétition des perturbations dans le temps. Si ces impacts sont particulièrement bien documentés en RDC, ils s'inscrivent dans une dynamique régionale plus large, caractéristique de nombreux bassins tropicaux d'Afrique centrale, où l'EMA contribue à l'intensification des flux sédimentaires et à la dégradation progressive des écosystèmes fluviaux.

2.2.1 Impacts de l'exploitation minière

L'expansion des activités minières artisanales dans les zones à haute valeur écologique d'Afrique centrale, dans le bassin du Congo engendre de multiples pressions sur l'environnement. Ces exploitations, souvent peu ou pas réglementées, modifient profondément les paysages, les écosystèmes et les ressources en eau, avec des conséquences directes sur les populations locales et les services écosystémiques.

Bien que l'exploitation minière ne soit pas toujours considérée comme une cause directe de déforestation, son impact indirect est considérable. L'ouverture de routes, la création de campements, de zones de stockage et d'infrastructures d'accès entraînent une fragmentation du couvert forestier et favorisent la colonisation humaine dans des zones auparavant peu perturbées. En Afrique subsaharienne, il a été montré que quinze ans après l'ouverture d'un site minier, la perte de forêt peut atteindre jusqu'à 15 % dans un rayon de 1 à 3 km autour des exploitations (Ahmed et al., 2025). Ces transformations s'accompagnent d'une perte de biodiversité et d'une diminution des capacités de régénération naturelle des écosystèmes.

L'exploitation minière artisanale altère également de manière profonde la structure et la fonctionnalité des sols. Le décapage des horizons superficiels, le creusement de fosses et la manipulation intensive des sédiments détruisent les couches fertiles, favorisent une érosion accélérée et rendent les sols compactés, instables et difficilement réutilisables pour l'agriculture ou la régénération végétale (Essalhi et al., 2016). Les fosses abandonnées constituent fréquemment des zones de stagnation d'eau, propices à la prolifération de moustiques et à l'accumulation d'eaux contaminées, accentuant ainsi les risques sanitaires et environnementaux.

Les activités minières artisanales contribuent par ailleurs aux émissions locales de gaz à effet de serre. L'utilisation d'équipements fonctionnant au diesel, tels que les motopompes, concasseurs ou groupes électrogènes, génère des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x). À cela s'ajoute la déforestation liée à la préparation des sites miniers, qui réduit la capacité de séquestration du carbone. Bien que ces émissions soient diffuses, elles participent à la dégradation de la qualité de l'air et au réchauffement climatique à l'échelle locale (Asner et al., 2013).

Les impacts les plus marqués concernent toutefois la qualité et la dynamique des eaux de surface. Les techniques d'extraction utilisées dans l'orpaillage artisanal, telles que l'exploitation à la batée, l'utilisation de rampes de lavage et le recours au mercure pour l'amalgamation de l'or, entraînent une dégradation sévère des milieux aquatiques. Le mercure est une substance hautement toxique qui s'accumule dans les sédiments et les organismes aquatiques, provoquant des risques sanitaires graves pour les populations riveraines. Des concentrations dépassant les normes internationales ont été mesurées dans plusieurs rivières du Ghana (Kobina Mensah et al., 2015), tandis que des contaminations comparables ont été observées dans le bassin du Kasai en RDC (Essalhi et al., 2016).

Un exemple particulièrement marquant de pollution aiguë liée aux activités minières est fourni par l'accident survenu en 2021 sur les rivières Tshikapa et Kasai, consécutif à une fuite de résidus miniers provenant de la mine de diamants de Catoca, située en Angola à proximité de la frontière avec la RDC. Une étude de (Ruppen et al., 2023) a démontré, à l'aide d'images Sentinel-2, la propagation d'un panache de pollution sur plus de 1 400 km le long du réseau fluvial, entraînant une augmentation exceptionnelle de la turbidité et des concentrations en matières en suspension, bien au-delà des variations saisonnières naturelles. Cet épisode a été associé à des mortalités massives de poissons, à la contamination de l'eau potable et à de graves impacts sanitaires sur les populations riveraines, illustrant de manière extrême la vulnérabilité des systèmes fluviaux transfrontaliers aux pollutions minières.

Au-delà des pollutions chimiques, l'exploitation minière artisanale est également à l'origine d'une augmentation importante des concentrations en sédiments en suspension dans les cours d'eau. Les sols remaniés, souvent dépourvus de couverture végétale, sont facilement érodés par les pluies tropicales, entraînant une hausse marquée de la charge sédimentaire. Cette sédimentation excessive modifie la morphologie fluviale, réduit la profondeur des lits, accroît la fréquence des inondations et diminue les débits en saison sèche (Paulista et al., 2023b). Des effets similaires ont été documentés dans les bassins aurifères amazoniens et en Asie du Sud-

Est, où l'augmentation de la turbidité liée à l'orpaillage a conduit à une dégradation durable des habitats aquatiques (Dethier et al., 2019).

Les sédiments issus des activités minières contiennent fréquemment des métaux lourds et des composés chimiques qui se déposent dans les zones à faible énergie hydraulique, contaminant durablement la faune et la flore aquatiques (Chelotti et al., 2019). À l'échelle des régions minières tropicales, il est estimé que les apports sédimentaires d'origine minière ont altéré en moyenne près de $23 \% \pm 19 \%$ de la longueur des grands cours d'eau (Dethier et al., 2023). Ces perturbations cumulées réduisent la disponibilité des ressources en eau et en dégradent la qualité, compromettant les usages domestiques, agricoles et alimentaires des populations locales.

L'étendue spatiale des perturbations hydrosédimentaires induites par les activités minières, combinée au manque de réseaux de suivi hydrologique continu, impose le recours à des approches fondées sur la télédétection pour quantifier les variations de turbidité et de charge sédimentaire à l'échelle régionale.

2.2.2 Télédétection et analyse spatiale des sédiments en suspension

L'utilisation de la télédétection pour l'estimation des sédiments en suspension dans les eaux continentales s'est progressivement imposée depuis les années 1970 comme une approche fiable et complémentaire aux mesures hydrologiques traditionnelles. Les premiers travaux fondés sur les capteurs Landsat MSS et TM ont montré que la présence de particules minérales ou organiques modifie fortement la signature optique de l'eau dans les bandes du visible et du proche infrarouge (NIR), résultant principalement des processus de diffusion et de rétrodiffusion de la lumière dont l'intensité augmente avec la concentration de matières en suspension (Ritchie & Cooper, 1988). Ce principe optique, formalisé notamment par Ritchie et Cooper (1988), constitue le socle théorique des méthodes modernes d'estimation des SS par télédétection, particulièrement efficaces dans les milieux turbides où les variations de réflectance sont directement observables depuis l'espace (Yepez et al., 2018).

Les progrès récents de l'observation satellitaire ont considérablement renforcé la capacité d'analyse de la dynamique sédimentaire. L'arrivée de capteurs multispectraux de nouvelle génération, tels que Sentinel-2 MSI, Landsat 8 et 9 OLI, MODIS ou PlanetScope, a permis de combiner une résolution spatiale accrue, une fréquence de revisite élevée et de longues séries temporelles d'observation (Hafeez et al., 2022). Dans des contextes tropicaux comme celui du bassin du Congo, caractérisés par un déficit chronique de données hydrométriques, une forte couverture nuageuse et une accessibilité limitée de certaines zones, la télédétection constitue

ainsi l'un des rares outils permettant de suivre de manière quasi continue les variations de la turbidité et de la charge sédimentaire (Luo et al., 2022; Paulista et al., 2023; Yu et al., 2022). Ces avancées technologiques ont favorisé le développement de différentes familles de modèles d'estimation de la CSS, adaptées aux contraintes optiques et hydrologiques des grands bassins tropicaux (Jiang et al., 2025).

Les modèles empiriques, historiquement les plus utilisés, reposent sur l'établissement de relations linéaires ou log-linéaires entre la réflectance corrigée et des mesures in situ, mobilisant principalement les bandes rouge et NIR, ou des indices spectraux dérivés tels que le rapport rouge/NIR ou le *Normalized Difference Turbidity Index (NDTI)* (Pavelsky & Smith, 2009a). Leur efficacité, souvent caractérisée par des coefficients de détermination compris entre 0,70 et 0,90, s'explique par la forte sensibilité de ces bandes aux particules minérales, en particulier dans les rivières très turbides où les variations de concentration se traduisent par des contrastes marqués de réflectance (Joshi et al., 2025a; Li et al., 2025).

Parallèlement, les modèles semi-analytiques, tels que ceux proposés par Nechad et al. (2010), s'appuient sur les équations du transfert radiatif pour relier les propriétés optiques inhérentes des particules aux signaux satellitaires. Cette approche facilite leur transposabilité d'un site à l'autre et leur application à de grands cours d'eau tropicaux (Nechad et al., 2010). Ces modèles se révèlent particulièrement adaptés aux eaux fortement turbides, bien que leurs performances (Tableau 1) puissent se dégrader dans des environnements très hétérogènes ou le long de rivières étroites, où les effets de pixels mixtes deviennent prépondérants (Yepez et al., 2018).

Plus récemment, le recours aux méthodes d'apprentissage automatique (Random Forest, Support Vector Regression, Gradient Boosting, réseaux neuronaux) a permis d'améliorer significativement la capacité de prédiction de la CSS. Ces approches sont capables de capturer les relations non linéaires entre la réflectance multispectrale, les conditions hydrométéorologiques et les propriétés optiques de l'eau, montrant généralement une réduction de l'erreur quadratique moyenne ou *Root Mean Square Error (RMSE)* de l'ordre de 20 à 40% par rapport aux approches empiriques classiques, avec des coefficients de détermination dépassant fréquemment 0,85 dans des environnements tropicaux complexes (Li et al., 2025). Ces performances s'expliquent par la possibilité d'intégrer simultanément des variables spectrales, des indices de turbidité, la saisonnalité hydrologique, le débit ou encore les précipitations (Erten, 2025; Joshi et al., 2025).

Malgré ces avancées, la littérature souligne plusieurs limites méthodologiques inhérentes à l'estimation de la CSS par télédétection. L'une des principales concerne la saturation du signal

optique lorsque la turbidité dépasse des seuils élevés (souvent supérieurs à 800-1000 mg/L), situation fréquemment observée dans les zones d'orpaillage artisanal où des rejets très concentrés sont directement déversés dans les cours d'eau (Dethier et al., 2019). Dans le bassin du Congo, cette saturation peut apparaître à des seuils relativement faibles (45–70 mg/L), bien en deçà des valeurs classiquement rapportées, en particulier dans les affluents affectés par l'orpaillage artisanal. Ce phénomène conduit à une sous-estimation systématique des CSS élevées et constitue un verrou méthodologique majeur pour le suivi des impacts miniers par imagerie optique seule (Carlier et al., soumis). La couverture nuageuse persistante dans les régions tropicales constitue également une contrainte majeure, réduisant la disponibilité d'images optiques exploitables et imposant le recours à des stratégies de fusion multisource (Landsat–Sentinel–MODIS) ou à l'intégration de données radar (Slabon & Hoffmann, 2024). D'autres sources d'incertitude doivent être prises en compte, telles que les erreurs de correction atmosphérique, la confusion spectrale entre matières organiques dissoutes et sédiments minéraux, la difficulté d'analyse des petits cours d'eau (largeur inférieure à 20 m) liée à la résolution spatiale des capteurs, ainsi que l'impossibilité d'accéder aux profils verticaux de concentration, la télédétection ne renseignant que les couches superficielles (Yepez et al., 2018).

Ces limites apparaissent de manière concrète dans les applications récentes à grande échelle. L'étude de (Carlier et al., soumis) illustre de façon synthétique à la fois le potentiel (Figure 1) et les contraintes des produits satellitaires de CSS dans le bassin du Congo. Dans cette approche, la concentration en sédiments en suspension est estimée à partir d'images Landsat, à l'aide de composites Landsat 8 construits sur des périodes ciblées (septembre–décembre 2018–2020) afin de réduire l'influence des variations saisonnières extrêmes et de stabiliser le signal optique. Les résultats sont fournis sous la forme de rasters continus de CSS à l'échelle du bassin du Congo (Carlier et al., soumis).

Ces produits permettent de visualiser les grands gradients spatiaux de turbidité, d'identifier les principaux axes de transport sédimentaire et de mettre en évidence des zones de forte charge associées aux confluences ou à des contextes fortement anthropisés. Toutefois, ils ne permettent pas, à eux seuls, une attribution causale directe des concentrations observées à des sources ou activités spécifiques. Leur exploitation reste par ailleurs principalement limitée aux cours d'eau dont la largeur excède environ 50 m, seuil en dessous duquel la résolution spatiale des capteurs optiques ne permet plus une détection fiable du signal hydro sédimentaire (Li et al., 2025).

En outre, les rasters de CSS présentent un niveau de bruit et d'incertitude non négligeable, lié aux conditions atmosphériques, à la géométrie d'acquisition et à la variabilité optique des eaux tropicales. Ces incertitudes, combinées à l'intégration de sources sédimentaires multiples (érosion diffuse, érosion de berge, remobilisation de dépôts anciens et apports anthropiques), compliquent l'utilisation directe de ces produits dans des analyses statistiques classiques sans précautions méthodologiques spécifiques.

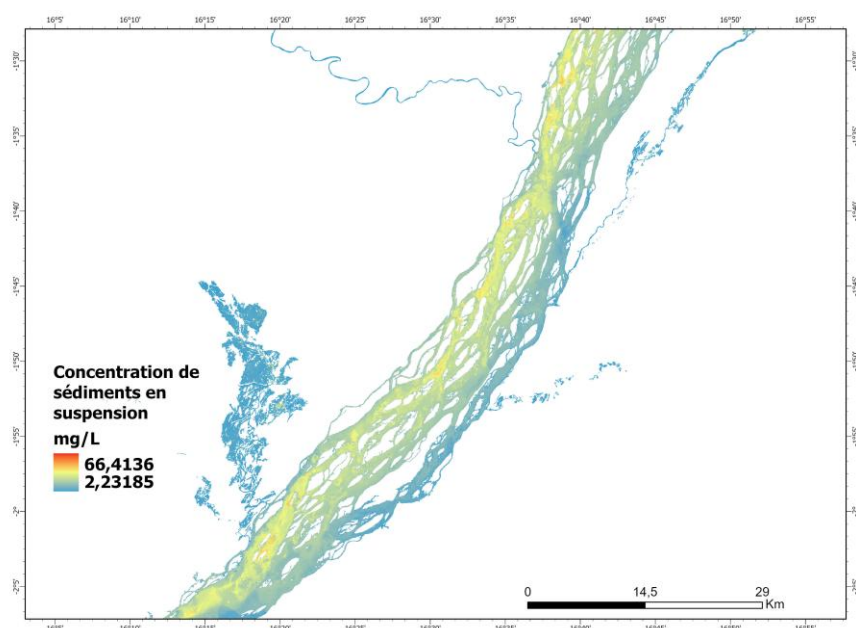


Figure 1: Raster continu de CSS sur une section du bassin du Congo (Carlier et al. Soumis)

En définitive, l'exemple de (Carlier et al., Soumis) met en évidence que, malgré leurs performances globalement satisfaisantes et leur fort potentiel opérationnel, les produits satellitaires de CSS doivent être interprétés avec prudence. Il souligne la nécessité de recourir à des approches méthodologiques robustes, combinant plusieurs méthodes de régression et tenant explicitement compte des incertitudes associées aux données satellitaires, afin d'évaluer de manière fiable l'impact des activités minières artisanales sur la dynamique sédimentaire des rivières du bassin du Congo.(O'brien, 2007)

Tableau 1: Synthèse des performances et limites

Méthodes	Avantages	Limites	Performances typiques
Régression linéaire	Simple, robuste	Saturation, faible génération	$R^2 = 0,6 - 0,8$, RMSE 20 – 40 mg/L
Indices spectraux (NDTI)	Peu sensible aux variations atmosphériques	Moins fiable en eau sombre	$R^2 \approx 0,75 - 0,85$
Random Forest	Captation des non-linéarités	Besoin de données d'entraînement	$R^2 > 0,85$,

			RMSE < 20 mg/L
Nechad (2010)	Semi-analytique, généralisable	Calibration parfois nécessaire	Erreur 20 – 30%
Fusion Landsat-Sentinel-MODIS	Haute fréquence + haute résolution	Complexité du traitement	Corrélation > 0,8

3 Matériels & méthode

3.1 Présentation de la zone d'étude : le bassin du Congo

La zone d'étude correspond à l'ensemble du bassin du fleuve Congo, situé en Afrique centrale et constituant le deuxième plus grand bassin fluvial du monde après celui de l'Amazonie (FAO, 2016). Le bassin du Congo (Figure 2) couvre une superficie d'environ 3,7 millions de km² et s'étend approximativement entre 6°N et 13°S de latitude et entre 10°E et 35°E de longitude. Il est traversé en son centre par l'équateur, ce qui lui confère des conditions climatiques majoritairement équatoriales, favorables à une forte activité hydrologique et à un transport sédimentaire important.

Le bassin est drainé par un réseau hydrographique dense et fortement hiérarchisé, dominé par le fleuve Congo et ses nombreux affluents. Les cours d'eau sont organisés selon différents ordres hydrologiques, allant de petits affluents de tête de bassin à de grands axes fluviaux de rang élevé. Cette organisation structurelle joue un rôle déterminant dans les processus de mobilisation, de transfert et d'exportation des sédiments en suspension à l'échelle du bassin.

La Figure 2 illustre la distribution spatiale du réseau hydrographique ainsi que la localisation des sites d'exploitation minière artisanale au sein du bassin du Congo. Ces sites sont principalement concentrés dans les parties orientale et sud-est du bassin, souvent à proximité immédiate des cours d'eau et de leurs affluents. Cette proximité favorise l'apport direct de matériaux fins dans le réseau hydrographique et accentue les perturbations des dynamiques sédimentaires naturelles.

La coexistence d'un réseau hydrographique hiérarchisé à grande échelle et d'une forte densité de sites miniers fait du bassin du Congo un terrain d'étude particulièrement pertinent pour analyser les relations entre les activités minières artisanales, la structure du réseau fluvial et les variations spatiales des concentrations et des flux de sédiments en suspension.

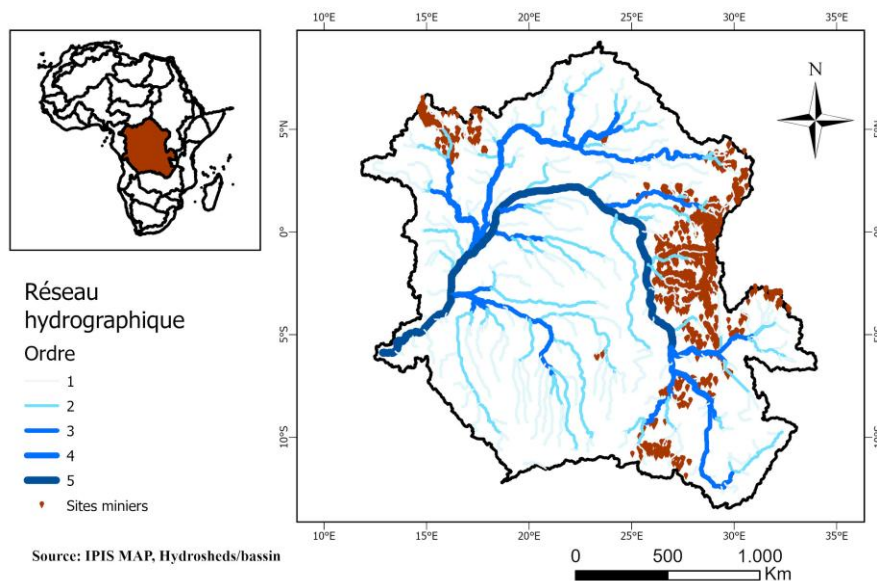


Figure 2: Localisation du bassin du Congo et des sites miniers

3.2 Physique du bassin du Congo

3.2.1 Relief et altitude

Le bassin du fleuve Congo présente une organisation morphologique contrastée, structurée autour d'une vaste cuvette centrale de basse altitude, entourée de plateaux périphériques et de massifs montagneux élevés, en particulier dans sa partie orientale. Les altitudes les plus basses, comprises entre 200 et 500 m, dominent la dépression centrale du bassin, tandis que les plateaux occidentaux et méridionaux atteignent généralement des altitudes comprises entre 500 et 1 500 m.

À l'est du bassin, le relief s'élève brutalement avec la présence des hauts massifs de la branche occidentale du Rift Est-Africain, notamment les monts Ruwenzori, les monts Mitumba et les hauts plateaux du Kivu, où les altitudes dépassent localement 5 000 m. Cette forte variabilité topographique contrôle directement les processus hydrologiques et sédimentaires, en favorisant des zones d'érosion intense en amont et des zones d'accumulation et de décantation en aval, notamment dans la cuvette centrale du bassin (Bonnard et al., 2017 ; Runge, 2007).

La topographie du bassin du Congo joue ainsi un rôle fondamental dans la mobilisation, le transfert et l'exportation des sédiments en suspension le long du réseau fluvial.

3.2.2 Géologie

Le bassin du Congo repose majoritairement sur le craton du Congo, un socle continental ancien constitué de formations précambriennes datant de l'Archéen et du Protérozoïque. Ce socle est

largement recouvert, au centre du bassin, par des sédiments continentaux et fluviaux accumulés dans la cuvette congolaise au cours du Mésozoïque et du Cénozoïque. Ces formations sont dominées par des grès, des schistes, des argilites et d'importants dépôts alluviaux récents, qui présentent une forte sensibilité à l'érosion hydrique et constituent des sources majeures de sédiments fins pour le réseau hydrographique (Kadima et al., 2011).

Le bassin du Congo possède également un potentiel minéral exceptionnel, notamment en or et en minéraux précieux (or alluvionnaire, cassitérite, coltan, diamants), largement exploités par l'exploitation minière artisanale. L'or est fréquemment associé aux dépôts alluviaux et aux formations métamorphiques du socle précambrien, où il est mobilisé par l'érosion et transporté vers les plaines alluviales et les lits fluviaux (Groves et al., 1998). Ces processus favorisent une interaction directe entre géologie, activités minières et dynamique sédimentaire, en particulier dans les zones de forte densité minière.

Les marges orientales du bassin sont caractérisées par des formations géologiques plus complexes associées au système du Rift Est-Africain, comprenant des roches métamorphiques, volcaniques et des séries sédimentaires intensément fracturées. Ces régions sont reconnues pour leur richesse en minéraux stratégiques et précieux, notamment l'or, le coltan et les métaux rares, et sont également marquées par des taux d'érosion élevés. La combinaison d'une lithologie friable, d'une forte fracturation tectonique et de précipitations abondantes favorise une production sédimentaire importante, se traduisant par une augmentation des charges solides transportées par les cours d'eau (Schellmann et al., 2008 ; Titeux et al., 2018 ; Mbede et al., 2020).

Ainsi, la géologie du bassin du Congo joue un rôle central dans la distribution spatiale des ressources minérales, la localisation des sites d'exploitation minière artisanale et les variations observées des concentrations et des flux de sédiments en suspension au sein du réseau hydrographique.

3.2.3 Climat et précipitations

Le bassin du Congo est soumis à un climat équatorial à tropical humide, résultant principalement de la migration saisonnière de la zone de convergence intertropicale (ZCIT), qui contrôle la circulation atmosphérique et la convection profonde en Afrique centrale (Nicholson, 2017 ; Dyer et al., 2017). Cette dynamique atmosphérique gouverne la distribution spatiale et temporelle des précipitations à l'échelle régionale et confère au bassin du Congo l'un des régimes pluviométriques les plus abondants et les plus réguliers au monde (Beighley et al., 2011).

Dans les régions proches de l'équateur, le régime pluviométrique est généralement bimodal, caractérisé par deux saisons des pluies distinctes correspondant au passage de la ZCIT au nord puis au sud de l'équateur au cours de l'année (Nicholson, 2017 ; Washington et al., 2013). Ces périodes humides sont séparées par des phases relativement plus sèches, sans toutefois atteindre des conditions arides. En s'éloignant de l'équateur, le régime pluviométrique évolue progressivement vers un régime monomodal, marqué par une saison humide principale et une saison sèche plus prononcée (Dyer et al., 2017).

À l'échelle du bassin, les précipitations annuelles moyennes varient généralement entre 1 200 mm et plus de 2 500 mm, avec des maxima observés dans la cuvette centrale du Congo et sur les reliefs orientaux, où l'effet orographique lié aux hauts plateaux et aux massifs montagneux intensifie les précipitations et accentue la variabilité spatiale des apports hydriques (Beighley et al., 2011 ; Nicholson, 2022).

Les températures moyennes annuelles restent relativement stables sur l'ensemble du bassin, généralement comprises entre 23 °C et 26 °C, traduisant un climat chaud et humide typique des régions équatoriales (Washington et al., 2013 ; Nicholson, 2017). Cette combinaison de fortes précipitations et des températures élevées favorisent des processus intenses de ruissellement, d'altération chimique et d'érosion des sols, jouant un rôle fondamental dans la dynamique hydrosédimentaire des grands cours d'eau tropicaux (Beighley et al., 2011).

3.3 Les données

3.3.1 Création des bassins versants

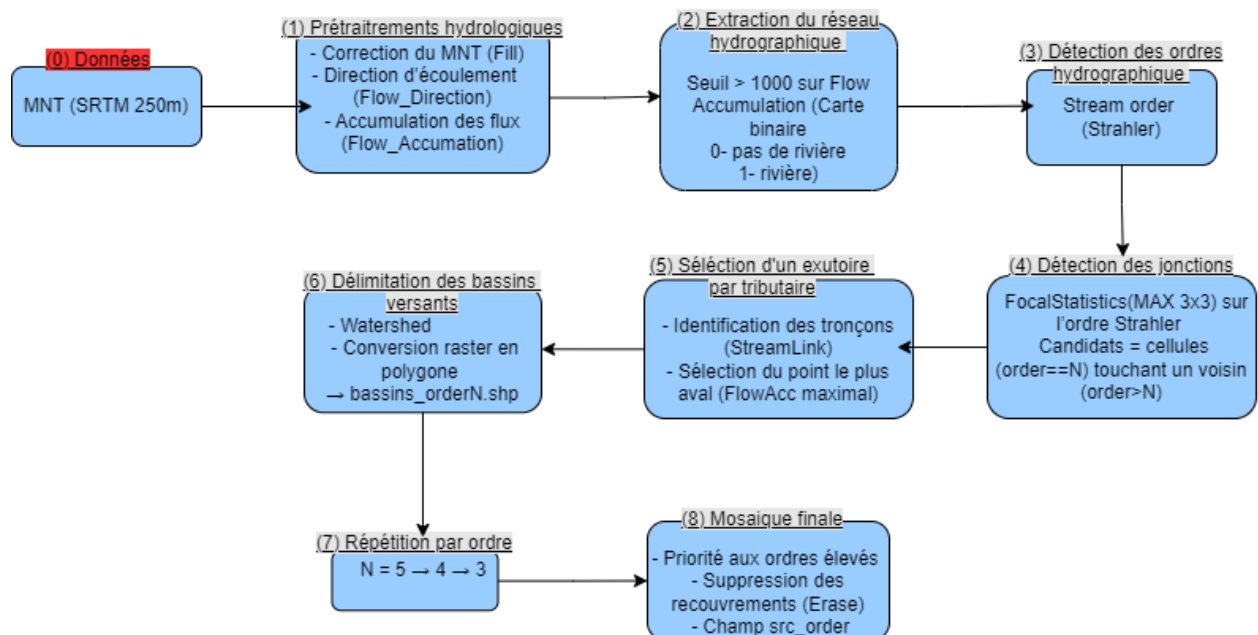


Figure 3: Diagramme synthétique de création des bassins versants

La délimitation des bassins versants utilisés dans cette étude ne repose pas sur les polygones standards d'HydroSHEDS, souvent imprécis ou incohérents pour des analyses à l'échelle des tributaires. À la place, un système de bassins hydrologiquement cohérents a été produit à partir du Modèle Numérique d'Élévation (MNT), selon une approche (Figure 3) reposant sur les nœuds de confluence définis par les ordres de Strahler. Cette méthode permet de générer des unités spatiales qui possèdent chacune un exutoire unique et drainent une surface clairement définie. Elles respectent strictement la logique du réseau hydrographique réel et sont comparables entre elles, car issues d'un même processus hydrologique.

- Extraction du réseau hydrographique et des ordres strahler

Pour la création du réseau hydrographique, l'utilisation du MNT de résolution 250 m requiert la correction des artefacts et des dépressions artificielles (via la fonction fill MNT), afin de garantir un écoulement continu sans trous numériques (1).

Une fois ce MNT corrigé, la direction d'écoulement de chaque cellule est calculée à l'aide de l'algorithme *Flow Direction*, qui attribue à chaque pixel le voisin vers lequel l'eau s'écoulera selon la pente maximale. Sur cette base, la fonction *Flow Accumulation* permet de comptabiliser, pour chaque cellule, le nombre total de cellules situées en amont qui y drainent l'eau. Les valeurs obtenues représentent le niveau de contribution hydrologique de chaque point du paysage (1).

Le réseau hydrographique est ensuite extrait à partir de cette accumulation de flux. Les cellules dont l'accumulation dépasse un seuil de 1000 cellules sont considérées comme faisant partie d'un cours d'eau. Ce seuil permet d'identifier les segments suffisamment alimentés pour être reconnus comme des troncs principaux ou des affluents significatifs. Il en résulte une carte binaire distinguant les zones rivière des non-rivière (2).

Enfin, les cours d'eau ainsi obtenus sont hiérarchisés selon l'ordre de Strahler grâce à la fonction Stream Order (3). Dans ce système, les segments de tête de bassin reçoivent un ordre 1, et l'ordre augmente lorsque deux segments de même rang se rencontrent. Cette classification constitue la base du processus de délimitation des bassins versants, car elle permet d'identifier précisément les confluences où un affluent augmente d'ordre, c'est-à-dire les véritables points de contrôle hydrologiques utilisés pour définir les exutoires des bassins.

- Détection des confluences et identification des points exutoires

Une fois le réseau hydrographique classé, l'étape suivante consiste à identifier les confluences où un affluent d'un certain ordre se jette dans un cours d'eau d'ordre supérieur. Ces points de

jonction, appelés junctions, servent de futurs points exutoires pour la délimitation des bassins versants.

Pour chaque ordre considéré (par exemple 5, 4 ou 3), les cellules appartenant aux cours d'eau de cet ordre sont d'abord isolées. Un voisinage de type 3×3 est ensuite appliqué pour détecter, autour de chaque cellule, la présence éventuelle d'une cellule fluviale d'un ordre plus élevé. Lorsqu'une cellule d'un ordre donné est adjacente à une cellule d'ordre supérieur, la cellule de plus faible ordre est identifiée comme un point potentiel de confluence (4).

Cependant, plusieurs cellules adjacentes peuvent remplir simultanément cette condition le long d'un même tronçon. Afin de ne retenir qu'un seul point de confluence par affluent, une sélection est opérée sur la base de l'accumulation de flux. Pour chaque tronçon de rivière, la cellule présentant la plus forte valeur de flow accumulation est conservée, car elle correspond au point le plus en aval et donc au véritable exutoire hydrologique de l'affluent. Cette sélection permet d'éviter la duplication des bassins et garantit que chaque bassin versant générer drainera uniquement vers un exutoire unique et hydrologiquement cohérent (5).

- Délimitation des bassins versants par ordre de Strahler

Les points exutoires identifiés pour chaque ordre servent ensuite à la délimitation des bassins versants correspondants. Pour ce faire, la fonction Watershed est appliquée en utilisant la direction d'écoulement calculée précédemment. Chaque point exutoire génère alors un bassin versant correspondant à l'ensemble des cellules qui lui sont hydrologiquement connectées en amont (6).

Ce processus est répété (7) pour chacun des ordres ($5 \rightarrow 6, 4 \rightarrow 5, 3 \rightarrow 4$), produisant ainsi plusieurs jeux de bassins :

- basins_order5.shp, regroupant les bassins drainant jusqu'à des confluences d'ordre $5 \rightarrow 6$
- basins_order4.shp, correspondant aux confluences d'ordre $4 \rightarrow 5$;

Chacun de ces jeux de bassins représente des unités hydrologiques de dimensions différentes : les bassins d'ordre 5 étant les plus étendus, ceux d'ordre 3 les plus fins. Tous partagent cependant une caractéristique fondamentale : ils sont dérivés exclusivement de la topographie et du réseau de drainage réel, garantissant ainsi une cohérence hydrologique totale.

3.3.2 Les variables

Toutes les variables ont été agrégées à l'échelle des bassins versants hydrologiquement de niveaux 5 et 4, c'est-à-dire les unités de plus petite taille offrant une structuration spatiale

réaliste tout en permettant une analyse robuste des processus d'érosion et de transport sédimentaire. Ce choix méthodologique repose également sur des considérations liées à la résolution de la variable dépendante : la concentration en sédiments en suspension (CSS) étant extraite à partir d'un produit satellitaire ne détectant les rivières qu'à partir d'une largeur d'environ 50 mètres, il était nécessaire d'utiliser des bassins moyens pour garantir une représentativité correcte des valeurs de CSS à l'exutoire.

Parmi les différentes unités générées par la méthode Strahler (ordres 5, 4 et 3), les bassins d'ordre 5 et 4 constituent ainsi le meilleur compromis entre finesse spatiale, cohérence hydrologique et qualité de la distribution des valeurs de CSS observées aux exutoires. Les bassins d'ordre 3, bien que plus petits, présentaient une distribution de CSS plus bruitée en raison de la faible largeur des cours d'eau associés et de la limitation de détection des pixels CSS.

L'ensemble des variables mobilisées dans cette étude couvre les dimensions physiques, anthropiques et minières, largement reconnues dans la littérature comme les déterminants majeurs de la charge en sédiments. Elles sont détaillées ci-dessous.

3.3.2.1 Les variables réponses

- Concentration de sédiments en suspension (CSS)

La CSS est la variable dépendante principale. Elle a été extraite à partir d'un composite Landsat 8 réalisé sur la période septembre-décembre 2018–2020 afin de minimiser les variations saisonnières extrêmes (Carlier et al. Soumis). Contrairement aux approches qui moyennent la CSS sur l'ensemble du bassin, la valeur retenue ici correspond à la moyenne des valeurs CSS autour de l'exutoire, calculée dans un buffer de 5000 m intersecté avec le bassin. Cette méthode présente plusieurs avantages :

- Elle capture la charge sédimentaire réellement exportée par le bassin, c'est-à-dire la somme des processus d'érosion et de transport dans la partie amont.
- La moyenne demeure un indicateur pertinent dans l'analyse des concentrations en sédiments en suspension lorsqu'on s'intéresse aux flux globaux et aux bilans sédimentaires.

La CSS constitue ainsi un indicateur direct de la turbidité, de l'état écologique des cours d'eau et de l'intensité de l'érosion dans les bassins (Lewis, 2002).

- Quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE)

La SE correspond à la masse annuelle de sédiments exportée à l'exutoire du bassin versant (t/km^2). Elle est estimée par l'intégration annuelle du produit du débit et de la concentration en sédiments en suspension (CSS) pour chaque scène Landsat disponible au cours de la période considérée. Le débit est évalué à partir de la surface du bassin, des précipitations et de coefficients hydrologiques standards. La SE utilisée correspond à la moyenne annuelle de ces estimations sur la période 2014 - 2019 (Carlier et al. Soumis). Cette approche permet de quantifier les flux annuels de matières et constitue un complément temporel intégré aux mesures de CSS.

Les périodes couvertes par les indicateurs CSS (2018–2020) et SE (2014–2019) diffèrent en raison de leur mode de construction respectif et de la disponibilité des données satellitaires nécessaires à leur estimation. En théorie, une telle différence pourrait introduire un biais si des tendances temporelles marquées étaient présentes. Toutefois, des analyses antérieures menées par (Carlier et al., soumis) n'ont pas mis en évidence de tendances temporelles significatives du SE sur la période considérée, suggérant une relative stabilité interannuelle des flux sédimentaires. Dans ce contexte, le décalage temporel entre CSS et SE est considéré comme acceptable et n'est pas susceptible de biaiser de manière significative la comparaison, d'autant plus que ces deux indicateurs répondent à des logiques temporelles et hydrosédimentaires distinctes.

3.3.2.2 Les variables physiques

- Élévation - Écart-type (m)

L'altitude provient du MNT. Plutôt que la médiane, c'est l'écart-type de l'altitude qui a été retenu. Ce choix repose sur des fondements géomorphologiques solides : l'hétérogénéité altitudinale capture la structure réelle du relief et la présence de pentes abruptes, qui sont des facteurs déterminants dans l'érosion et le transport de sédiments (Montgomery, 2007). Des valeurs élevées d'écart-type traduisent des paysages plus accidentés, associés à un ruissellement plus rapide, une instabilité des sols plus forte et une capacité d'érosion accrue. Cet indicateur décrit ainsi la complexité topographique, essentielle au fonctionnement hydro-sédimentaire.

- Précipitations annuelles : Médiane (mm/an)

Les précipitations proviennent de WorldClim v2.1. La médiane des valeurs annuelles a été retenue afin de réduire l'impact de pixels atypiques ou d'événements locaux extrêmes. Le rôle de la pluie dans les dynamiques d'érosion est fondamental : l'intensité et la quantité des précipitations contrôlent l'énergie du ruissellement, la mobilisation des particules du sol et leur

transport vers les cours d'eau. En zone tropicale, les précipitations constituent le facteur climatique principal déterminant le ruissellement efficace (Dethier et al., 2023).

- Érodibilité des sols : médiane

L'érodibilité ou facteur K, dérivé de bases globales, exprime la sensibilité intrinsèque des sols à l'érosion (Borrelli et al., 2014). Il intègre simultanément la texture, la structure, la perméabilité et la teneur en matière organique. Sa médiane au sein de chaque bassin a été retenue, ce qui permet d'éviter que de petites zones aux valeurs extrêmes ne biaisent les résultats. Ce facteur est particulièrement utile pour comparer l'érodibilité entre des bassins de tailles différentes.

3.3.2.3 *Les variables anthropiques*

- Densité de population (hab/km²)

La densité de population est issue de WorldPop 2020 qui donne un raster de la population sur une grille de 1km. Dans cette étude, elle remplace la population totale, car elle évite les effets artificiels liés à la taille variable des bassins. La densité permet d'obtenir un indicateur robuste de la pression humaine. Une forte densité est généralement associée à des perturbations accrues : déforestation, agriculture, mise en culture de pentes, urbanisation diffuse, autant de facteurs augmentant l'érosion (Cochrane, 2014). Dans des régions peu documentées, la densité de population demeure un proxy efficace de la pression anthropique globale (Vanmaercke et al., 2014).

- Occupation du sol (ESA) : Proportion par classe

Les données d'occupation du sol sont générées à partir du produit ESA Climate Change Initiative Land Cover – Plant Functional Types (ESA CCI LC PFT, v2.0.8 ; European Space Agency), fourni au format NetCDF à une résolution spatiale de 300 m pour l'année 2020. Il décrit, pour chaque pixel, la fraction relative de différents types fonctionnels de végétation, incluant notamment les sols nus (BARE), les zones bâties (BUILT), les herbacées anthropiques (GRASS_MAN), les herbacées naturelles (GRASS_NAT), les arbustes (SHRUBS) et les forêts (TREES).

Pour chaque bassin, la proportion de surface occupée par chacune de ces classes a été calculée. Une analyse en composantes principales (ACP) a ensuite été appliquée afin de synthétiser ces informations ; la première composante (PC1 : composante d'occupation du sol) constitue un indicateur global du gradient écologique et anthropique de l'occupation du sol.

3.3.2.4 Les variables minières

- La densité minière : la densité minière est le ratio du nombre de mine à la surface du bassin en km². Le nombre de sites miniers présents dans chaque bassin est dérivé d'un shapefile géoréférencé issu de la base de données IPIS Open Data, qui recense des sites miniers artisanaux et industriels. Les sites miniers inclus dans le périmètre du bassin du Congo ont été sélectionnés (notamment les sites de la RDC, de la Tanzanie et ceux de la République Centrafricaine) par intersection spatiale afin d'estimer la densité de mines. Cet indicateur reflète l'intensité spatiale de l'activité extractive et la fragmentation des zones perturbées, deux facteurs essentiels pour comprendre la dynamique sédimentaire (Hilson, 2002; Veiga et al., 2006).
- Facteur de présence de mine : il s'agit d'une variable binaire caractérisant la présence ou l'absence de mine qui a été généré à partir des données minières. Avec 0 pour l'absence de mine et 1 pour la présence de mine.
- Distance moyenne mines–rivière : cette variable a été obtenue par calcul spatial des distances entre les mines et le réseau hydrographique (Suh et al., 2017). Elle mesure la connectivité hydrologique entre les zones d'extraction et les cours d'eau. Plus les mines sont proches, plus les sédiments remobilisés ont de chances d'atteindre directement la rivière (Macklin et al., 2003). Cette variable apporte une information cruciale qui ne peut être capturée par la seule présence de mines.
- Densité de travailleur : le nombre de travailleurs par site minier a été agrégé au sein de chaque bassin. Cette variable complète le simple comptage des mines en renseignant l'intensité humaine réelle de l'exploitation. Dans certains cas où des mines étaient identifiées sans données de travailleurs, une valeur réaliste sur la base d'une extrapolation à partir de bassins voisins a été attribuée afin d'éviter une sous-estimation artificielle de l'activité. Cet indicateur permet de mieux quantifier la pression effective exercée sur les sols.

Le choix de ces variables (Figure 4) repose sur leur pertinence reconnue dans la littérature scientifique pour expliquer la dynamique de l'érosion et du transport sédimentaire en contexte tropical et minier (Syvitski et al., 2005; Vanmaercke et al., 2014). Elles couvrent, de manière complémentaire, les facteurs physiques (topographie, précipitations, érodibilité), humains (population, mines, travailleurs) et spatiaux (proximité rivière-mine), qui sont identifiés comme les moteurs principaux de la charge en sédiments (Montgomery, 2007a; Owens et al., 2005a). D'autres variables, comme le type de couverture végétale, la gestion des terres, ou la nature

hydrologique des rivières, sont importantes mais souvent incomplètes ou redondantes avec celles sélectionnées, surtout dans des régions à faible disponibilité de données détaillées.

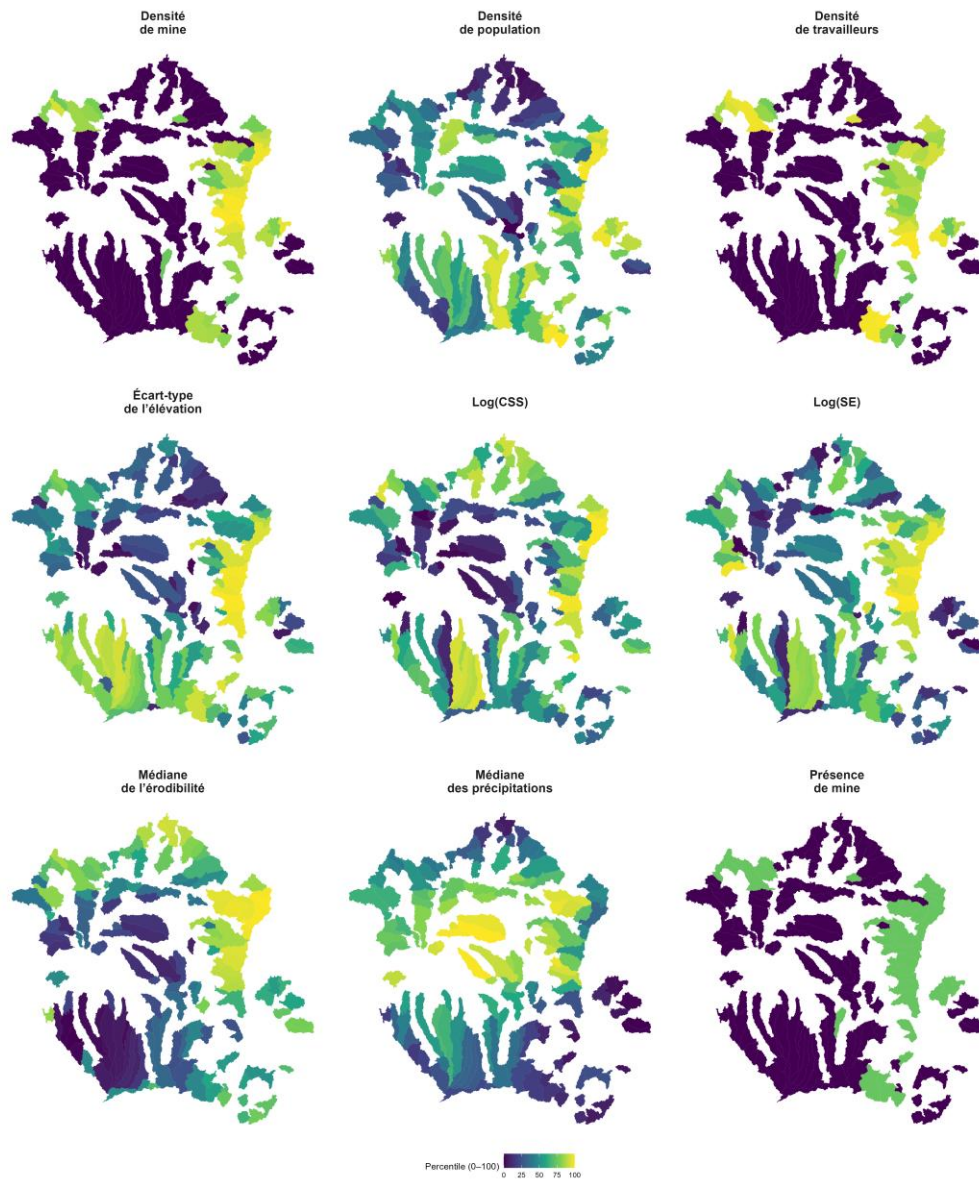


Figure 4: Distribution des variables utilisés dans les modèles de régressions pour le bassin 4

3.4 Analyses statistiques

Les analyses statistiques réalisées visent à identifier et quantifier l'influence relative des facteurs environnementaux et miniers sur la concentration des sédiments en suspension (CSS) et sur la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE). Bien que ces deux indicateurs soient étroitement liés aux processus hydro sédimentaires, ils rendent compte de dynamiques distinctes, tant par leur mode de construction que par leur portée temporelle. L'approche méthodologique repose sur trois familles de modèles de régressions complémentaires. Des régressions linéaires multiples permettent d'identifier les relations

additives et de comparer les contributions relatives des variables environnementales et minières. Des modèles additifs généralisés (GAM) capturent des relations non linéaires entre les prédictors et les réponses ; des modèles GAM spatiaux sont ajustés lorsque les résidus des GAM présentent une autocorrélation spatiale, garantissant ainsi la validité des inférences. Un modèle Random Forest est mobilisé en complément afin d'évaluer l'importance relative des variables sans hypothèses paramétriques, consolidant ainsi les conclusions issues des modèles régressifs.

Cette architecture hiérarchique est conforme aux meilleures pratiques en sciences environnementales, où l'on recommande la combinaison de modèles linéaires, non linéaires et spatiaux pour analyser des processus complexes et spatialement structurés tels que l'érosion et le transport sédimentaire (Wood, 2017c; Zuur et al., 2009a).

3.4.1 Prétraitement des données

Avant la phase de modélisation, une analyse exploratoire approfondie des données a été réalisée. L'analyse univariée, fondée sur l'inspection visuelle des histogrammes, des boxplots et des cartes thématiques, a permis d'évaluer la distribution de chacune des variables. Des tests de normalité de Shapiro–Wilk ont ensuite été appliqués afin d'examiner la conformité des distributions à l'hypothèse de normalité.

Sur la base des diagnostics exploratoires, les variables dépendantes CSS et SE ont été transformées à l'aide de la fonction $\log_{1p}$, afin de stabiliser la variance, de réduire l'influence disproportionnée des valeurs extrêmes et de gérer de manière appropriée la présence de valeurs nulles. Cette transformation vise à améliorer la conformité aux hypothèses des modèles linéaires et non linéaires, tout en conservant l'ordre relatif des observations.

Des analyses bivariées ont ensuite été faites afin d'examiner visuellement les relations entre $\log$ (CSS), $\log$ (SE) et les variables explicatives (graphes de dispersion, boxplots stratifiés, nuages colorés par présence de mines). Cette étape permet d'identifier des tendances générales, des effets possibles de seuil, ainsi que la présence d'observations extrêmes susceptibles d'influencer les modèles linéaires.

Pour évaluer la force et la direction des relations entre variables explicatives, une matrice de corrélation de Pearson a été réalisée. Ce test statistique permet d'identifier les paires de variables fortement corrélées (variables avec un degré de corrélation $> 0,75$) et de détecter d'éventuels problèmes de multicolinéarité pouvant affecter la stabilité des modèles explicatifs.

3.4.2 Modèles de régression

Les régressions ont été structurées autour de trois grandes approches complémentaires, appliquées séparément à log (CSS) et log (SE). Cette organisation permet de comparer les performances, de vérifier la robustesse des liens identifiés, et de valider statistiquement l'influence des variables environnementales et minières. Pour chaque type de régression, deux modèles sont appliqués. Le premier associe la variable dépendante aux variables environnementales, tandis que le second combine la variable dépendante avec les variables environnementales et les variables minières.

- Régressions linéaires multiples

Les régressions linéaires multiples constituent la première étape du protocole d'analyse. Elles ont été utilisées afin d'évaluer les relations linéaires entre la variable réponse et les ensembles de prédicteurs considérés. Pour chaque modèle, l'ensemble des variables explicatives retenues a été inclus simultanément dans les modèles, conformément aux hypothèses écologiques et aux connaissances issues de la littérature (T. Hastie et al., 2009; Wood, 2017c).

Afin de limiter les effets de multicollinéarité, la structure des prédicteurs a été examinée préalablement et contrôlée à l'aide des facteurs d'inflation de la variance (Variance Inflation Factors, VIF), permettant d'identifier et d'exclure les variables fortement corrélées lorsque cela était nécessaire. Cette étape garantit la stabilité des coefficients estimés et la fiabilité de leur interprétation (O'Brien, 2007).

À l'issue de l'ajustement des modèles, les hypothèses statistiques sous-jacentes aux régressions linéaires ont été systématiquement vérifiées. La normalité des résidus a été évaluée, l'homoscédasticité testée à l'aide du test de Breusch–Pagan, la multicollinéarité examinée via les facteurs d'inflation de la variance (VIF), et l'autocorrélation des résidus contrôlée à l'aide du test de Durbin–Watson. L'ensemble de ces diagnostics garantit la validité statistique des modèles retenus (T. Hastie et al., 2009; Kutner et al., 2005; O'Brien, 2007).

En complément de ces diagnostics internes, une validation prédictive des modèles linéaires a été réalisée afin d'évaluer leur capacité de généralisation. Une validation croisée en k -folds ($k = 5$) a été appliquée, permettant de comparer les performances prédictives des modèles incluant uniquement les variables environnementales à celles des modèles intégrant également les variables minières. Les performances ont été évaluées à l'aide d'indicateurs standard, tels que RMSE et le coefficient de détermination (R^2), calculés sur les jeux de données de validation.

Les modèles linéaires fournissent ainsi un cadre de référence à la fois interprétable et validé empiriquement, servant de point de comparaison pour des approches plus flexibles. Ils constituent une base méthodologique essentielle avant l'exploration de relations non linéaires ou plus complexes à l'aide de modèles additifs généralisés et de méthodes d'apprentissage automatique.

- Modèles additifs généralisés (GAM)

Les relations liant les facteurs environnementaux et miniers aux réponses CSS et SE sont susceptibles d'être non linéaires, en raison de processus écologiques complexes tels que des effets de seuil, des phénomènes de saturation ou des réponses différentielles selon les gradients environnementaux. Afin de capturer ces relations sans imposer de forme fonctionnelle a priori, des modèles additifs généralisés (Generalized Additive Models, GAM) ont été utilisés (T. Hastie et al., 2009; T. J. Hastie, s. d.; Wood, 2017a, 2017b, 2017c, 2017d).

Les GAM ont été ajustés à l'aide de la fonction `gam()` du package *mgcv*, en supposant une distribution gaussienne des résidus et un lien identité, les variables réponses log (CSS) et log (SE). Les effets des variables explicatives continues ont été modélisés à l'aide de fonctions lisses pénalisées de type spline cubique de régression, notées $s(\cdot)$.

Le degré de complexité des fonctions lisses a été contrôlé par le paramètre k , correspondant au nombre maximal de bases de spline. Des valeurs modérées de k (comprises entre 3 et 4 selon les variables) ont été choisies afin de permettre une flexibilité suffisante tout en limitant le risque de sur-ajustement. La sélection effective de la complexité des lissages a été assurée automatiquement par pénalisation, sur la base du critère de maximum de vraisemblance restreinte (Restricted Maximum Likelihood, REML), choisi pour sa robustesse et sa stabilité dans l'estimation des paramètres de lissage.

Le paramètre `select = TRUE` a été activé afin d'autoriser une pénalisation supplémentaire pouvant conduire à l'exclusion automatique de certains termes lisses lorsque leur contribution explicative est négligeable. Cette option permet une sélection parcimonieuse des prédicteurs tout en conservant la structure additive du modèle. Les variables catégorielles, telles que la présence de mines, ont été intégrées sous forme de termes paramétriques classiques.

La qualité de l'ajustement et la validité des modèles ont été évaluées à l'aide de diagnostics spécifiques aux GAM, incluant l'examen des résidus, la vérification de l'adéquation des bases

de spline et le contrôle du degré effectif de liberté des fonctions lisses à l'aide de la fonction `gam.check()`.

Les performances prédictives des GAM ont été évaluées par validation croisée en k -folds ($k = 5$). Cette procédure consiste à diviser l'échantillon en cinq sous-ensembles, chaque sous-ensemble étant utilisé successivement comme jeu de validation tandis que les autres servent à l'estimation du modèle. Les performances ont été quantifiées à l'aide de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) et du coefficient de détermination (R^2) calculés sur les données de validation, fournissant ainsi une estimation hors-échantillon de la capacité de généralisation des modèles.

Les résidus de chaque GAM ont ensuite été examinés afin de détecter une éventuelle autocorrélation spatiale, à l'aide du test du Moran's I. Lorsque cette autocorrélation était significative, un GAM spatial a été ajusté. Ce modèle inclut un terme lisse bidimensionnel de type spline à plaque mince (*thin plate regression spline*), noté :

$$s(coord_x, coord_y)s(coord_x, coord_y)s(coord_x, coord_y)$$

où $coord_x$ et $coord_y$ représentent les coordonnées projetées des centroïdes des unités spatiales. Ce terme permet de modéliser explicitement les structures spatiales résiduelles non expliquées par les variables environnementales et minières, en capturant des tendances géographiques de grande et moyenne échelle. La dimension du lissage spatial a été contrôlée par un paramètre k élevé ($k = 50$), garantissant une flexibilité suffisante pour représenter des structures spatiales complexes sans sur-ajustement, la pénalisation REML assurant un compromis optimal entre ajustement et parcimonie.

L'intégration de ce terme spatial permet de corriger le biais associé à la dépendance spatiale des résidus et d'améliorer la fiabilité des estimations des effets des prédicteurs (Beale et al., 2010). Ainsi, dans cette étude, le GAM spatial constitue le modèle final privilégié lorsque l'autocorrélation spatiale est détectée, tandis que le GAM non spatial représente une étape intermédiaire d'exploration des relations non linéaires.

- Random Forest (Breiman, 2001)

Un modèle de forêts aléatoires (Random Forest) a été utilisé comme approche complémentaire non paramétrique afin d'évaluer l'importance relative des variables explicatives, sans supposer de relation linéaire ni d'indépendance entre les prédicteurs (Breiman, 2001). Cette méthode est particulièrement adaptée aux données environnementales hétérogènes et complexes, car elle

permet de capturer des relations non linéaires, de gérer automatiquement les interactions entre variables explicatives et de fournir des estimations robustes de l'importance des prédicteurs.

Les modèles Random Forest ont été ajustés séparément pour les variables réponses log (CSS) et log (SE), à l'aide de l'algorithme implémenté dans le package randomForest. Chaque forêt a été construite à partir d'un grand nombre d'arbres de décision indépendants ($n_{tree} = 500$), une valeur suffisamment élevée pour garantir la stabilisation des erreurs de prédiction et des mesures d'importance des variables. À chaque nœud de division, un sous-ensemble aléatoire de prédicteurs a été sélectionné (m_{try} par défaut ou m_{try} optimal), ce mécanisme de sous-échantillonnage réduisant la corrélation entre les arbres et améliorant la capacité de généralisation du modèle.

L'apprentissage des arbres repose sur des échantillons bootstrap tirés avec remise à partir des données originales. Les observations non sélectionnées pour la construction d'un arbre (out-of-bag, OOB) ont été utilisées pour estimer l'erreur de prédiction interne du modèle, fournissant une première évaluation robuste des performances sans recourir à un jeu de validation indépendant. Les performances ont été quantifiées à l'aide de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) calculée sur les prédictions OOB.

L'importance des variables explicatives a été évaluée à l'aide de la diminution moyenne de l'erreur de prédiction lorsque les valeurs d'un prédicteur sont permutées (permutation importance). Cette mesure permet d'identifier les variables contribuant le plus à la performance prédictive globale du modèle, indépendamment de la forme des relations sous-jacentes.

Afin de renforcer l'évaluation prédictive et de comparer les performances entre configurations de modèles (variables environnementales seules versus environnementales et minières), une validation croisée supplémentaire a été réalisée selon une procédure de type leave-one-out (LOOCV), implémentée via le package caret. Cette validation externe permet de tester la robustesse des résultats et de limiter les effets potentiels liés à la structure de l'échantillon.

Les résultats issus des Random Forest ont ainsi été utilisés comme outil de validation indépendante des modèles paramétriques et semi-paramétriques. Ils permettent de vérifier la stabilité des relations identifiées par les régressions linéaires et les GAM, de confirmer la dominance globale des variables environnementales, tout en mettant en évidence la contribution non négligeable des variables minières dans certaines configurations. Cette approche complémentaire renforce la solidité des conclusions en s'appuyant sur des hypothèses méthodologiques contrastées (Cutler et al., 2007).

3.5 Profils longitudinaux de CSS

Des profils longitudinaux de CSS réalisés dans une approche exploratoire ont pour but d'examiner l'évolution de la CSS le long de différents cours d'eau et d'identifier l'influence potentielle des activités minières artisanales

Pour chaque rivière, le tronçon principal a été identifié et reprojeté dans un système métrique, puis échantillonné à intervalles réguliers de 50 m pour générer une série de points le long de l'axe fluvial. Autour de ces points, des buffers de 50 m ont été utilisés pour extraire la CSS locale à partir des rasters Landsat, l'extraction se faisant par médiane afin de limiter l'influence des valeurs extrêmes. Les distances cumulées depuis l'amont ont permis de positionner spatialement les valeurs extraites, ensuite lissées via une médiane glissante et un ajustement LOESS afin de produire des profils continus et robustes. Parallèlement, les mines situées à moins de 8 km des cours d'eau ont été identifiées, projetées orthogonalement sur la rivière, puis intégrées aux profils afin de localiser leur influence potentielle.

Cette approche permet de visualiser directement les variations de CSS le long des rivières et de déterminer si les augmentations observées coïncident avec la présence de sites miniers. Ainsi, les profils longitudinaux complètent l'analyse statistique en offrant une lecture spatiale fine des dynamiques sédimentaires et en renforçant l'interprétation des mécanismes observés à l'échelle des bassins versants.

4 Résultats

4.1 Bassin de niveau 4

Les cartes (Figure 5) de la concentration des sédiments en suspension (CSS) et de la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE) dans les bassins de niveau 4 montrent une répartition spatiale contrastée à l'échelle du bassin du Congo. Les valeurs de CSS, comprises entre 3,80 et 49,47 mg/L, et celles de SE, variant de 0,16 à 42,85 t/km², présentent des classes élevées principalement localisées dans les parties orientale, nord-orientale et sud-est du bassin, tandis que les classes les plus faibles occupent majoritairement la zone centrale. Ces Zones présentent simultanément une forte densité minière. Par ailleurs les classes intermédiaires de CSS et de SE apparaissent de manière discontinue dans plusieurs sous-bassins situés en périphérie du bassin où la présence des mines est quasi inexistantes.

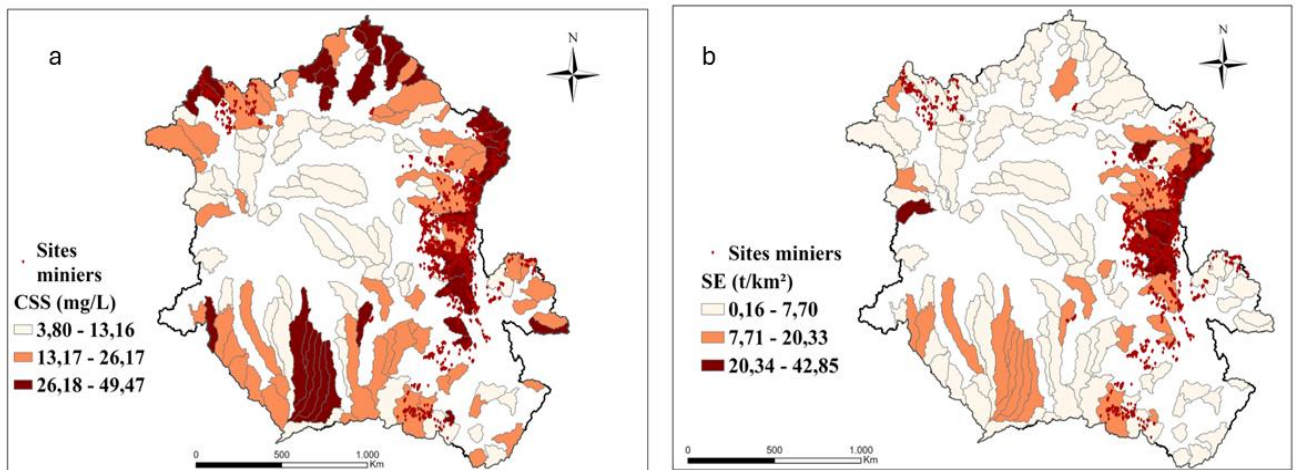


Figure 5 carte de distribution du CSS (a) et du SE (b) dans les bassins versant de niveau 4

4.1.1 Analyse descriptive

Le test de normalité de Shapiro–Wilk appliqué aux valeurs brutes du CSS et du SE indique un rejet de l'hypothèse de normalité pour les deux variables ($p < 0,05$). Une transformation logarithmique a donc été appliquée. Les distributions du log (CSS) et du log (SE) (Figure 6) présentées sont unimodales, avec une concentration des observations autour de valeurs intermédiaires. Le test de Shapiro–Wilk appliqué aux variables transformées indique une amélioration de la normalité, justifiant l'utilisation des valeurs logarithmiques dans les analyses statistiques.

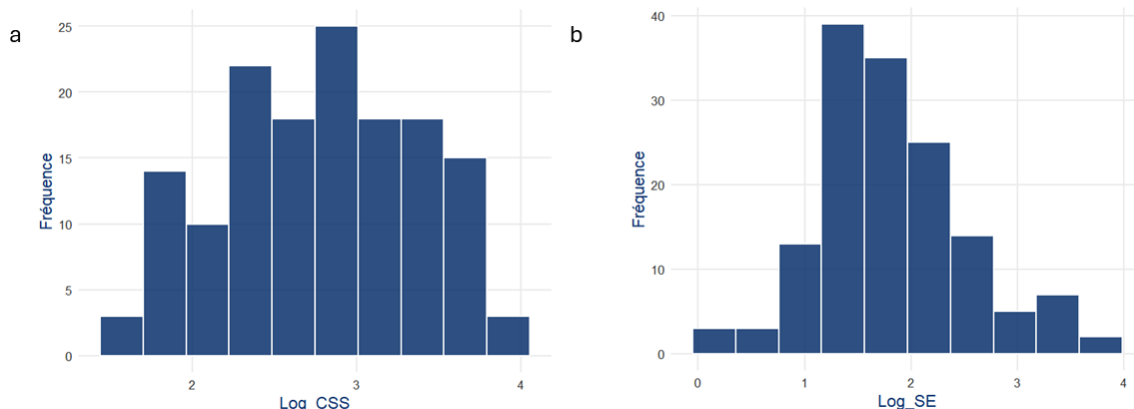


Figure 6: Distribution du : a) log (CSS) et (b) Log du SE dans les bassins de niveau 4

Les analyses descriptives bivariées montrent des tendances globalement positives entre le log (CSS) et la majorité des variables explicatives considérées. Toutefois, deux variables se distinguent par une relation de signe opposé. La médiane des précipitations et la distance médiane mine rivière par bassin présentent des tendances négatives avec le log (CSS), indiquant une diminution des concentrations en sédiments en suspension lorsque ces variables augmentent.

Concernant le log (SE), les tendances observées sont globalement similaires, avec des relations positives pour la plupart des variables explicatives. Néanmoins, la variable d'occupation du sol se distingue par une relation négative, traduisant une diminution des flux de sédiments exportés lorsque le degré d'occupation du sol augmente.

Par ailleurs les distributions du log (CSS) et du log (SE) diffèrent selon la présence de mines (Figure 7). Dans les deux cas, les bassins avec présence de mines présentent des médianes plus élevées que ceux sans mines. La dispersion, représentée par l'intervalle interquartile, est plus importante dans le groupe avec mines. Les deux groupes montrent des étendues de valeurs comparables, avec la présence de quelques valeurs extrêmes, principalement observées dans le groupe sans mines.

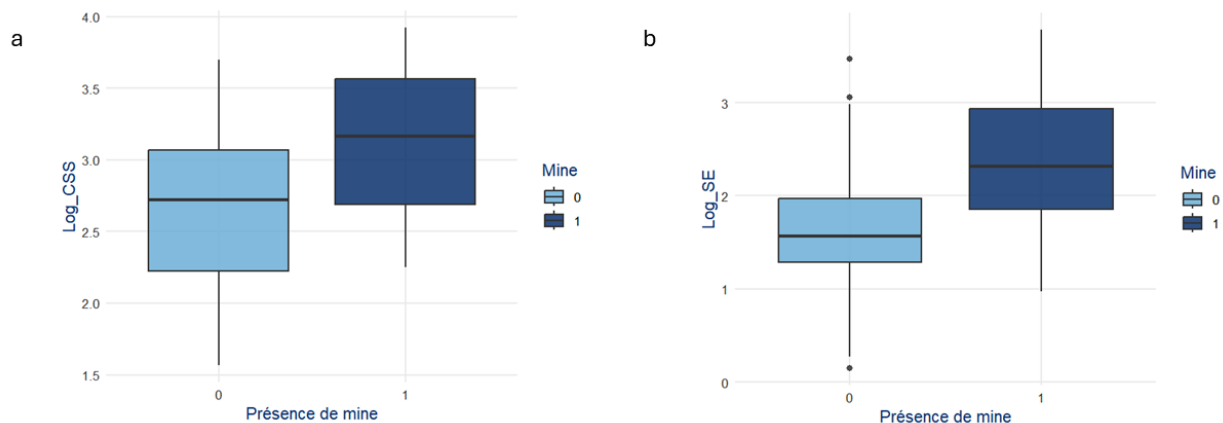


Figure 7: a) $\log(CSS)$ et b) $\log(SE)$ en fonction du facteur présence de mine

Le diagramme de corrélation de Pearson (Figure 8) met en évidence une structure de dépendances marquée entre plusieurs variables explicatives, traduisant la présence de corrélations modérées à fortes au sein des groupes de variables environnementales et anthropiques. Dans l'ensemble, les variables liées aux sédiments $\log(CSS)$ et $\log(SE)$ présentent des corrélations positives avec un large ensemble de covariables.

Les variables anthropiques liées à l'activité minière `densité_mine` et `densité_travailleur` montrent des corrélations positives fortes entre elles, indiquant qu'elles décrivent en grande partie un même gradient d'intensité minière. Leur inclusion simultanée dans un même modèle risquerait d'introduire une redondance informationnelle importante ; il est donc recommandé de ne conserver qu'un seul indicateur minier à la fois lors de la modélisation.

De même, certaines variables environnementales présentent des corrélations notables entre elles. L'écart-type de l'élévation est corrélé à plusieurs variables climatiques et anthropiques, suggérant qu'il capte un gradient topographique structurant. La variable synthétique `PC1_env` montre également des corrélations avec plusieurs variables environnementales individuelles, ce qui indique qu'elle résume une partie significative de leur information commune. Par conséquent, `PC1_env` ne devrait pas être utilisée conjointement avec ses variables constitutives, afin d'éviter un chevauchement explicatif.

Dans l'ensemble, cette analyse de corrélation justifie une sélection raisonnée des variables explicatives, en excluant des variables synthétiques (`PC1_env`), et fortement corrélées comme

la densité_travailleur, afin de garantir la robustesse et l'interprétabilité des modèles de régression.

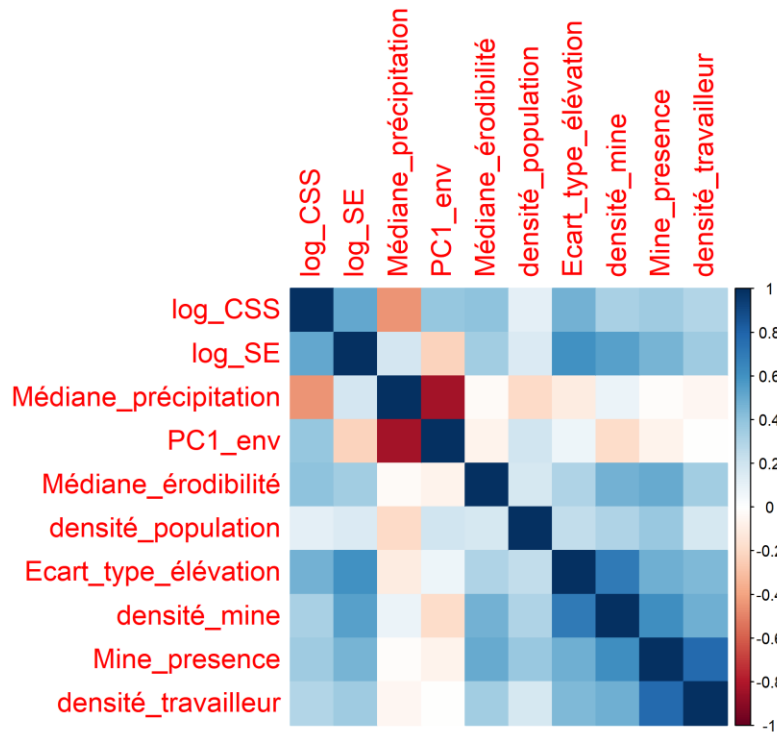


Figure 8: Diagramme de corrélation de Pearson

4.2 Modèles de régressions

4.2.1 Modèles linéaires multiples

- Variables environnementales

Les modèles de régression appliqués au (eq. 1) log (CSS) et au (eq. 2) log (SE) montrent une influence cohérente des variables environnementales. Dans les deux cas, la médiane des précipitations et l'écart-type de l'élévation exercent un effet positif et hautement significatif ($p < 0,001$), indiquant une augmentation du log (CSS) et log (SE) avec l'intensification des précipitations et la variabilité topographique. La médiane de l'érodibilité présente également un effet positif significatif sur le log (CSS) ($p < 0,001$) et le log (SE) ($p < 0,01$). En revanche, la densité de population n'apparaît pas comme un facteur explicatif significatif du log (SE), et son effet sur le log (CSS) est marginal. Les deux modèles sont globalement significatifs ($p < 0,001$) et expliquent une part comparable de la variance observée ($R^2 \approx 0,46-0,48$).

$$\log(CSS) = 3.157 - 0.000952Précipitation_{méd}^{***} + 46.37Érodibilité_{méd}^{***} - 0.00117Densité_{pop} + 0.00209\sigma_{élévation}^{***}$$

$$R^2 = 0,48 \quad (1)$$

$$\log(SE) = -0.214 + 0.000686Précipitation_{méd}^{***} + 31.30Érodibilité_{méd}^{**} \\ + 0.000510Densité_{pop} + 0.00382\sigma_{élévation}^{***}$$

$$R^2 = 0,46 \quad (2)$$

- Variables environnementales + variables minières

Les modèles intégrant à la fois les variables environnementales et minières indiquent que la variabilité du log (CSS) et du log (SE) demeure principalement contrôlée par les facteurs environnementaux. Dans les deux cas, la médiane des précipitations et l'écart-type de l'élévation exercent un effet positif hautement significatif. L'érodibilité conserve un effet significatif (éq. 3) sur le log (CSS), mais son influence sur le log (SE) devient non significative (éq. 4) après l'introduction des variables minières. En ce qui concerne l'activité minière, la présence de mine montre un effet positif marginale sur le log (SE) ($p < 0,1$), tandis que la densité minière n'exerce aucun effet significatif sur le log (CSS) ni sur le log (SE). Les modèles présentent un pouvoir explicatif comparable ($R^2 \approx 0,47-0,48$).

$$\log(CSS) = 3.161 - 0.000936Précipitation_{méd}^{***} + 43.43Érodibilité_{méd}^{***} \\ - 0.00133Densité_{pop} + 0.00216\sigma_{élévation}^{***} + 0.149Mine_{présence} \\ - 12.37Densité_{mine}$$

$$R^2 = 0,48 \quad (3)$$

$$\log(SE) = 0.043 + 0.000648Précipitation_{méd}^{***} + 19.89Érodibilité_{méd} \\ - 0.000002Densité_{pop} + 0.00341\sigma_{élévation}^{***} + 0.250Mine_{présence} \\ + 2.86Densité_{mine} + \varepsilon$$

$$R^2 = 0,47 \quad (4)$$

Les performances prédictives évaluées à l'aide d'une validation croisée à 5 plis, en considérant le RMSE moyen et le R^2 moyen pour les modèles incluant uniquement les variables environnementales et ceux intégrant également les variables minières.

Pour le log (CSS), le modèle environnemental présente un RMSE moyen de 0,447 et un R^2 moyen de 0,395, tandis que le modèle complet (variables environnementales et minières) affiche un RMSE légèrement plus élevé (0,452) et un R^2 moyen légèrement plus faible (0,384).

Ces résultats indiquent que l'ajout des variables minières n'améliore pas la capacité prédictive du modèle et peut même conduire à une légère dégradation des performances hors échantillon. Des tendances similaires sont observées pour le log (SE). Le modèle environnemental atteint un RMSE moyen de 0,522 et un R^2 moyen de 0,433, contre un RMSE de 0,523 et un R^2 moyen de 0,431 pour le modèle complet. L'introduction des variables minières n'apporte donc pas de gain prédictif notable pour le log (SE), confirmant que la variabilité du signal est majoritairement expliquée par les facteurs environnementaux.

Dans l'ensemble, ces résultats de validation croisée corroborent les analyses de régression : les variables environnementales constituent les principaux déterminants du log (CSS) et du log (SE), tandis que les variables minières n'améliorent ni l'ajustement ni la robustesse prédictive des modèles.

4.2.2 Modèle GAM

Les modèles additifs généralisés pour le log (CSS), le modèle environnemental met en évidence des effets non linéaires significatifs de la médiane des précipitations, de l'érodibilité et de l'écart-type de l'élévation ($p < 0,001$), tandis que la densité de population n'est pas significative. L'ajout des variables minières n'améliore que marginalement l'ajustement global (R^2 ajusté $\approx 0,55$), la densité minière et la densité de travailleurs n'étant pas significatives, et la présence de mines n'apparaissant qu'à un niveau marginal. Les performances prédictives issues de la validation croisée confirment ces résultats, avec des RMSE et R^2 moyens très proches entre les modèles environnementaux et complet. Des tendances similaires sont observées pour le log (SE). Les GAM environnementaux indiquent des effets non linéaires significatifs des précipitations, de l'érodibilité et surtout de la variabilité topographique, alors que la densité de population reste non explicative. L'introduction des variables minières conduit à une légère augmentation du R^2 ajusté, principalement portée par un effet positif significatif de la présence de mines, sans amélioration nette des performances prédictives en validation croisée.

Toutefois, malgré de bons niveaux d'ajustement et de performance prédictive, les tests de Moran appliqués aux résidus des GAM environnementaux et complet révèlent une autocorrélation spatiale positive significative, tant pour le log (CSS) (I de Moran $\approx 0,23-0,24$; $p < 0,001$) que pour le log (SE) ($I \approx 0,11-0,13$; $p < 0,05$). Cette persistance d'une structure spatiale dans les résidus indique que les GAM non spatiaux ne capturent pas entièrement la dépendance spatiale des processus étudiés. Ces résultats justifient le recours à des GAM spatiaux, intégrant explicitement une composante spatiale, afin de mieux représenter

l'organisation spatiale des phénomènes et d'améliorer la validité statistique et interprétative des modèles.

Les cartes de résidus (Figure 9) associées montrent une organisation spatiale marquée des résidus, caractérisée par des zones géographiques contiguës présentant des valeurs positives ou négatives similaires. Des regroupements cohérents de résidus élevés ou faibles sont observés dans plusieurs régions, indiquant que les erreurs du modèle ne sont pas distribuées de manière aléatoire dans l'espace. Cette structuration spatiale suggère la présence d'une autocorrélation spatiale résiduelle, traduisant l'influence de facteurs spatiaux non explicitement pris en compte par les variables explicatives du modèle. La persistance de ces motifs spatiaux dans les résidus justifie l'introduction explicite d'un terme spatial dans la modélisation. L'utilisation d'un modèle additif généralisé spatial permet ainsi de capturer cette dépendance spatiale et de mieux représenter la structure géographique de la variabilité observée.

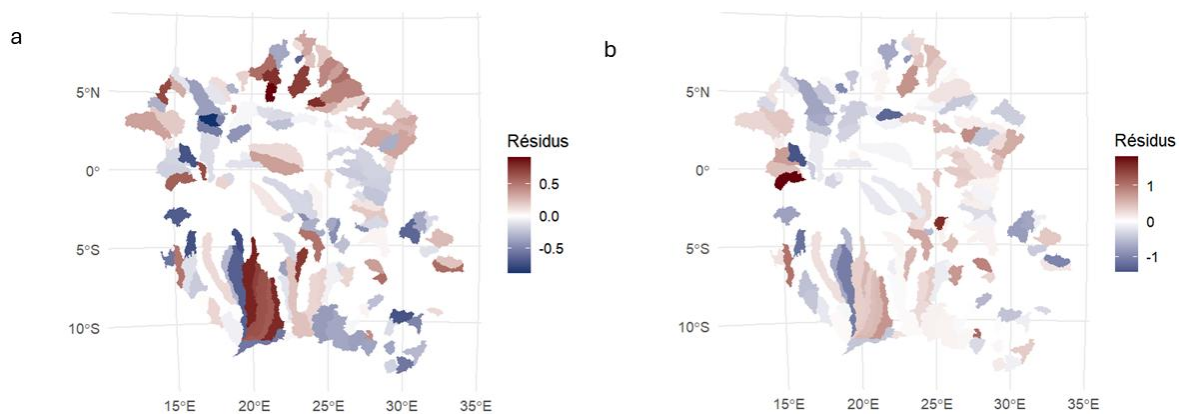


Figure 9: Autocorrélation des résidus environnementaux miniers a) $\log(CSS)$, b) $\log(SE)$

4.2.3 Modèles additifs généralisés (GAM) spatiaux : (terme de lissage 2D sur les coordonnées)

- Variables environnementales

L'introduction explicite d'une composante spatiale dans les modèles GAM conduit à une amélioration nette de l'ajustement pour le $\log(CSS)$ et le $\log(SE)$, confirmant le rôle majeur de la structuration spatiale dans les processus sédimentaires étudiés. Le modèle spatial appliqué au $\log(CSS)$ explique environ 71 % (éq. 5) de la déviance observée (R^2 ajusté = 0,67), tandis que celui appliqué au $\log(SE)$ en explique près de 57 % (éq. 6), soit des niveaux d'explication supérieurs à ceux obtenus avec les modèles non spatiaux.

Dans les deux cas, la médiane des précipitations et l'écart-type de l'élévation conservent un effet significatif. L'érodibilité présente un effet significatif sur le $\log(SE)$, mais devient non

significative pour le log (CSS), suggérant que son influence sur le CSS était en partie confondue avec des structures spatiales non modélisées. La densité de population ne montre aucun effet significatif sur les deux variables réponse dans les modèles spatiaux. Le terme spatial $s(\text{coord}_x, \text{coord}_y)$ est hautement significatif pour le log (CSS) et le log (SE). Cette composante spatiale capture des gradients régionaux et des facteurs non observés, tels que la géologie locale, la connectivité hydrologique ou des pratiques anthropiques non quantifiées. L'intégration de ce terme permet ainsi d'absorber l'autocorrélation spatiale détectée dans les modèles non spatiaux, améliorant la robustesse des estimations et la validité statistique des inférences.

Les modèles GAM spatiaux montrent que la variabilité du log (CSS) et du log (SE) est fortement structurée dans l'espace. Une fois cette structuration prise en compte, seules les variables environnementales majeures conservent un effet significatif.

$$\log(\text{CSS}) = 2.787 + s(\text{Précipitation}_{\text{méd}})^{***} + s(\text{Érodibilité}_{\text{méd}}) + s(\text{Densité}_{\text{pop}}) + s(\sigma_{\text{élévation}})^{***} + s(\text{coord}_x, \text{coord}_y)^{***}$$

$$R^2 = 0,67 \quad (5)$$

$$\log(\text{SE}) = 1.832 + s(\text{Précipitation}_{\text{méd}})^{**} + s(\text{Érodibilité}_{\text{méd}})^{**} + s(\text{Densité}_{\text{pop}}) + s(\sigma_{\text{élévation}})^{***} + s(\text{coord}_x, \text{coord}_y)^{***}$$

$$R^2 = 0,53 \quad (6)$$

- Variables environnementales + variables minières :

Les GAM spatiaux intégrant simultanément les variables environnementales, minières présentent les meilleurs niveaux d'ajustement pour le log (CSS) et le log (SE). Le modèle appliqué au log (CSS) explique environ 73 % de la déviance observée (R^2 ajusté = 0,69), tandis que celui appliqué au log (SE) en explique près de 57 % (R^2 ajusté = 0,54).

Dans les deux modèles, la médiane des précipitations et l'écart-type de l'élévation conservent un effet significatif, la présence de mines apparaît comme un facteur explicatif positif significatif pour (équ.7) le log (CSS) et (équ. 8) le log (SE) suggérant une influence locale des activités minières, bien que les variables continues associées à l'intensité minière (densité de mines et de travailleurs) ne soient pas significatives. Le terme spatial ($\text{coord}_x, \text{coord}_y$) est hautement significatif dans les deux modèles, avec des degrés de liberté effectifs élevés, traduisant une structuration spatiale marquée des processus sédimentaires.

La validation croisée pour le log (SE), le modèle GAM spatial environnemental (Tableau 11) présente un RMSE moyen de 0,510 et un R^2 moyen de 0,456, tandis que le modèle spatial complet affiche des performances quasi identiques (RMSE = 0,510, $R^2 = 0,456$). L'ajout des variables minières n'entraîne donc aucune amélioration notable de la capacité prédictive hors échantillon pour le log (SE), confirmant que la majeure partie de l'information prédictive est déjà capturée par les variables environnementales et la composante spatiale. Pour le log (CSS), les performances sont globalement plus élevées (Tableau 10). Le modèle GAM spatial environnemental atteint un RMSE moyen de 0,366 et un R^2 moyen de 0,579, contre un RMSE de 0,367 et un R^2 moyen de 0,577 pour le modèle spatial complet. Là encore, l'intégration des variables minières n'apporte pas de gain prédictif significatif, malgré une complexité accrue du modèle.

Dans l'ensemble, la validation croisée confirme que l'introduction d'une surface spatiale bidimensionnelle améliore substantiellement les performances prédictives par rapport aux modèles non spatiaux, en particulier pour le log (CSS). En revanche, l'ajout des variables minières ne permet pas d'améliorer la robustesse prédictive des modèles spatiaux, suggérant que leur effet est secondaire et localisé, tandis que la structuration spatiale demeure le principal déterminant de la variabilité du log (CSS) et du log (SE).

$$\begin{aligned} \log(CSS) = & 2.727 + s(Précipitation_{méd})^{***} + s(Érodibilité_{méd}) + s(Densité_{pop}) \\ & + s(\sigma_{élévation})^{***} + s(Densité_{mine}) + s(Densité_{trav}) \\ & + 0.232 Mine_{présence}^* + s(coord_x, coord_y)^{***} \\ R^2 = & 0,69 \quad (7) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \log(SE) = & 1.757 + s(Précipitation_{méd})^{**} + s(Érodibilité_{méd})^* + s(Densité_{pop}) \\ & + s(\sigma_{élévation})^{***} + s(Densité_{mine}) + s(Densité_{trav}) \\ & + 0.286 Mine_{présence}^* + s(coord_x, coord_y)^{**} \\ R^2 = & 0,54 \quad (8) \end{aligned}$$

4.2.4 Modèles random Forest

- Variables environnementales

Les modèles random Forest basés uniquement sur les variables environnementales (

Dans les deux cas, la faible différence observée entre les erreurs d'apprentissage et hors-sac confirme la robustesse des modèles RF et l'absence de surapprentissage. L'analyse de l'importance des variables met en évidence une hiérarchie globalement comparable entre les deux réponses log (CSS et SE), dominée par les facteurs environnementaux. Dans le modèle ne considérant que les variables environnementales (Tableau 8), l'érodibilité médiane et les précipitations médianes constituent les variables les plus influentes pour le log (CSS), tandis que la variabilité topographique (écart-type de l'élévation) joue un rôle prépondérant pour le log (SE). La densité de population apparaît comme un facteur secondaire dans les deux cas.

Lorsque les variables minières sont intégrées au modèle (Tableau 9), les précipitations médianes et l'érodibilité demeurent les principaux déterminants des deux réponses, confirmant le rôle central des conditions hydro-climatiques et géomorphologiques. Toutefois, certaines variables liées aux activités minières, notamment la densité de travailleurs, la présence et la densité de mines, acquièrent une importance non négligeable, en particulier pour le log (SE), sans pour autant supplanter l'influence dominante des variables environnementales.

Tableau 2) montrent que celles-ci expliquent une part substantielle de la variabilité du log (CSS) et du log (SE), bien que leur pouvoir prédictif soit plus élevé pour le log (CSS) que pour le log (SE). En effet, la variance expliquée atteint environ 56 % pour le log (CSS), contre 40 % pour le log (SE), indiquant que le log (CSS) est davantage contrôlé par les facteurs climatiques, pédologiques et topographiques à l'échelle du bassin.

Dans les deux cas, la faible différence observée entre les erreurs d'apprentissage et hors-sac confirme la robustesse des modèles RF et l'absence de surapprentissage. L'analyse de l'importance des variables met en évidence une hiérarchie globalement comparable entre les deux réponses log (CSS et SE), dominée par les facteurs environnementaux. Dans le modèle ne considérant que les variables environnementales (Tableau 8), l'érodibilité médiane et les précipitations médianes constituent les variables les plus influentes pour le log (CSS), tandis que la variabilité topographique (écart-type de l'élévation) joue un rôle prépondérant pour le log (SE). La densité de population apparaît comme un facteur secondaire dans les deux cas.

Lorsque les variables minières sont intégrées au modèle (Tableau 9), les précipitations médianes et l'érodibilité demeurent les principaux déterminants des deux réponses, confirmant le rôle central des conditions hydro-climatiques et géomorphologiques. Toutefois, certaines variables liées aux activités minières, notamment la densité de travailleurs, la présence et la densité de mines, acquièrent une importance non négligeable, en particulier pour le log (SE), sans pour autant supplanter l'influence dominante des variables environnementales.

Tableau 2: Récapitulatif du modèle RF pour les variables environnementales

Modèle	%variance Expliquée (OOB)	RMSE OOB	RMSE LOOCV	R ² LOOCV	mtry optimal
log (CSS)	56.20	0.388	0.377	0.588	2
log (SE)	41.41	0.533	0.535	0.409	2

- Variables environnementales + variables minières :

L'introduction des variables minières (Tableau 3) dans les modèles Random Forest conduit à des effets contrastés selon la variable réponse. Pour le log (CSS), l'ajout des variables minières n'améliore pas significativement les performances prédictives, avec des variations marginales du R² et du RMSE, suggérant que l'activité minière n'exerce pas d'influence directe majeure sur le log (CSS) à l'échelle considérée. À l'inverse, pour le log (SE), l'intégration des variables minières entraîne une amélioration modérée des performances, la variance expliquée passant d'environ 40 % à 45 %, accompagnée d'une diminution du RMSE. Cette différence indique que les rendements sédimentaires spécifiques sont plus sensibles aux perturbations locales liées à l'activité minière que les concentrations sédimentaires. Néanmoins, l'analyse de l'importance des variables montre que les facteurs environnementaux restent dominants, les variables minières n'intervenant qu'en complément.

Tableau 3: Récapitulatif du modèle RF pour les variables environnementales+ minières

Modèle	%variance Expliquée (OOB)	RMSE OOB	RMSE LOOCV	R ² LOOCV	mtry optimal
Log (CSS)	56.19	0.388	0.384	0.571	4
Log (SE)	43.55	0.523	0.525	0.432	2

La comparaison entre log (CSS) et log (SE) montre que les variables environnementales contrôlent plus fortement le log (CSS) que le log (SE), tandis que les variables minières n'exercent qu'un effet secondaire, plus perceptible sur le log (SE). Ces résultats confirment que l'impact minier est localisé et non dominant à l'échelle du bassin, et qu'il reste inférieur à l'effet de la structuration spatiale mise en évidence par les modèles GAM spatiaux.

Tableau 4: Synthèse des modèles de régressions pour le bassin 4

Log (CSS)	Lm env	Lm Complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
-----------	--------	------------	---------	-------------	-----------------	---------------------

Précipitation	***	***	***	***	***	***
Érodibilité	***	***	***	***		
Densité population	.	.		*		
Écart-type élévation	***	***	***	***	***	***
Densité mine	—		—		—	
Présence mine	—	.	—	.	—	.
R ²	0.48	0.48	0.53	0.55	0,67	0,69
Log (SE)						
Précipitation	***	***	***	***	**	**
Érodibilité	**		**	*	**	*
Densité population						
Écart-type élévation	***	***	***	***	***	
Densité mine	—		—		—	
Présence mine	—	.	—	**	—	.
R ²	0.44	0.45	0.47	0.49	0.53	0,54

4.3 Bassin de niveau 5

Les cartes de distribution spatiale du CSS et du SE dans le bassin 5 (Figure 10) mettent en évidence une forte hétérogénéité spatiale des flux sédimentaires. Les valeurs de CSS varient de faibles concentrations au centre du bassin à des concentrations élevées sur les marges orientales et méridionales, tandis que le SE présente une organisation spatiale comparable, avec des rendements sédimentaires plus importants dans ces mêmes secteurs. Les zones centrales du bassin sont majoritairement caractérisées par des valeurs faibles à intermédiaires de CSS et de SE. Les secteurs présentant des valeurs élevées de CSS correspondent globalement aux zones de SE élevé, bien que certaines différences spatiales soient observées, notamment dans le sud-ouest du bassin où les rendements sédimentaires restent modérés malgré des concentrations plus élevées. La distribution des sites miniers apparaît principalement concentrée dans la partie orientale du bassin, coïncidant partiellement avec les zones de fortes valeurs de CSS et de SE, tandis que d'autres secteurs à fortes valeurs sédimentaires ne présentent pas d'activité minière marquée.

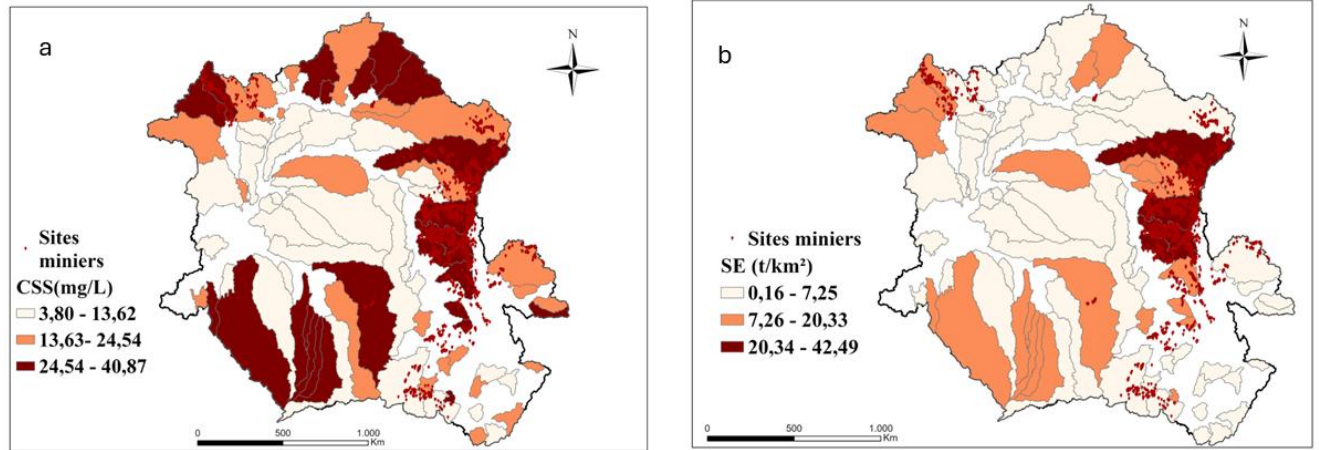


Figure 10: Distribution du a) CSS, b) SE dans les bassins versant de niveau 5

4.3.1 Hiérarchie générale des régressions (bassin 5)

Les régressions du bassin 5 montrent une structure très cohérente entre modèles : les variables environnementales (précipitations, écart-type d'élévation, et dans une moindre mesure l'érodibilité) sont les principaux facteurs explicatifs, quelle que soit la méthode utilisée (LM, GAM, GAM spatial, RF). Les variables minières présentent : des effets faibles ou non significatifs dans les modèles linéaires et GAM non spatiaux, des effets ponctuellement significatifs (surtout *présence de mine*) dans certains GAM spatiaux et Random Forest et une contribution globale secondaire par rapport aux facteurs environnementaux.

L'introduction d'une composante spatiale dans les GAM conduit à une augmentation nette du R^2 , particulièrement pour le log (CSS), indiquant une structuration spatiale forte des processus sédimentaires dans le bassin 5.

4.3.2 Comparaison entre log (CSS) vs log (SE)

Le log CSS est principalement contrôlé par les précipitations et la variabilité topographique. Les variables minières n'améliorent pas de manière significative la significativité globale des modèles ni leurs performances prédictives, telles que le R^2 et la RMSE. Les (GAM) fournissent les meilleurs ajustements, indiquant que le log CSS reflète avant tout des gradients régionaux et des processus intégrés à l'échelle du bassin (Tableau 5).

Tableau 5: Synthèse des régressions dans le bassin avec comme variable réponse log (CSS)

Variables	Lm env	Lm complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
Médiane précipitation	***	***	***	***	***	***
Médiane érodibilité			.	.		
Densité population				.		
Écart-type élévation	*	**	***	***	***	***
Densité mine	—		—		—	
Mine présence	—		—		—	
R ² (ajusté)	0.42	0.44	0.44	0.46	0.62	0.62

Le log (SE) est moins bien expliqué par les seules variables environnementales que le log (CSS). L'ajout des variables minières entraîne une amélioration modérée des performances des modèles, en particulier pour les forêts aléatoires, ainsi qu'une significativité ponctuelle de la présence de mines. Cela suggère un effet minier localisé, davantage perceptible sur les quantités sédimentaires spécifiques à l'échelle des bassins que sur les concentrations (Tableau 6)

Tableau 6: Récapitulatif des régressions dans le bassin 5 avec comme variable réponse log (SE)

Variables	Lm	Lm complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
Médiane précipitation	**	**	.			
Médiane érodibilité			**	***	**	**
Densité population						
Écart-type élévation	***	***	***	***	***	***
Densité mine	—		—		—	
Mine présence	—		—	**	—	
R ² (ajusté)	0.52	0.54	0.55	0.59	0.73	0.70

4.3.3 Similitudes et différences entre les régressions du bassin 5 vs bassin 4

Dans les deux bassins (Tableau 7) les variables environnementales dominent l'explication du log (CSS) et du log (SE). Les GAM spatiaux surpassent systématiquement les modèles non

spatiaux. La structuration spatiale joue un rôle majeur, révélant des processus non observés ou des gradients régionaux.

Le bassin 4 apparaît plus sensible aux pressions minières, avec un signal anthropique plus cohérent entre modèles, tandis que le bassin 5 est davantage gouverné par des facteurs naturels et une forte structuration spatiale, qui masquent ou diluent l'effet minier à l'échelle du bassin.

Tableau 7: Différences majeures des régressions dans le bassin 4 et 5

Aspect	Bassin 4	Bassin 5
Effet de mine sur log (CSS)	Faible à modéré selon les modèles	Très faible, non robuste
Effet de mine sur log (SE)	Plus cohérent et plus souvent significatif	Modéré, ponctuel
Gain spatial	Important	Très important (surtout CSS)
Contrôle dominant	Mix environnement + anthropique (mines)	Majoritairement environnemental + spatial

4.4 Profils longitudinaux

L'ensemble des profils longitudinaux de la concentration en sédiments en suspension (CSS) met en évidence une forte variabilité spatiale le long des cours d'eau étudiés. Les profils présentent des amplitudes, des tendances longitudinales et des niveaux moyens contrastés, indiquant que la CSS n'évolue pas de manière uniforme depuis l'amont vers l'aval. Les concentrations observées couvrent une large gamme de valeurs, allant d'environ 4–7 mg/L dans certains tronçons aval à plus de 45–50 mg/L dans d'autres sections, selon les rivières considérées.

Les profils se distinguent également par leur structure longitudinale. Certains présentent une tendance monotone relativement régulière, tandis que d'autres montrent des ruptures abruptes, des plateaux prolongés ou une alternance rapide de hausses et de baisses de la CSS. Cette diversité traduit une organisation spatiale hétérogène des concentrations le long des axes fluviaux, avec des variations qui peuvent être progressives ou très localisées.

4.4.1 Profils longitudinaux sans bassins miniers

Les profils associés à des bassins sans présence minière apparente se caractérisent par des trajectoires longitudinales relativement régulières. La rivière 6 illustre (Figure 11) ce type de comportement, avec des concentrations élevées en amont, suivies d'une diminution progressive

vers l'aval. Les fluctuations observées le long du profil sont de faible à moyenne amplitude et ne s'accompagnent pas de ruptures brutales du signal.

Dans ce type de profil, la CSS tend à évoluer de manière continue, avec une stabilisation des concentrations dans les tronçons aval à des niveaux plus faibles. L'amplitude des variations longitudinales reste globalement limitée et la structure du profil est dominée par une tendance générale claire, sans alternance rapide de valeurs extrêmes.

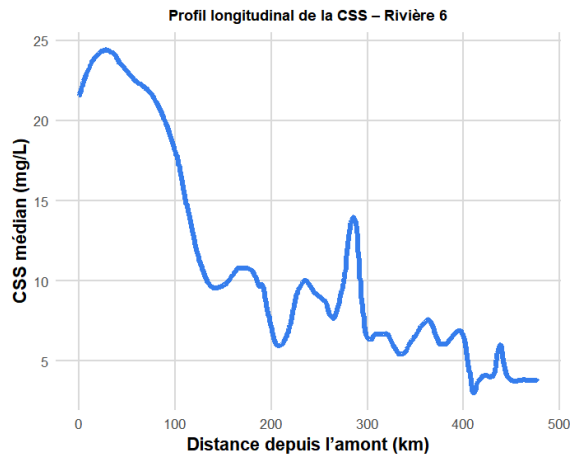


Figure 11: Profil longitudinal typique d'une rivière sans mine

4.4.2 Profils longitudinaux associés à des bassins miniers

Les profils associés à des bassins contenant des sites miniers (points rouges) présentent des caractéristiques distinctes. Ces profils montrent généralement des niveaux de CSS plus élevés sur de longues portions du cours d'eau et une variabilité longitudinale plus marquée. Les concentrations restent fréquemment élevées sur plusieurs dizaines à centaines de kilomètres, avec des valeurs souvent supérieures à 35–40 mg/L.

Plusieurs profils avec mines se caractérisent par des ruptures abruptes de la CSS, avec des augmentations rapides sur de courtes distances, suivies de plateaux prolongés ou de fluctuations importantes. Dans certains cas, les profils montrent une alternance de chutes et de remontées rapides des concentrations, traduisant une forte hétérogénéité spatiale le long du cours d'eau. La rivière 2 (Figure 12) illustre particulièrement ce comportement, avec une succession de minima et de maxima sur de courtes distances.

Les profils miniers présentent également une dispersion plus élevée des valeurs de CSS le long du profil, avec des écarts importants entre les concentrations minimales et maximales observées

sur un même cours d'eau. Cette variabilité contraste avec les profils non miniers, qui apparaissent plus lissés et structurés.

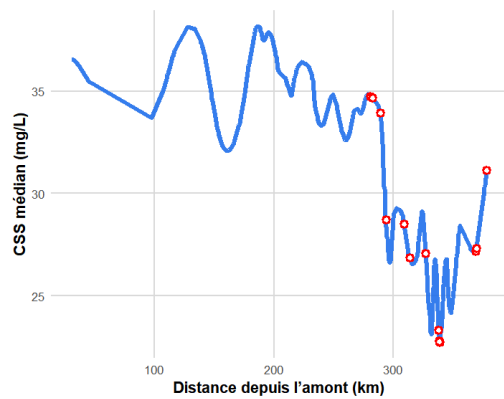


Figure 12: Profil longitudinal typique d'une rivière avec mine (points rouges caractérisant les mines situées à environ 8km du cours d'eau)

5 Discussion

5.1 Distribution des CSS, SE

La non-normalité persistante des distributions de concentrations en sédiments en suspension (CSS) et de la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE), même après transformation logarithmique, constitue une caractéristique largement documentée des bases de données fluviales à l'échelle globale. Cette asymétrie est généralement interprétée comme le reflet de la nature intrinsèquement non linéaire des processus d'érosion et de transport sédimentaire, dominés par des événements de forte intensité et par la superposition de sources multiples et hétérogènes (Syvitski et al., 2005c). Dans les systèmes fluviaux tropicaux, ces distributions traduisent souvent un mélange complexe de régimes sédimentaires, combinant apports naturels diffus, contributions ponctuelles d'origine anthropique et remobilisation de stocks sédimentaires hérités.

Par ailleurs, les produits de CSS et de flux sédimentaires dérivés de la télédétection présentent des incertitudes intrinsèques importantes, particulièrement marquées dans les grands fleuves tropicaux (Larson et al., 2021). Les estimations de CSS et de SE utilisées dans cette étude, notamment celles issues des prédictions développées par (Carlier et al., soumis), héritent pleinement de ces limitations et doivent être interprétées comme des estimations probabilistes plutôt que comme des valeurs exactes. Les modèles de CSS reposent sur des relations empiriques entre la réflectance optique et la concentration en particules, dont la robustesse dépend fortement des conditions locales de calibration. Toute extrapolation spatiale ou temporelle au-delà des plages de conditions couvertes par les données in situ introduit une incertitude supplémentaire susceptible d'affecter à la fois l'amplitude et la variabilité des valeurs prédites.

Les relations réflectance–CSS sont en outre sensibles à de nombreux facteurs environnementaux, notamment la nature minéralogique des particules, la profondeur optique de la colonne d'eau, la concentration en matière organique dissoute et les conditions atmosphériques au moment de l'acquisition, ce qui génère un bruit non négligeable dans les estimations satellitaires (Pavelsky & Smith, 2009). À ces sources d'incertitude s'ajoutent les limitations liées à la qualité et à la disponibilité des images satellitaires : la couverture nuageuse fréquente en milieu tropical, ainsi que la saturation du signal optique en conditions de forte turbidité, entraînent une sous-représentation systématique des événements hydrologiques extrêmes dans les séries de CSS prédites. Or, ces événements rares contribuent de manière

disproportionnée aux flux sédimentaires totaux, ce qui tend à biaiser les distributions observées vers des valeurs plus faibles et à réduire la capacité des modèles à capturer pleinement la dynamique réelle du transport sédimentaire.

Les incertitudes sont encore amplifiées pour l'exportation sédimentaire (SE), qui dépend directement de la quantification du débit fluvial. Les erreurs associées aux données de débit qu'elles proviennent de stations hydrométriques rares ou éloignées, de modèles hydrologiques simplifiés ou de reconstructions spatialisées se propagent mécaniquement dans les calculs de flux sédimentaires cumulés. Cette propagation des incertitudes est particulièrement critique dans les grands bassins tropicaux, où la variabilité spatio-temporelle du débit est élevée et où les crues extrêmes jouent un rôle dominant dans l'exportation des sédiments. L'incertitude sur le débit constitue ainsi l'une des principales sources d'erreur dans les prédictions de SE de (Carlier et al., soumis) et doit être considérée comme un facteur clé dans l'interprétation des résultats.

Cette difficulté d'attribution des signaux sédimentaires à une source anthropique spécifique est renforcée par le fonctionnement même des grands cours d'eau tropicaux, qui intègrent simultanément de multiples sources et processus sédimentaires. Dans ces systèmes, l'érosion des berges, la dynamique des chenaux multiples, la remobilisation de dépôts anciens et les forçages climatiques dominant souvent le signal sédimentaire observé (Latrubesse et al., 2005). Plusieurs travaux montrent que, même lorsque l'exploitation minière accroît fortement la turbidité dans les petits affluents, cette signature peut être rapidement atténuée ou diluée en aval, notamment dans les grands bassins où les temps de résidence des sédiments sont élevés (Walling, 2013). Les résultats obtenus ici, mettant en évidence un effet minier statistiquement significatif mais difficile à isoler à grande échelle, s'inscrivent pleinement dans ce cadre conceptuel.

Plus généralement, la distribution fortement asymétrique de la CSS reflète la nature éminemment événementielle du transport sédimentaire. La CSS correspond à une mesure instantanée, fortement dépendante des conditions hydrométéorologiques au moment de l'observation, et particulièrement sensible aux épisodes de pluie intense, aux crues rapides et aux remaniements locaux des berges (Syvitski et al., 2005; Vanmaercke et al., 2014; Dethier et al., 2023). Cette forte sensibilité explique que des valeurs élevées de log (CSS) puissent être observées dans des bassins versants dépourvus d'activités minières.

En effet, de nombreux travaux ont montré que des facteurs naturels ou anthropiques non miniers, tels que la topographie, l'érodibilité des sols, la déforestation ou des apports sédimentaires provenant de zones situées en amont du bassin analysé, peuvent générer des niveaux de turbidité comparables à ceux observés dans des bassins miniers (Montgomery, 2007; Owens et al., 2005; Vanmaercke et al., 2014). Ces résultats confirment que des concentrations élevées de CSS ne constituent pas, à elles seules, un indicateur spécifique et univoque de l'impact de l'exploitation minière artisanale. Ils soulignent l'intérêt d'indicateurs intégrés tels que l'exportation sédimentaire (SE), tout en rappelant que l'interprétation de ces indicateurs doit impérativement tenir compte des incertitudes substantielles associées aux prédictions de CSS et de débit.

5.2 Comparaison des performances des modèles de régression

5.2.1 Régressions linéaires multiples

Les performances des différents modèles de régression testés mettent en évidence des contrastes marqués en termes de capacité explicative (R^2), de précision prédictive (RMSE) et de robustesse statistique, soulignant l'importance du choix méthodologique pour l'analyse des processus hydro-sédimentaires à grande échelle. Les modèles linéaires multiples (LM) constituent une première approche classique pour analyser les relations entre les concentrations en matières en suspension (CSS), les flux sédimentaires (SE) et leurs facteurs de contrôle. Dans cette étude, les LM expliquent une part modérée de la variance (R^2 moyen d'environ 0.30–0.35 selon la variable cible), ce qui est cohérent avec la littérature sur les grands bassins fluviaux tropicaux, où les relations linéaires simples peinent à capturer la complexité des processus hydro-sédimentaires (Walling, 2013). Leur principal intérêt réside dans leur simplicité interprétative et leur capacité à identifier des tendances générales, mais ils présentent des limites importantes, notamment une sensibilité accrue à la multicollinéarité et une incapacité à représenter des relations non linéaires ou des effets seuils, fréquents dans les systèmes fluviaux.

5.2.2 Modèles additifs généralisés

Les modèles additifs généralisés non spatiaux (GAM) améliorent nettement les performances par rapport aux LM, avec une augmentation substantielle du R^2 (jusqu'à ~0.45–0.50 en validation croisée pour la CSS dans tes résultats) et une diminution du RMSE. Cette amélioration est largement documentée dans la littérature, qui montre que les relations entre précipitations, topographie, érodibilité et transport sédimentaire sont rarement linéaires (Wood, 2017c). Les GAM permettent ainsi de mieux représenter des réponses non monotones ou

asymétriques, tout en conservant une certaine lisibilité des effets. Toutefois, malgré ces gains, l'autocorrélation spatiale des résidus demeure significative, indiquant que des processus spatialisés non observés continuent de structurer les données. Ce constat est récurrent dans les études à grande échelle, où les GAM non spatiaux capturent la forme des relations mais pas leur organisation spatiale (Beale et al., 2010).

L'introduction explicite de variables liées aux activités minières dans les LM et les GAM non spatiaux n'entraîne pas, dans ce travail, d'amélioration notable des performances globales des modèles (R^2 stable ou en légère diminution, RMSE inchangé ou accru). Ce résultat est cohérent avec plusieurs études montrant que, à grande échelle, les effets anthropiques ponctuels ou localisés sont fréquemment masqués par la variabilité naturelle dominante et par l'agrégation spatiale des données (Latrubesse et al., 2005). Ces modèles conservent néanmoins un intérêt exploratoire important, en permettant de tester l'existence potentielle d'un signal minier, même lorsque celui-ci reste statistiquement faible ou instable.

5.2.3 Random Forest

Le RF a également été testé afin d'explorer la capacité de modèles d'apprentissage automatique à capturer des relations complexes et non linéaires entre les variables explicatives et les variables cibles. Dans cette étude, le RF présente des performances comparables, voire légèrement supérieures aux GAM non spatiaux en termes de R^2 et de RMSE, ce qui est cohérent avec de nombreux travaux montrant que les méthodes de type arbre sont bien adaptées aux systèmes environnementaux complexes (Breiman, 2001; Cutler et al., 2007). Leur capacité à gérer les interactions entre variables et à être relativement robustes à la multicollinéarité constitue un avantage notable, en particulier dans des contextes où les processus sont fortement non linéaires.

Cependant, la littérature souligne également plusieurs limites majeures du Random Forest dans les analyses hydro-sédimentaires à grande échelle. D'une part, les RF n'intègrent pas explicitement la structure spatiale, ce qui signifie qu'ils peuvent indirectement capter des gradients spatiaux via les variables explicatives, sans pour autant traiter l'autocorrélation spatiale des résidus (Wood, 2017a). D'autre part, leur forte capacité d'ajustement peut conduire à un sur-apprentissage, en particulier lorsque la taille du jeu de données est modérée (ici 146 et 82 bassins), et compliquer l'interprétation des mécanismes physiques sous-jacents (Cutler et al., 2007). Enfin, contrairement aux GAM, les RF offrent une interprétabilité plus limitée des

effets individuels, ce qui constitue une contrainte importante lorsque l'objectif est de discuter des processus et des impacts anthropiques, et non uniquement la prédiction.

5.2.4 GAM spatial

Les modèles additifs généralisés spatiaux apparaissent ainsi comme les plus performants et les plus appropriés dans le cadre de cette étude. L'intégration explicite d'un terme spatial permet d'augmenter significativement la capacité explicative (R^2 atteignant ~ 0.55 – 0.60 en validation croisée pour la CSS), de réduire le RMSE, et surtout de supprimer l'autocorrélation spatiale des résidus. La littérature montre de manière convergente que les modèles intégrant explicitement la structure spatiale sont mieux adaptés à l'analyse de données hydro-sédimentaires à grande échelle (Wood, 2017b, 2017a, 2017b). Les GAM spatiaux permettent de capturer des gradients spatiaux complexes liés à des processus non observés, tels que la géologie, l'héritage sédimentaire ou la connectivité fluviale, améliorant ainsi la robustesse des inférences statistiques.

Plusieurs études ont démontré que l'absence de prise en compte de cette structure spatiale peut conduire à une surestimation ou à une mauvaise attribution des effets anthropiques, y compris ceux liés aux activités minières (Wood, 2017a). Dans ce contexte, le GAM spatial représente un compromis optimal entre performance prédictive, contrôle des biais spatiaux et interprétation des processus. Les résultats obtenus ici confirment que, bien que les LM, les GAM non spatiaux et le Random Forest présentent chacun des intérêts spécifiques, le GAM spatial est le modèle le plus efficace et le plus robuste pour analyser l'impact potentiel des exploitations minières sur les dynamiques sédimentaires à l'échelle régionale.

5.2.5 Comparaison entre CSS et SE

Les résultats montrent que les variables minières expliquent une part plus importante de la variabilité de la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE) que de celle de la concentration des sédiments en suspension (CSS). Cette différence s'explique par la nature intrinsèque des deux indicateurs et par leur mode de construction respectif.

La CSS, dérivée de la médiane d'un composite Landsat couvrant la période de septembre à décembre sur 2018-2020, reflète une concentration moyenne saisonnière de sédiments en suspension, mais reste influencée par la dynamique hydrologique variable, incluant les crues et les dépôts en plaine d'inondation qui diluent le signal minier. Ce traitement médian atténue les pics extrêmes mais peut masquer les contributions chroniques des mines artisanales, particulièrement si celles-ci sont concentrées sur quelques mois (Domingo et al., 2021).

La SE, quantifiant les sédiments exportés par unité de bassin de 2014 à 2019, intègre les flux cumulés sur six ans, capturant mieux la production sédimentaire persistante des sites miniers, où l'érosion des sols et l'apport direct de fines particules persistent malgré la saisonnalité. Cette intégration temporelle longue révèle l'impact des perturbations minières, souvent sous-estimé dans les mesures optiques satellitaires composites (Chalov, 2014; Domingo et al., 2021).

En contexte d'orpaillage amazonien, les mines artisanales multiplient les concentrations en suspension par 2-4 fois en saison sèche, mais les composites multi-annuels comme la CSS voient ce signal affaibli par les cycles hydrologiques naturels. Chez les bassins miniers tropicaux aux Philippines, les rendements spécifiques de sédiments (SE) augmentent drastiquement avec la proportion de surface minière, contrairement aux CSS locales diluées par le stockage sédimentaire. Ces travaux confirment que les indicateurs cumulés comme la SE sont supérieurs pour modéliser les impacts miniers à long terme en zones tropicales (Dethier et al., 2019).

De plus l'infériorité statistique de la concentration en sédiments en suspension (CSS) par rapport à la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE) pour caractériser l'impact minier s'explique aussi en grande partie par les limites intrinsèques de la télédétection optique. En contexte de forte turbidité liée aux rejets miniers directs, la réflectance mesurée par les capteurs optiques tels que Landsat ou Sentinel-2 tend à atteindre un seuil de saturation au-delà duquel l'augmentation de la concentration en sédiments ne se traduit plus par une augmentation proportionnelle du signal lumineux mesuré (Joshi et al., 2025b; Katlane et al., 2013). Cette saturation du signal, fréquemment observée pour des concentrations élevées de matières en suspension, entraîne une sous-estimation systématique des pics de pollution les plus intenses, qui contribuent pourtant de manière dominante à l'exportation sédimentaire totale.

Par ailleurs, les épisodes de lessivage intense des sites miniers surviennent généralement lors d'événements pluviométriques extrêmes, souvent associés à une forte couverture nuageuse. Ces conditions atmosphériques empêchent l'acquisition d'images optiques exploitables et introduisent ainsi un biais d'échantillonnage, communément désigné comme un biais de beau temps, dans les séries de données satellitaires (Pavelsky & Smith, 2009a; Song et al., 2025). En conséquence, les estimations de CSS issues de la télédétection reposent majoritairement sur des situations hydrologiques modérées, excluant les événements extrêmes les plus érosifs.

À l'inverse, la quantité spécifique de sédiments exportés par bassin (SE), en tant qu'indicateur massique fondé sur des bilans hydrologiques et sédimentaires intégrés dans le temps, permet d'inclure l'ensemble des flux, y compris ceux générés lors des crues majeures. Elle offre ainsi

une représentation plus fidèle de la dégradation physique réelle des bassins versants soumis à des pressions minières, en contournant les limites méthodologiques inhérentes aux observations optiques ponctuelles (Larson et al., 2021).

5.2.6 Limites conceptuelles et méthodologiques du facteur d'érodibilité des sols (K)

L'intégration du facteur d'érodibilité des sols (K) comme variable explicative des flux sédimentaires nécessite une interprétation prudente, tant sur le plan conceptuel que méthodologique. Initialement développé dans le cadre des modèles USLE et RUSLE pour quantifier la susceptibilité des sols à l'érosion de surface par ruissellement diffus, le facteur K est principalement adapté à des contextes de pentes agricoles ou de petits bassins versants. Il ne prend pas en compte de manière explicite des processus sédimentaires majeurs dans les grands bassins tropicaux, tels que l'érosion des berges, les ravinements profonds ou les glissements de terrain, qui peuvent dominer le bilan sédimentaire à l'échelle régionale (Vanmaercke et al., 2014; Walling, 2013).

Sur le plan méthodologique, l'utilisation de cartes globales du facteur K, souvent dérivées de modèles statistiques ou d'approches d'apprentissage automatique, repose sur des données pédologiques peu ou pas calibrées localement, en particulier dans des régions comme le bassin du Congo où les observations de terrain sont rares (Hengl et al., 2017). Ces produits globaux intègrent fortement des covariables topographiques, climatiques et de couverture végétale, ce qui peut introduire des effets de colinéarité avec d'autres variables explicatives du modèle et limiter l'interprétation causale du rôle propre du facteur K (Borrelli et al., 2021).

En outre, le facteur K demeure intrinsèquement lié aux processus d'érosion de surface, ce qui le rend peu représentatif des mécanismes non directement associés au ruissellement, pourtant essentiels dans de nombreux systèmes fluviaux tropicaux. (Vanmaercke et al., 2014). Ainsi, bien que le facteur K constitue un indicateur pertinent du contexte pédologique à grande échelle, son utilisation comme prédicteur direct des flux sédimentaires observés doit être envisagée avec prudence. Il apparaît plus pertinent de l'interpréter comme une variable de contexte environnemental, à mobiliser en complément d'indicateurs plus directement liés aux processus hydro sédimentaires dominants, tels que la pente, le couvert végétal ou la dynamique des berges (Borrelli et al., 2014, 2021).

5.3 Effet d'échelle et détectabilité du signal minier

Dans les bassins de niveau 5, de plus grande superficie, l'effet des activités minières artisanales apparaît plus difficile à détecter statistiquement. Ce phénomène est largement documenté dans

la littérature et s'explique par un effet de dilution spatiale, où les apports sédimentaires localisés sont intégrés dans des bassins dominés par des processus naturels à grande échelle tels que la topographie, la lithologie et les précipitations (Blöschl & Sivapalan, 1995; Montgomery, 2007)

Plusieurs études ont montré que l'influence des pressions anthropiques tend à être plus facilement détectable dans des bassins de petite à moyenne taille, tandis qu'à des échelles plus larges, les contrôles physiques deviennent prépondérants et masquent partiellement le signal humain (Syvitski et al., 2005; Vanmaercke et al., 2014). Ces résultats confirment que les bassins de niveau 4 constituent une échelle plus pertinente pour l'identification des impacts miniers.

5.4 Influence des activités minières sur la structuration longitudinale

Les profils longitudinaux de CSS observés dans les bassins sans activité minière apparente présentent des trajectoires régulières, dominées par une tendance progressive généralement décroissante vers l'aval. Ce comportement est conforme au fonctionnement attendu des systèmes fluviaux peu perturbés, où les processus naturels d'érosion, de transport et de dépôt s'organisent de manière continue le long du continuum fluvial. Dans ces contextes, les variations longitudinales de CSS restent d'amplitude limitée, amorties par les mécanismes de dilution et de stockage sédimentaire, conduisant à des profils relativement lissés et structurés (Lewis, 2002; Owens et al., 2005). À l'inverse, les profils associés à des bassins miniers montrent des CSS plus élevées et une variabilité longitudinale nettement accrue. Les activités minières, en particulier l'exploitation aurifère artisanale et alluviale, constituent des sources majeures de sédiments fins, générant des apports ponctuels ou semi-ponctuels qui perturbent le régime sédimentaire naturel. Ces apports se traduisent par des ruptures abruptes de CSS, des augmentations rapides sur de courtes distances et des plateaux prolongés en aval des sites miniers, parfois sur plusieurs dizaines de kilomètres (Dethier et al., 2023; Veiga et al., 2006).

La dispersion élevée des valeurs de CSS le long des profils miniers reflète une forte hétérogénéité spatiale, liée à la succession de zones sources, de secteurs de dépôt temporaire et de zones de remise en suspension. La persistance de concentrations élevées loin en aval suggère également l'existence d'un héritage sédimentaire, avec un stockage des particules fines dans le lit et les berges, susceptible d'alimenter le transport solide lors des épisodes hydrologiques ultérieurs (Macklin et al., 2003; Gerson et al., 2020). La comparaison entre profils miniers et non miniers met ainsi en évidence deux modes de fonctionnement contrastés, confirmant l'analyse longitudinale des CSS comme un indicateur pertinent de l'impact anthropique des activités minières sur les systèmes fluviaux (Allan, 2004; Syvitski et al., 2005; Walmsley, 2023).

Conclusion

Ce travail démontre que l'exploitation minière artisanale exerce une influence mesurable sur la dynamique sédimentaire des rivières du bassin du Congo, bien que cette influence s'inscrive dans un contexte dominé par des facteurs environnementaux naturels tels que la topographie, le climat et les propriétés des sols. Les concentrations en sédiments en suspension apparaissent particulièrement sensibles à la présence et à la proximité des sites miniers, ce qui confirme le rôle des exploitations alluviales comme sources directes de perturbations hydrosédimentaires (Hilson, 2002; Macklin et al., 2003; Dethier et al., 2023).

Les résultats montrent également que la quantité annuelle de sédiments exportés reflète davantage l'intégration temporelle des processus hydro-climatiques à l'échelle du bassin, comme souligné par de nombreux travaux sur les grands systèmes fluviaux tropicaux (Kambey et al., 2001; Syvitski et al., 2005b). Cette distinction entre CSS et SE met en l'importance de considérer simultanément des indicateurs instantanés et intégrés pour évaluer les impacts des activités anthropiques sur les rivières.

L'utilisation de bassins versants hydrologiquement cohérents, combinée à la télédétection et à une comparaison systématique de plusieurs familles de modèles statistiques, a permis de dépasser partiellement les limites liées au déficit de données in situ dans le bassin du Congo. Les modèles additifs généralisés et les approches non paramétriques ont notamment permis de capturer des relations non linéaires et des structures spatiales complexes, améliorant ainsi la robustesse des inférences (Beale et al., 2010; Wood, 2017c).

Ce mémoire met en évidence que, bien que les facteurs environnementaux restent dominants, les activités minières artisanales constituent un facteur aggravant significatif de la dégradation hydrosédimentaire, en particulier dans les affluents de rang intermédiaire où la connectivité entre les sites miniers et le réseau hydrographique est élevée. Ces résultats s'inscrivent dans la continuité des études menées dans d'autres bassins tropicaux miniers et soulignent l'urgence de renforcer les stratégies de gestion environnementale et de surveillance des activités minières artisanales en République démocratique du Congo (Loubota Panzou et al., 2016 ; Galli et al., 2022).

En apportant une analyse spatialisée à l'échelle de l'ensemble du bassin du Congo, ce travail contribue à une meilleure compréhension des interactions entre pressions anthropiques et processus naturels dans les grands bassins tropicaux. Il fournit des bases scientifiques solides pour appuyer les politiques de gestion durable des ressources en eau et de conservation des écosystèmes fluviaux dans un contexte de demande croissante en ressources minérales (Hosonuma et al., 2012 ; Dethier et al., 2023).

Limites de l'étude

Malgré la robustesse méthodologique de l'approche adoptée, ce travail présente plusieurs limites qui doivent être prises en compte dans l'interprétation des résultats.

La première limite concerne la dépendance aux données satellitaires optiques pour l'estimation des concentrations en sédiments en suspension. La forte nébulosité caractérisant le bassin du Congo réduit la disponibilité d'images exploitables et peut introduire un biais temporel dans les composites Landsat utilisés. De plus, la saturation du signal optique dans les eaux très turbides, fréquemment observée à proximité des sites d'exploitation minière artisanale, limite la capacité à détecter précisément les concentrations les plus élevées.

Une seconde limite réside dans l'absence de données in situ systématiques permettant une calibration locale des modèles de sédiments en suspension. Bien que les méthodes utilisées soient validées par la littérature, l'absence de mesures de terrain empêche une évaluation directe de l'erreur absolue des estimations satellitaires dans le contexte spécifique du bassin du Congo.

Par ailleurs, les données relatives aux activités minières artisanales comportent des incertitudes. La base de données utilisée ne renseigne pas toujours l'intensité réelle de l'exploitation, la temporalité des activités ou le nombre exact de travailleurs par site, ce qui peut conduire à une sous- ou surestimation de la pression minière effective dans certains bassins.

Bien que les profils longitudinaux de CSS permettent de visualiser les variations spatiales le long des cours, cette analyse reste fondamentalement exploratoire et ne permet pas d'établir les relations causales solides entre l'exploitation minière et l'augmentation de CSS. La variabilité naturelle des systèmes fluviaux, la présence de facteurs confondants non quantifiés et les contraintes liées aux données disponibles limitent la portée interprétative de cette analyse. Par conséquent, les profils longitudinaux doivent être envisagés comme un complément aux analyses statistiques.

Enfin, cette étude se concentre principalement sur les sédiments en suspension et ne prend pas en compte la granulométrie, les sédiments de fond ni la contamination chimique associée aux particules, notamment les métaux lourds et le mercure. Or, ces composantes jouent un rôle majeur dans l'évaluation de l'impact environnemental global de l'exploitation minière artisanale sur les systèmes fluviaux, en raison de leur capacité à stocker et à transférer durablement des contaminants dans les milieux aquatiques et les réseaux trophiques (Chelotti et al., 2019; Essalhi et al., 2016; Macklin et al., 2003).

Perspectives

Les résultats obtenus ouvrent plusieurs perspectives de recherche visant à approfondir et compléter l'analyse des impacts de l'exploitation minière artisanale sur les écosystèmes fluviaux du bassin du Congo.

Une perspective repose sur l'acquisition de données de terrain ciblées, permettant de calibrer et valider localement les modèles satellitaires de concentration en sédiments en suspension. De telles campagnes renforceraient la précision quantitative des estimations et faciliteraient la transposition des résultats à des échelles locales de gestion.

Par ailleurs, l'extension de l'analyse à une approche multi-temporelle permettrait d'évaluer l'évolution des impacts miniers sur plusieurs décennies, en lien avec l'expansion récente de l'exploitation minière artisanale et les changements climatiques. Cette approche offrirait une meilleure compréhension des trajectoires de dégradation ou de résilience des systèmes fluviaux.

Enfin, l'intégration de la dimension géochimique des sédiments (métaux lourds, mercure) et de leurs impacts écotoxicologiques constituerait une avancée majeure. Couplée à l'analyse hydrosédimentaire, elle permettrait une évaluation plus complète des risques environnementaux et sanitaires associés à l'exploitation minière artisanale dans le bassin du Congo.

Bibliographie :

- Ahmed, A. I., Massam, M. R., Bryant, R. G., & Edwards, D. P. (2025). How much deforestation in sub-Saharan Africa has been caused by mining? *Biological Conservation*, 304, 111040. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111040>
- Aka, N., Traoré, A., Dangui, N. P., & Gboko, Y. D. A. (2023). Suivi de la turbidité et des matières en suspension dans les rivières côtières en milieu tropical : Cas de la Mé et de l'Agneby (sud-est de la Cote d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 183, 19103-19122. <https://doi.org/10.35759/JABs.183.1>
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and Riverscapes : The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(Volume 35, 2004), 257-284. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122>
- Asner, G. P., Llactayo, W., Tupayachi, R., & Luna, E. R. (2013). Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), 18454-18459. <https://doi.org/10.1073/pnas.1318271110>
- Bagalwa Rukeza, M., Baumgartner, S., Lizaga, I., Ou, X., Barthel, M., Cizungu Ntaboba, L., Boeckx, P., & Van Oost, K. (2025). Dynamique des sédiments exportés dans les bassins versants forestier et agricole de la partie ouest de la région du lac Kivu, République Démocratique du Congo. *BASE*. <https://popups.uliege.be/1780-4507/index.php?id=21261>
- Banza Lubaba, N., Tshibangu, K., & Mutambala, P. (2009). Impacts de l'exploitation minière artisanale sur la qualité des eaux de surface en République démocratique du Congo. *Geo-Eco-Trop*, 33(1), 27–38.
- Beale, C. M., Lennon, J. J., Yearsley, J. M., Brewer, M. J., & Elston, D. A. (2010). Regression analysis of spatial data. *Ecology Letters*, 13(2), 246-264. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01422.x>
- Beekmann, M., Gallois, S., & Rondinini, C. (2024). Uncertain future for Congo Basin biodiversity : A systematic review of climate change impacts. *Biological Conservation*, 297, 110730. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110730>
- Blöschl, G., & Sivapalan, M. (1995). Scale issues in hydrological modelling : A review. *Hydrological Processes*, 9, 251-290. <https://doi.org/10.1002/hyp.3360090305>
- Borrelli, P., Alewell, C., Alvarez, P., Anache, J. A. A., Baartman, J., Ballabio, C., Bezak, N., Biddoccu, M., Cerdà, A., Chalise, D., Chen, S., Chen, W., De Girolamo, A. M., Gessesse, G. D., Deumlich, D., Diodato, N., Efthimiou, N., Erpul, G., Fiener, P., ...

- Panagos, P. (2021). Soil erosion modelling : A global review and statistical analysis. *Science of The Total Environment*, 780, 146494. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146494>
- Borrelli, P., Märker, M., Panagos, P., & Schütt, B. (2014). Modeling soil erosion and river sediment yield for an intermountain drainage basin of the Central Apennines, Italy. *CATENA*, 114, 45-58. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.10.007>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Carlier, N., Barthel, M., de Clippele, A., de Groot, L. W., Drake, T. W., Hemingway, J. D., Hou, Y., Nlandu Wabakanghanzi, J., Zambo Manda, J., Zhao, P., Six, J., & Van Oost, K. (soumis). *A new sediment budget for the Congo River Basin reveals underestimated tributary contributions and large-scale deposition*.
- Chalov, S. R. (2014). Effects of placer mining on suspended sediment budget : Case study of north of Russia's Kamchatka Peninsula. *Hydrological Sciences Journal*, 59(5), 1081-1094. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.903330>
- Chelotti, G. B., Martinez, J. M., Roig, H. L., & Olivetti, D. (2019). Space-Temporal analysis of suspended sediment in low concentration reservoir by remote sensing. *RBRH*, 24, e17. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180061>
- Cutler, D., Edwards, T., Beard, K., Cutler, A., Hess, K., Gibson, J., & Lawler, J. (2007). Random Forests for Classification in Ecology. *Ecology*, 88, 2783-2792. <https://doi.org/10.1890/07-0539.1>
- Dethier, E. N., Sartain, S. L., & Lutz, D. A. (2019). Heightened levels and seasonal inversion of riverine suspended sediment in a tropical biodiversity hot spot due to artisanal gold mining. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(48), 23936-23941. <https://doi.org/10.1073/pnas.1907842116>
- Dethier, E. N., Silman, M., Leiva, J. D., Alqahtani, S., Fernandez, L. E., Pauca, P., Çamalan, S., Tomhave, P., Magilligan, F. J., Renshaw, C. E., & Lutz, D. A. (2023). A global rise in alluvial mining increases sediment load in tropical rivers. *Nature*, 620(7975), 787-793. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06309-9>
- Domingo, J. P. T., Attal, M., Mudd, S. M., Ngwenya, B. T., & David, C. P. C. (2021). Seasonal fluxes and sediment routing in tropical catchments affected by nickel mining. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46(13), 2632-2655. <https://doi.org/10.1002/esp.5198>

- Erten, G. (2025). A machine learning framework for estimating suspended sediment continental United States using 40 years of Landsat observations. *Science of The Total Environment*, 1006, 180941. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180941>
- Essalhi, A., Essalhi, M., & Toummite, A. (2016). Environmental Impact of Mining Exploitation : A Case Study of Some Mines of Barite in the Eastern Anti-Atlas of Morocco. *Journal of Environmental Protection*, 7, 1473-1482. <https://doi.org/10.4236/jep.2016.711124>
- Fikri, E., Firmansyah, Y. W., Afifah, A., & Fauzi, M. (2023). The Existence of Artisanal Small-Scale Gold Mining in Indonesia, The Impact of Public Health and Environmental Sustainability : A Narrative Review. *JURNAL KESEHATAN LINGKUNGAN*, 15, 99-108. <https://doi.org/10.20473/jkl.v15i2.2023.99-108>
- Fritz, B., Peregovich, B., Tenório, L. da S., Alves, A. C. da S., & Schmidt, M. (s. d.). *Mercury and CO₂ emissions from artisanal gold mining*. ResearchBunny. Consulté 5 janvier 2026, à l'adresse <https://www.researchbunny.com/papers/mercury-and-co-emissions-from-artisanal-gold-mining-in-brazilian-amazon-rainforest-ek85>
- Galli, N., Chiarelli, D. D., D'Angelo, M., & Rulli, M. C. (2022). Socio-environmental impacts of diamond mining areas in the Democratic Republic of Congo. *Science of The Total Environment*, 810, 152037. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152037>
- Geenen, S. (2012). A dangerous bet: The challenges of formalizing artisanal mining in the Democratic Republic of Congo. *Resources Policy*, 37(3), 322–330. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2012.02.004>
- Gerson, J. R., Topp, S. N., Vega, C. M., Gardner, J. R., Yang, X., Fernandez, L. E., Bernhardt, E. S., & Pavelsky, T. M. (2020). Artificial lake expansion amplifies mercury pollution from gold mining. *Science Advances*, 6(48), eabd4953. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd4953>
- Groves, D. I., Goldfarb, R. J., Gebre-Mariam, M., Hagemann, S. G., & Robert, F. (1998). Orogenic gold deposits: A proposed classification in the context of their crustal distribution and relationship to other gold deposit types. *Ore Geology Reviews*, 13(1), 7-27. [https://doi.org/10.1016/S0169-1368\(97\)00012-7](https://doi.org/10.1016/S0169-1368(97)00012-7)
- Harrison, I. J., Brummett, R., & Stiassny, M. L. J. (2016). The Congo River Basin. In *The Wetland Book* (p. 1-18). Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6173-5_92-1
- Hastie, T. J. (s. d.). *Modèles additifs généralisés*. <https://doi.org/10.1201/9780203753781>

- Hastie, T., Tibshirani, R., & Friedman, J. (2009). *The Elements of Statistical Learning*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-84858-7>
- Hengl, T., Jesus, J. M. de, Heuvelink, G. B. M., Gonzalez, M. R., Kilibarda, M., Blagotić, A., Shangguan, W., Wright, M. N., Geng, X., Bauer-Marschallinger, B., Guevara, M. A., Vargas, R., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Leenaars, J. G. B., Ribeiro, E., Wheeler, I., Mantel, S., & Kempen, B. (2017). SoilGrids250m : Global gridded soil information based on machine learning. *PLOS ONE*, 12(2), e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
- Hilson, G. (s. d.). *Artisanal and small-scale mining and agriculture. Exploring their links in rural sub-Saharan Africa*. Consulté 5 janvier 2026, à l'adresse <https://www.iiied.org/16617iied>
- Hilson, G. (2002). Small-scale mining and its socio-economic impact in developing countries. *Natural Resources Forum*, 26(1), 3-13. <https://doi.org/10.1111/1477-8947.00002>
- Hosonuma, N., Herold, M., De Sy, V., De Fries, R. S., Brockhaus, M., Verchot, L., Angelsen, A., & Romijn, E. (2012a). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>
- Hund, K., Megevand, C., Gomes, E. P., Miranda, M., & Reed, E. (2013). *EXPLOITATION MINIÈRE*.
- Hund, K., Schure, J., & van der Goes, A. (2017). Extractive industries in forest landscapes : Options for synergy with REDD+ and development of standards in the Democratic Republic of Congo. *Resources Policy*, 54, 97-108. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.09.011>
- Ingram, V. J., Tieguhong, J. C., Schure, J. M., Nkamgnia, E., & Tadjuidje, M. H. (2011). Where artisanal mines and forest meet : Socio-economic and environmental impacts in the Congo Basin. *Natural Resources Forum*, 35(4), 304-320. <https://doi.org/10.1111/j.1477-8947.2011.01408.x>
- Jiang, X., Wang, S., Li, J., Spyrakos, E., Yao, H., Zhang, F., Tyler, A. N., & Zhang, B. (2025). Water transparency and color in large rivers observed by Sentinel-2 MSI and its implications for SDG 6.3.2 monitoring. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 143, 104826. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2025.104826>
- Joshi, J. K., Atre, A. A., Nandgude, S. B., Shinde, M. G., Durgude, A. G., Gorantiwar, S. D., & Patil, M. R. (2025b). Empirical modelling of suspended sediments using spectral data

- from spectroradiometer and sentinel-2 in Mula Dam Reservoir, Maharashtra, India. *Scientific Reports*, 15, 34205. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-15719-w>
- Kambey, J. L., Farrell, A. P., & Bendell-Young, L. I. (2001). Influence of illegal gold mining on mercury levels in fish of North Sulawesi's Minahasa Peninsula, (Indonesia). *Environmental Pollution*, 114(3), 299-302. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00163-4)
- Katlane, R., Nechad, B., Ruddick, K., & Zargouni, F. (2013). Optical remote sensing of turbidity and total suspended matter in the Gulf of Gabes. *Arabian Journal of Geosciences*, 6(5), 1527-1535. <https://doi.org/10.1007/s12517-011-0438-9>
- Kobina Mensah, A., Mahiri, I., Owusu, O., Mireku, D., Wireko, I., & Kissi, E. (2015). Environmental Impacts of Mining : A Study of Mining Communities in Ghana. *Journal of applied ecology and environmental sciences, AEES*.
- Kutner, M., Christopher, Nachtsheim, J. C., Neter, J., & Li, W. (2005). In Applied Linear Statistical Models. In *Building the regression model II: Diagnostics*.
- Larson, M., Anita, S. M., Vincent, R., & Evans, J. (2021). Landsat 8 monitoring of multi-depth suspended sediment concentrations in Lake Erie's Maumee River using machine learning. *International Journal of Remote Sensing*, 42, 4064-4086. <https://doi.org/10.1080/01431161.2021.1890268>
- Latrubesse, E. M., Stevaux, J. C., & Sinha, R. (2005). Tropical rivers. *Geomorphology*, 70(3), 187-206. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.02.005>
- Lewis, W. (2002). *Tropical lakes : How latitude makes a difference*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Tropical-lakes%3A-how-latitude-makes-a-difference-Lewis/083762022b5510173efd9f93af37088a995d5315>
- Li, J., Wang, G., Sun, S., Ma, J., Guo, L., Song, C., & Lin, S. (2025). Mapping and reconstruct suspended sediment dynamics (1986–2021) in the source region of the Yangtze River, Qinghai-Tibet Plateau using Google Earth Engine. *Remote Sensing of Environment*, 317, 114533. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2024.114533>
- Loubota Panzou, G. J., Doucet, J.-L., Loumeto, J.-J., Biwole, A., Bauwens, S., & Fayolle, A. (2016a). Biomasse et stocks de carbone des forêts tropicales africaines (synthèse bibliographique). *BASE*. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13232>
- Loubota Panzou, G. J., Doucet, J.-L., Loumeto, J.-J., Biwole, A., Bauwens, S., & Fayolle, A. (2016b). Biomasse et stocks de carbone des forêts tropicales africaines (synthèse bibliographique). *BASE*. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13232>

- Luo, W., Shen, F., He, Q., Cao, F., Zhao, H., & Li, M. (2022). Changes in suspended sediments in the Yangtze River Estuary from 1984 to 2020 : Responses to basin and estuarine engineering constructions. *Science of The Total Environment*, 805, 150381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150381>
- Macklin, M. G., Brewer, P. A., Balteanu, D., Coulthard, T. J., Driga, B., Howard, A. J., & Zaharia, S. (2003). The long term fate and environmental significance of contaminant metals released by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramureş County, upper Tisa Basin, Romania. *Applied Geochemistry*, 18(2), 241-257. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00123-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00123-3)
- Montgomery, D. R. (2007a). Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(33), 13268-13272. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104>
- Ngom, N. M., Baratoux, D., Bolay, M., Dessertine, A., Abass Saley, A., Baratoux, L., Mbaye, M., Faye, G., Yao, A. K., & Kouamé, K. J. (2023). Artisanal Exploitation of Mineral Resources : Remote Sensing Observations of Environmental Consequences, Social and Ethical Aspects. *Surveys in Geophysics*, 44(1), 225-247. <https://doi.org/10.1007/s10712-022-09740-1>
- Nzongola-Ntalaja, G. (2002). *The Congo from Leopold to Kabila: A people's history*. Zed Books
- O'brien, R. M. (2007). A Caution Regarding Rules of Thumb for Variance Inflation Factors. *Quality & Quantity*, 41(5), 673-690. <https://doi.org/10.1007/s11135-006-9018-6>
- Owens, P. N., Batalla, R. J., Collins, A. J., Gomez, B., Hicks, D. M., Horowitz, A. J., Kondolf, G. M., Marden, M., Page, M. J., Peacock, D. H., Petticrew, E. L., Salomons, W., & Trustrum, N. A. (2005a). Fine-grained sediment in river systems : Environmental significance and management issues. *River Research and Applications*, 21(7), 693-717. <https://doi.org/10.1002/rra.878>
- Paulista, R. S. D., de Almeida, F. T., de Souza, A. P., Hoshide, A. K., de Abreu, D. C., da Silva Araujo, J. W., & Martim, C. C. (2023c). Estimating Suspended Sediment Concentration Using Remote Sensing for the Teles Pires River, Brazil. *Sustainability*, 15(9), Article 9. <https://doi.org/10.3390/su15097049>
- Pavelsky, T. M., & Smith, L. C. (2009a). Remote sensing of suspended sediment concentration, flow velocity, and lake recharge in the Peace-Athabasca Delta, Canada. *Water Resources Research*, 45(11). <https://doi.org/10.1029/2008WR007424>

- Pact & PROMINES. (2010). *Étude diagnostique du secteur de l'exploitation minière artisanale en République démocratique du Congo*. Ministère des Mines, RDC.
- Ruppen, D., Runnalls, J., Tshimanga, R. M., Wehrli, B., & Odermatt, D. (2023). Optical remote sensing of large-scale water pollution in Angola and DR Congo caused by the Catoca mine tailings spill. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 118, 103237. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103237>
- Sé, Loubouth, verin J. M., Gaë, S., Dzaba-Dzoualou, L., Etou, D. G., Ngakali, G. N., & Malanda, N. (2025). Geospatial Distribution and Sustainable Management of Construction Materials in Congo-Brazzaville : Challenges and Perspectives. *Open Journal of Civil Engineering*, 15(3), 430-441. <https://doi.org/10.4236/ojce.2025.153023>
- Schwartz, F. W., Lee, S., & Darrah, T. H. (2021). A Review of the Scope of Artisanal and Small-Scale Mining Worldwide, Poverty, and the Associated Health Impacts. *GeoHealth*, 5(1), e2020GH000325. <https://doi.org/10.1029/2020GH000325>
- Serwajja, E., & Mukwaya, P. (2021). Environmental, Health and Safety Intricacies of Artisanal Mining in the Gold-rich Landscapes of Karamoja, North-Eastern Uganda. *Journal of Sustainable Mining*, 20(2), 90-108. <https://doi.org/10.46873/2300-3960.1055>
- Slabon, A., & Hoffmann, T. (2024). Uncertainties of Annual Suspended Sediment Transport Estimates Driven by Temporal Variability. *Water Resources Research*, 60(1), e2022WR032628. <https://doi.org/10.1029/2022WR032628>
- Song, G., Jiang, Y., Lei, X., & Zhai, S. (2025). Measurement of Suspended Sediment Concentration at the Outlet of the Yellow River Canyon : Using Sentinel-2 Images and Machine Learning. *Remote Sensing*, 17(14), 2424. <https://doi.org/10.3390/rs17142424>
- Suh, J., Kim, S.-M., Yi, H., & Choi, Y. (2017). An Overview of GIS-Based Modeling and Assessment of Mining-Induced Hazards : Soil, Water, and Forest. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12), 1463. <https://doi.org/10.3390/ijerph14121463>
- Syvitski, J. P. M., Vörösmarty, C. J., Kettner, A. J., & Green, P. (2005a). Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science (New York, N.Y.)*, 308(5720), 376-380. <https://doi.org/10.1126/science.1109454>
- Tanyobe, T. (2020). « EXPLOITATION MINIERE ET DEVELOPPEMENT DES TERRITOIRES DE FARADJE ET DE WATSA EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE DU CONGO, UN SIECLE APRES LA DECOUVERTE DU GISEMENT ». *International Journal of Humanities and Social Science*, 03(05), 01-17, 1-17.

- Vales, E. (2024, février 9). Utiliser la turbidité pour estimer la concentration et le flux des sédiments en suspension. *SDEC France*. <https://fr.sdec-france.com/utiliser-la-turbidite-pour-estimer-la-concentration-et-le-flux-des-sediments-en-suspension/>
- Vanmaercke, M., Poesen, J., Broeckx, J., & Nyssen, J. (2014). Sediment yield in Africa. *Earth-Science Reviews*, 136, 350-368. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2014.06.004>
- Veiga, M. M., Maxson, P. A., & Hylander, L. D. (2006). Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production*, 14(3), 436-447. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.08.010>
- Walling, D. E. (2013). The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *Journal of Soils and Sediments*, 13(10), 1658-1675. <https://doi.org/10.1007/s11368-013-0767-2>
- Walmsley, B. (2023). Satellite images show the widespread impact of mining on tropical rivers. *Nature*, 620(7975), 729-730. <https://doi.org/10.1038/d41586-023-02349-3>
- Wood, S. N. (2017a). GAM Theory. In *Generalized Additive Models* (2^e éd.). Chapman and Hall/CRC.
- Wood, S. N. (2017b). GAMs in Practice : Mgcov. In *Generalized Additive Models* (2^e éd.). Chapman and Hall/CRC.
- Wood, S. N. (2017c). Linear Models. In *Generalized Additive Models* (2^e éd.). Chapman and Hall/CRC.
- Wood, S. N. (2017d). Smoothers. In *Generalized Additive Models* (2^e éd.). Chapman and Hall/CRC.
- World Bank. (2020). *2020 State of the artisanal and small-scale mining sector*. World Bank Group. <https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/099042920111725706>
- Yepez, S., Laraque, A., Martinez, J.-M., Sa, J. D., Carrera, J. M., Castellanos, B., Gallay, M., & Lopez, J. L. (2018). Retrieval of suspended sediment concentrations using Landsat-8 OLI satellite images in the Orinoco River (Venezuela). *Comptes Rendus Geoscience*, 350(1), 20-30. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.08.004>
- Yu, Z., Wang, J., Li, Y., Shum, C. K., Wang, B., He, X., Xu, H., Xu, Y., & Zhou, B. (2022). Remote sensing of suspended sediment in high turbid estuary from sentinel-3A/OLCI : A case study of Hangzhou Bay. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1008070>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009a). Limitations of Linear Regression Applied on Ecological Data. In A. F. Zuur, E. N. Ieno, N. Walker,

A. A. Saveliev, & G. M. Smith (Éds.), *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (p. 11-33). Springer. https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_2

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009b). Things are not Always Linear; Additive Modelling. In A. F. Zuur, E. N. Ieno, N. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith (Éds.), *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (p. 35-69). Springer. https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6_3

Listes des figures

Figure 1: Raster continu de CSS sur une section du bassin du Congo (Carlier et al. Soumis)	16
Figure 2: Localisation du bassin du Congo et des sites miniers.....	19
Figure 3: Diagramme synthétique de création des bassins versants	21
Figure 4: Distribution des variables utilisés dans les modèles de régressions pour le bassin 4	28
Figure 5 carte de distribution du CSS (a) et du SE (b) dans les bassins versant de niveau 4 ..	35
Figure 6: Distribution du : a) log (CSS) et (b) Log du SE dans les bassins de niveau 4	36
Figure 7: a) log (CSS) et b) Log (SE) en fonction du facteur présence de mine	37
Figure 8: Diagramme de corrélation de Pearson	38
Figure 9: Autocorrélation des résidus environnementaux miniers a) log (CSS), b) log (SE)..	41
Figure 10: Distribution du a) CSS, b) SE dans les bassins versant de niveau 5	47
Figure 11: Profil longitudinal typique d'une rivière sans mine	50
Figure 12: Profil longitudinal typique d'une rivière avec mine (points rouges caractérisant les mines situées à environ 8km du cours d'eau)	51
Figure 13: Raster continus de CSS superposés à l'image satellitaire de Arcgis Pro sur le fleuve Congo pour montrer le potentiel du traitement d'images satellitaires	75
Figure 14: Raster continus de CSS sur une section de rivière du bassin du Congo pour montrer le potentiel du traitement d'images satellitaires	75
Figure 15: Discontinuité observée sur une section du raster continu de CSS	76
Figure 16: Discontinuité et bruit observés sur une section du raster CSS	76
Figure 17: bassin hydrographique selon l'ordre 4(a) et 5(b) de strahler.....	77
Figure 18: illustration du buffer autour des bassins pour le calcul du CSS à l'exutoire.....	77
Figure 19: Analyses en composante principale sur les variables d'occupation sur sol	78
Figure 20: Analyses descriptives bivariées du log (CSS) en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 4.....	79
Figure 21: Analyses descriptives bivariées du log (SE) en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 4.....	80
Figure 22: Analyses descriptives Univariées des variables explicatives utilisées dans les modèles de régression pour le bassin 5	81

Figure 23: Analyses descriptives bivariées du log (CSS) en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 5.....	82
Figure 24: Analyses descriptives bivariées du log (SE) en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 5.....	83

Listes des Tableaux

Tableau 1: Synthèse des performances et limites.....	16
Tableau 2: Récapitulatif du modèle RF pour les variables environnementales	44
Tableau 3: Récapitulatif du modèle RF pour les variables environnementales+ minières	45
Tableau 4: Synthèse des modèles de régressions pour le bassin 4.....	45
Tableau 5: Synthèse des régressions dans le bassin avec comme variable réponse log (CSS).....	48
Tableau 6: Récapitulatif des régressions dans le bassin 5 avec comme variable réponse log (SE)	48
Tableau 7: Différences majeures des régressions dans le bassin 4 et 5	49
Tableau 8: Degré d'importance des variables environnementales dans le modèle RF (Bassin 4)	84
Tableau 9: Degré d'importance des variables environnementales et minières dans le modèle RF	84
Tableau 10: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (CSS) dans le bassin 4	84
Tableau 11: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (SE) dans le bassin 4	85
Tableau 12 : Degré d'importance des variables environnementales dans le modèle RF (Bassin 5).....	85
Tableau 13: Degré d'importance des variables environnementales et minières dans le modèle RF(Bassin 5).....	85
Tableau 14: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (CSS) dans le bassin 5	86
Tableau 15: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (SE) dans le bassin 5	86

Annexe A1: Rasters continus de la CSS (Carlier et al., soumis)

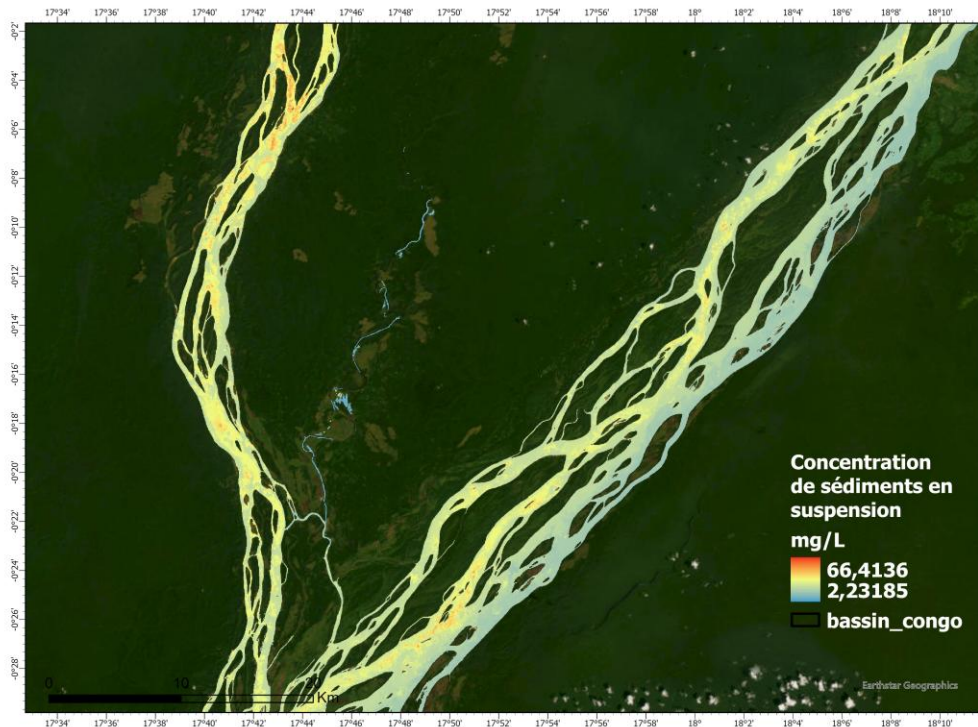


Figure 13: Raster continu de CSS superposés à l'image satellitaire de Arcgis Pro sur le fleuve Congo pour montrer le potentiel du traitement d'images satellitaires

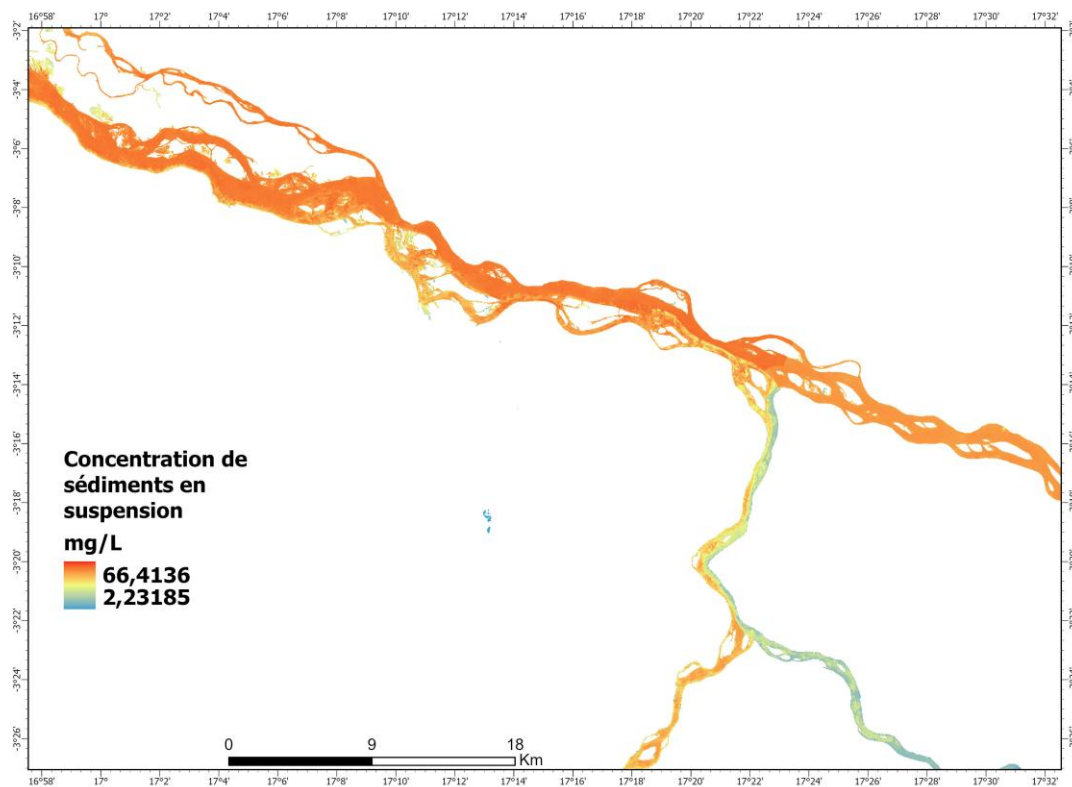


Figure 14: Raster continu de CSS sur une section de rivière du bassin du Congo pour montrer le potentiel du traitement d'images satellitaires



Figure 15: Discontinuité observée sur une section du raster continu de CSS

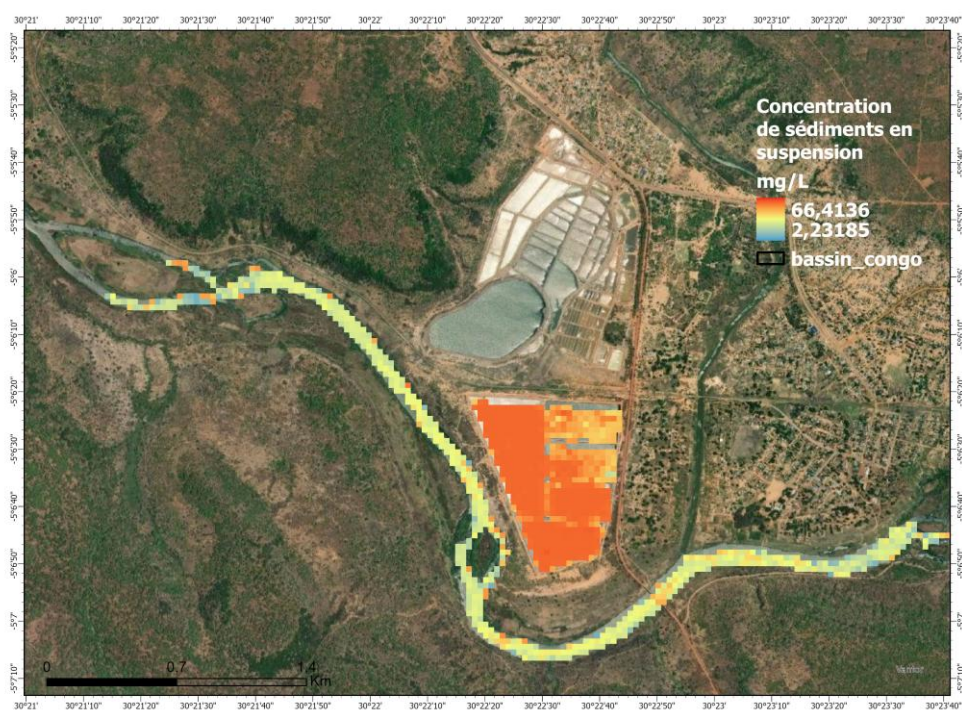


Figure 16: Discontinuité et bruit observés sur une section du raster CSS

Annexe A2 : Traitements des données

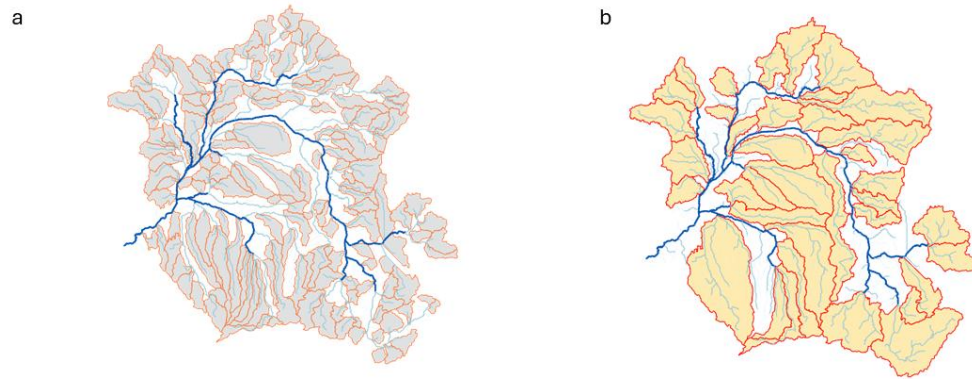


Figure 17: bassin hydrographique selon l'ordre 4(a) et 5(b) de strahler

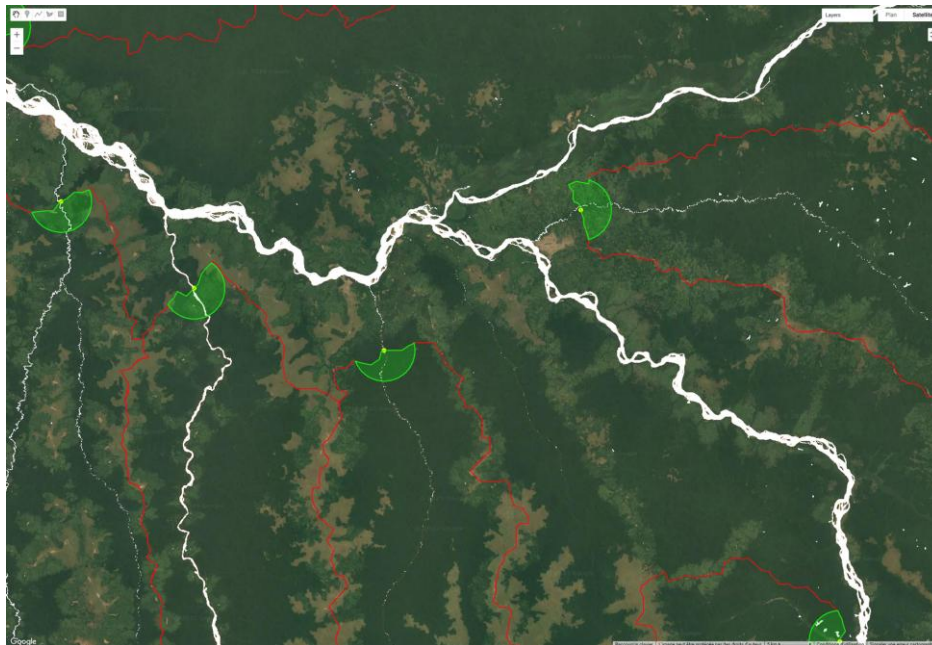


Figure 18: illustration du buffer autour des bassins pour le calcul du CSS à l'exutoire

Annexe A3 : Analyses exploratoires

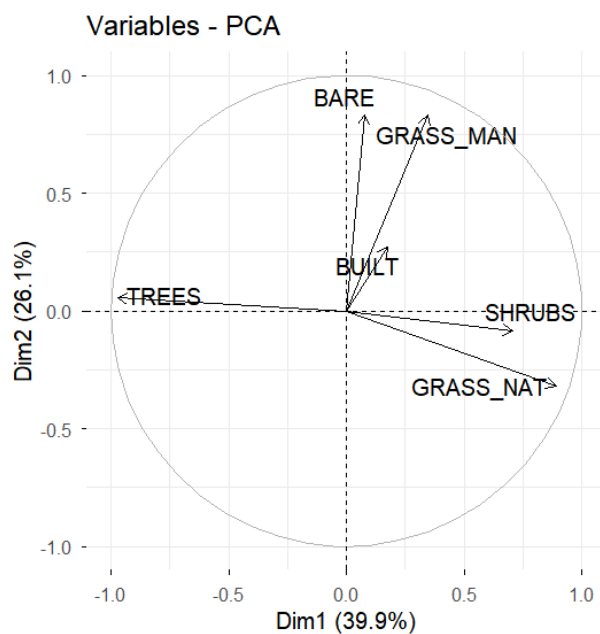
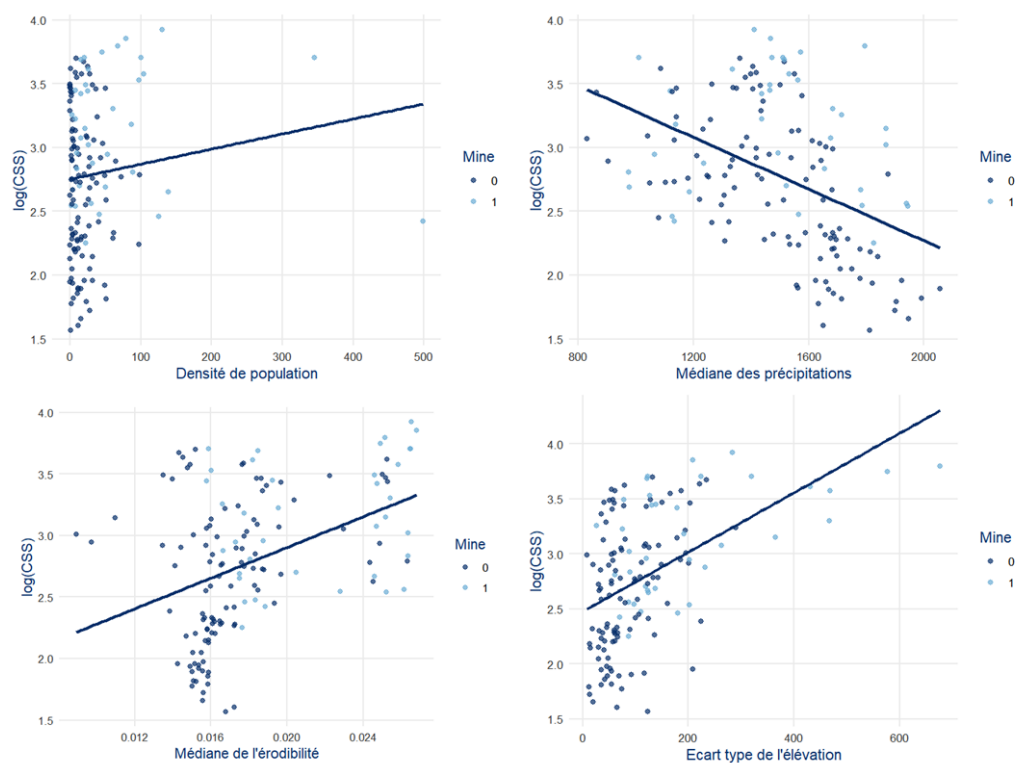


Figure 19: Analyses en composante principale sur les variables d'occupation sur sol



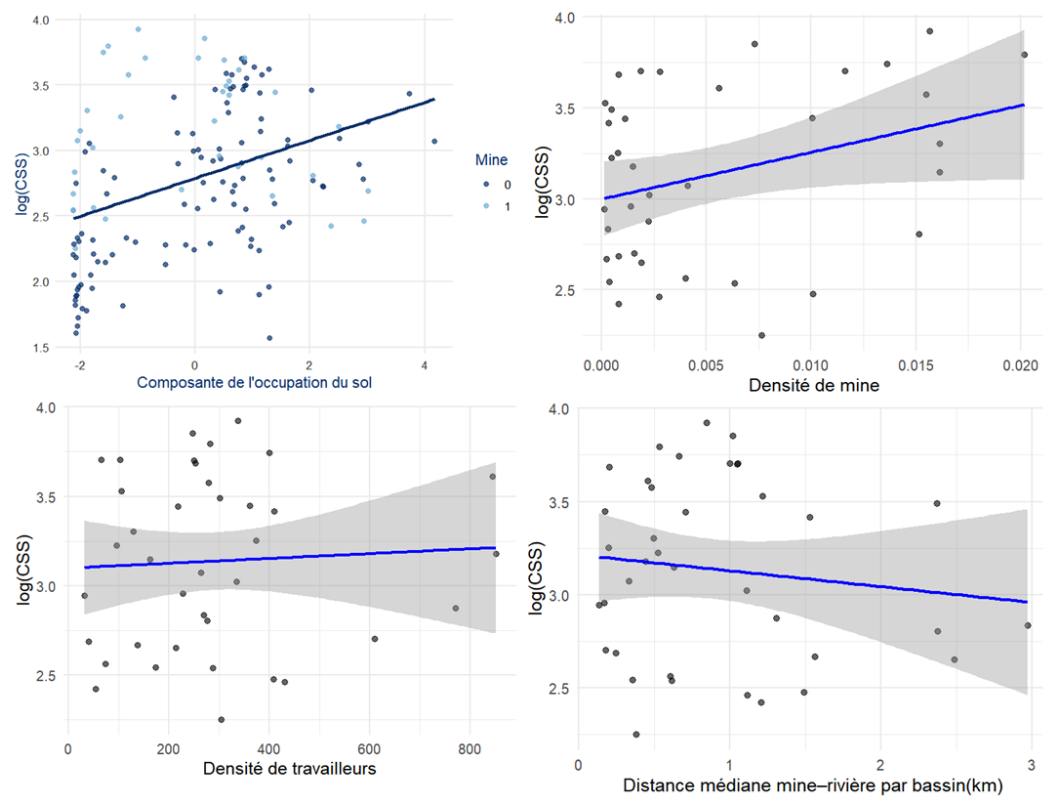
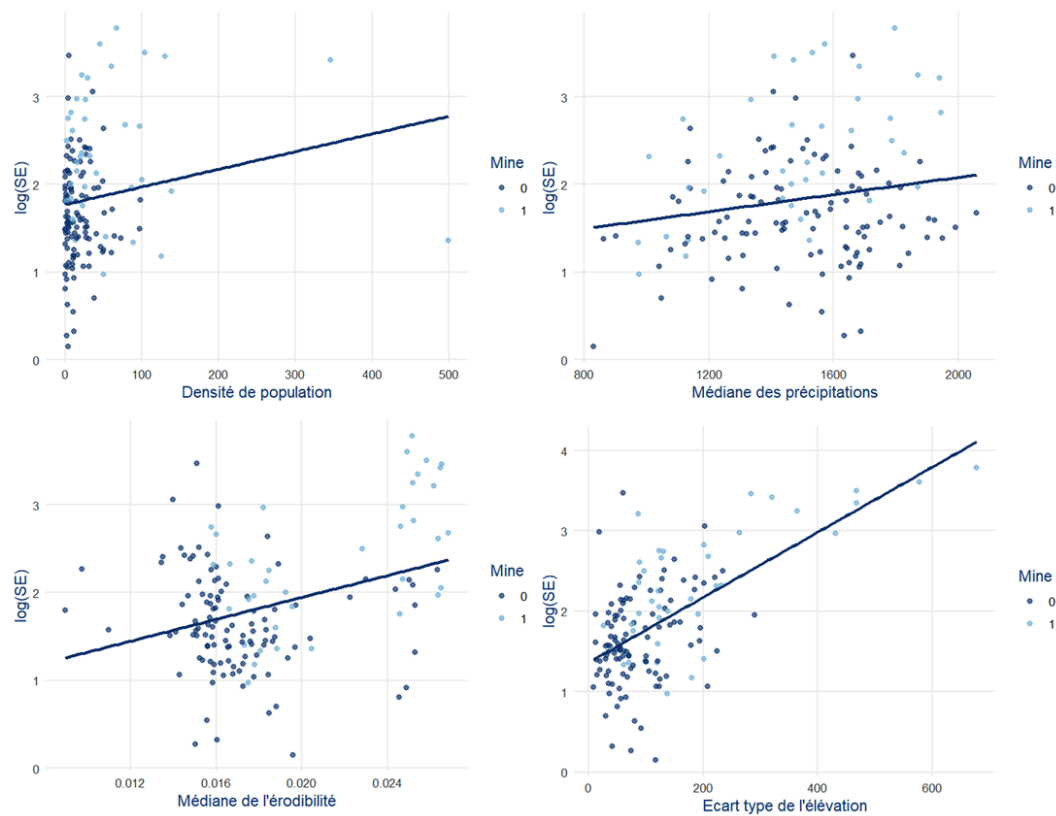


Figure 20: Analyses descriptives bivariées du log (CSS) en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 4



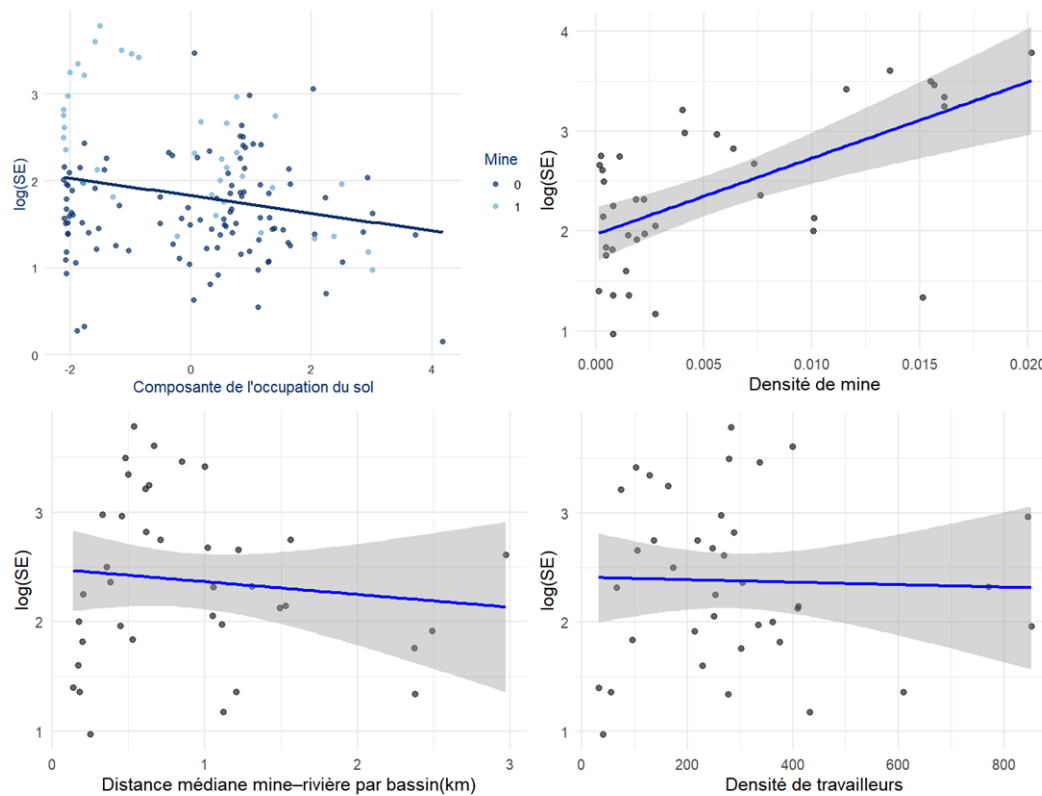


Figure 21: Analyses descriptives bivariées du $\log(SE)$ en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 4

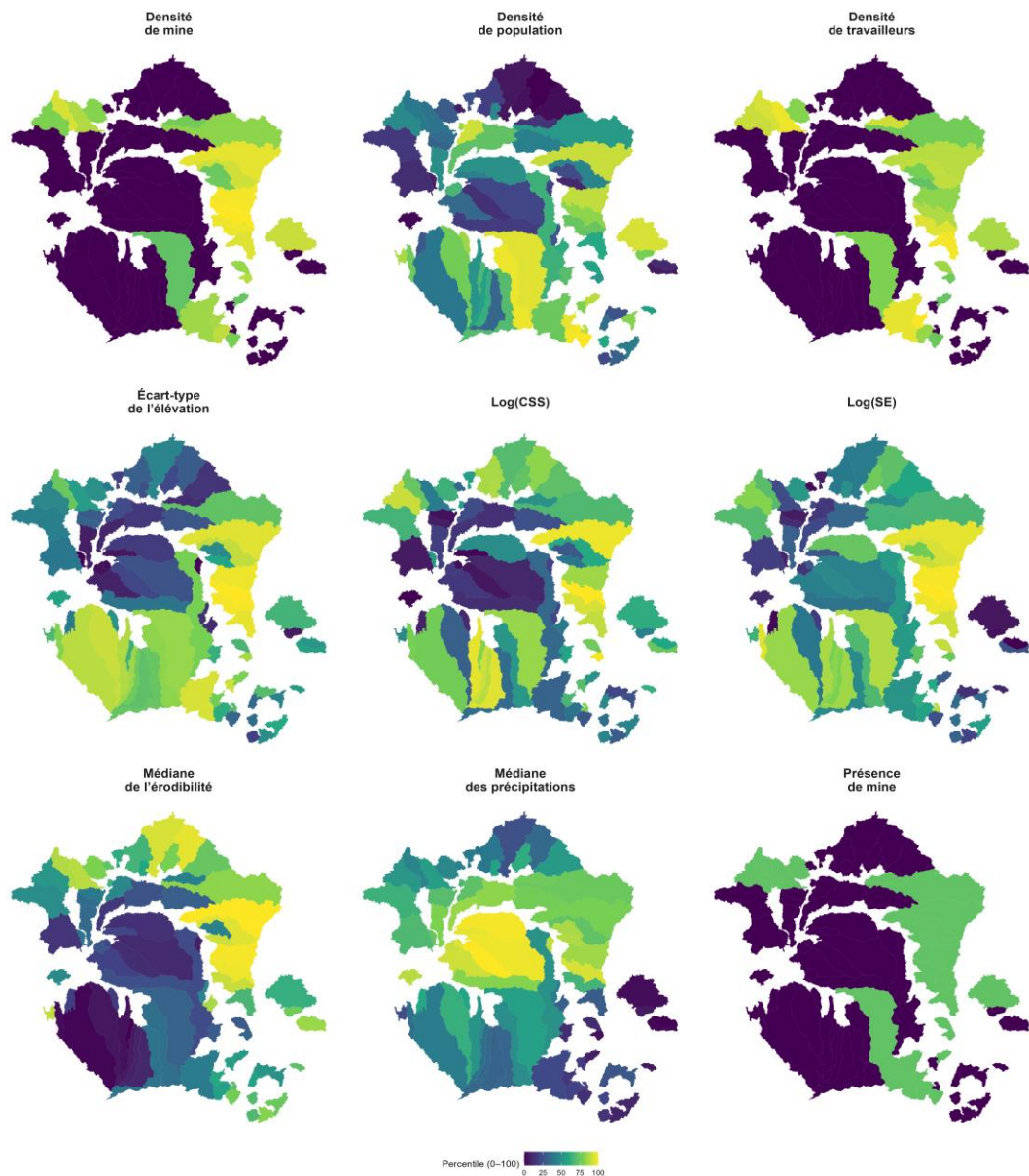


Figure 22: Analyses descriptives Univariées des variables explicatives utilisées dans les modèles de régression pour le bassin 5

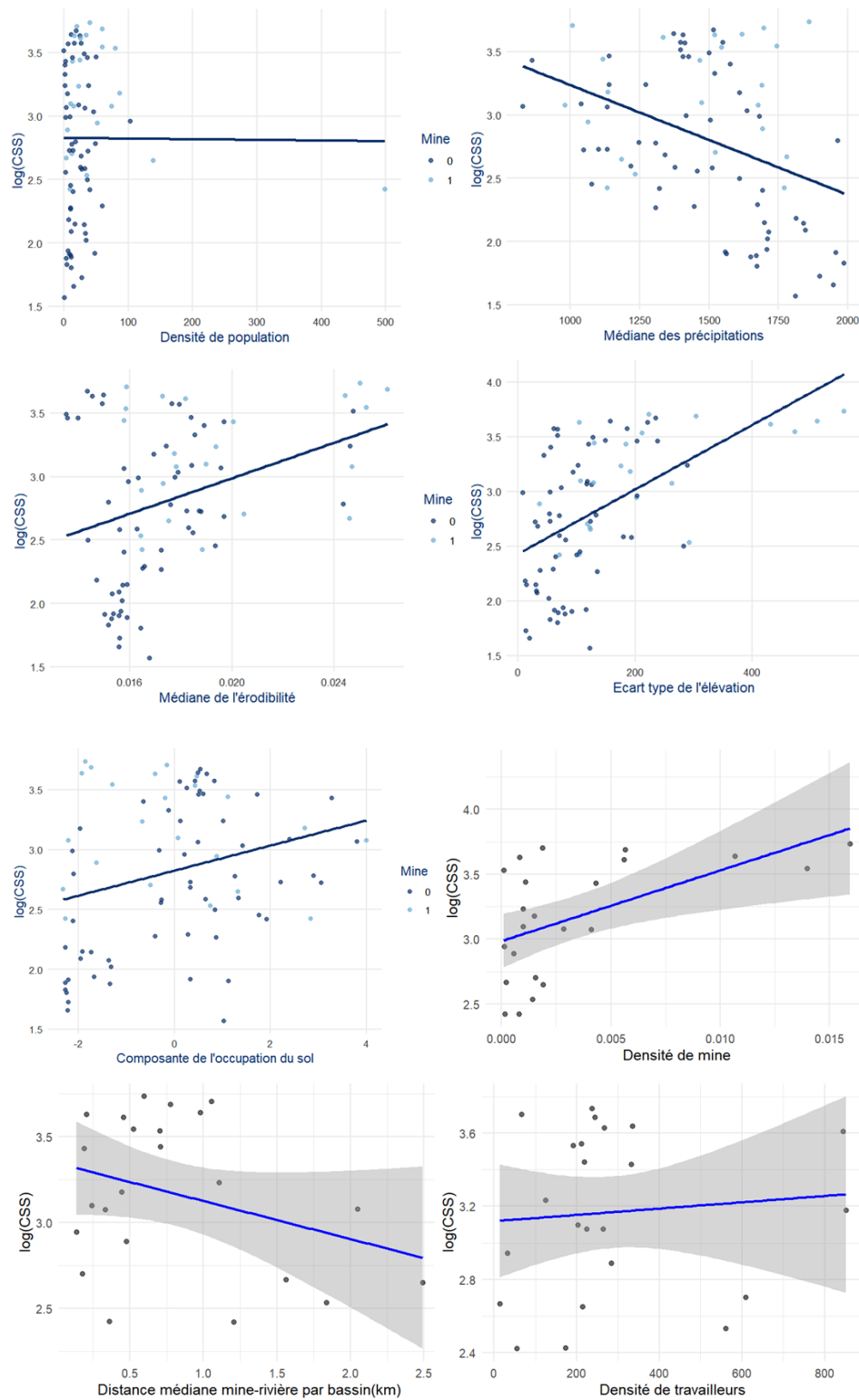


Figure 23: Analyses descriptives bivariées du $\log(\text{CSS})$ en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 5

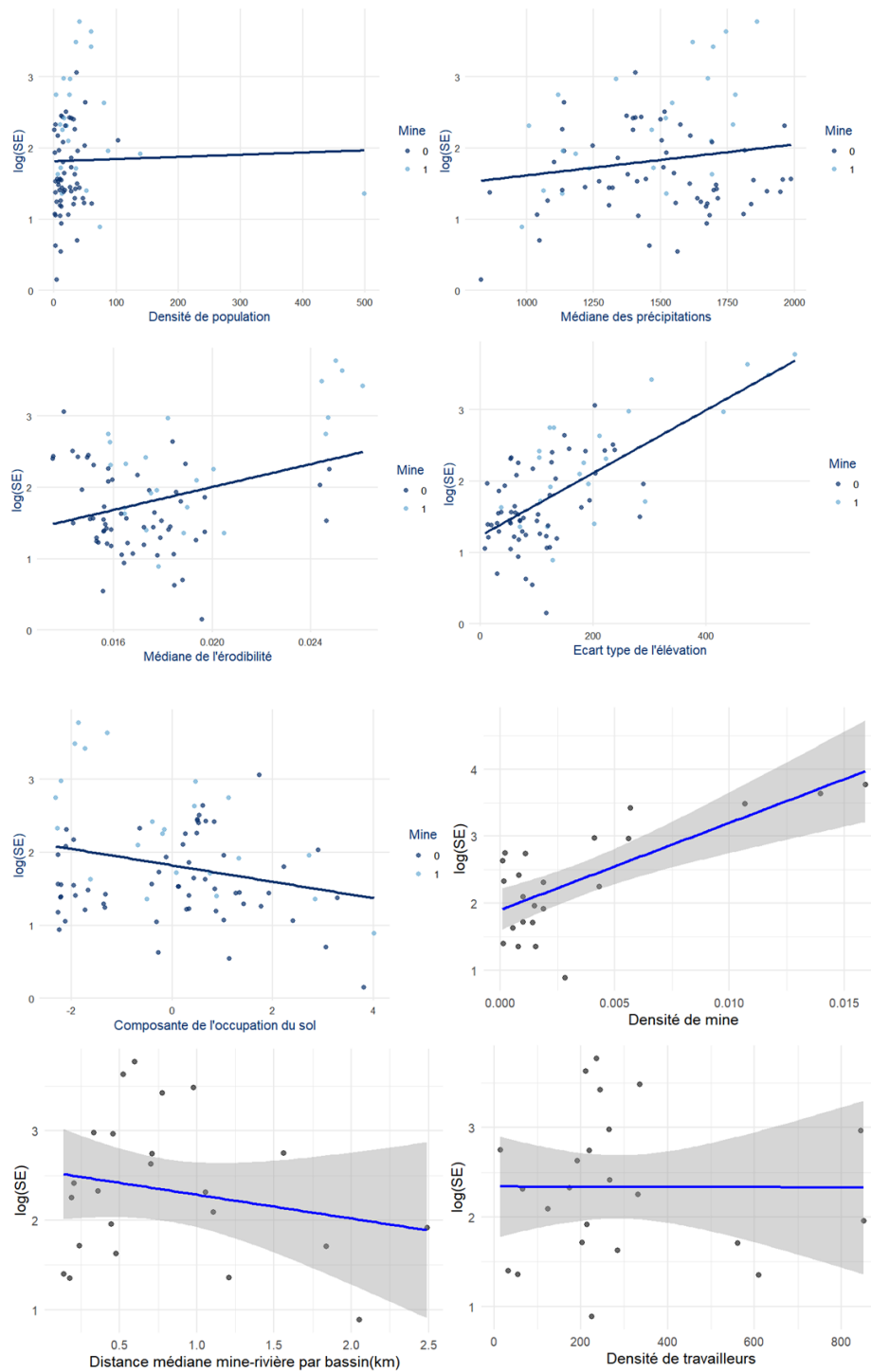


Figure 24: Analyses descriptives bivariées du $\log(SE)$ en fonction des variables explicatives (les plots pour les variables minières correspondent uniquement au bassins miniers) pour le bassin 5

Annexe A4 : Modèles de régressions

Tableau 8: Degré d'importance des variables environnementales dans le modèle RF (Bassin 4)

Variable	Log (CSS) (%)	Log (SE) (%)
Médiane érodibilité	35.56	32.65
Médiane précipitation	31.75	22.57
Écart-type élévation	24.87	34.56
Densité population	7.81	10.22

Tableau 9: Degré d'importance des variables environnementales et minières dans le modèle RF

(Bassin 4)

Variable	CSS (%)	SE (%)
Médiane précipitation	28.86	13.15
Médiane érodibilité	23.93	15.84
Écart-type élévation	17.62	22.76
Densité travailleurs	9.11	16.85
Présence de mines	7.79	10.69
Densité de mines	6.44	15.69
Densité population	6.25	5.02

Tableau 10: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (CSS) dans le bassin 4

Log (CSS)	Lm env	Lm complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
R ² (moyen)	0.40	0.38	0.47	0.47	0.58	0.58
RMSE	0.45	0.45	0.41	0.41	0.37	0.37

Tableau 11: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (SE) dans le bassin 4

Log (SE)	Lm env	Lm complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
R ² (moyen)	0.43	0.43	0.45	0.43	0.46	0.46
RMSE	0.52	0.52	0.52	0.52	0.51	0.51

Tableau 12 : Degré d'importance des variables environnementales dans le modèle RF (Bassin 5)

Variable	Log (CSS) (%)	Log (SE) (%)
Médiane érodibilité	35.96	36.71
Écart-type élévation	30.28	42.12
Médiane précipitation	25.72	16.74
Densité population	8.03	4.42

Tableau 13: Degré d'importance des variables environnementales et minières dans le modèle RF(Bassin 5)

Variable	CSS (%)	SE (%)
Médiane érodibilité	23.89	22.14
Médiane précipitation	22.97	11.24
Écart-type élévation	19.86	27.39
Densité mine	13.04	17.51
Densité travailleurs	8.52	11.03
Présence de mine	7.26	9.42
Densité population	4.47	1.27

Tableau 14: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (CSS) dans le bassin 5

Log (CSS)	Lm env	Lm complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
R ² (moyen)	0.34	0.31	0.40	0.35	0.46	0.40
RMSE	0.49	0.50	0.47	0.49	0.44	0.47

Tableau 15: Synthèse des validations pour les régressions avec le log (SE) dans le bassin 5

Log (SE)	Lm env	Lm complet	Gam env	Gam complet	Gam spatial env	Gam spatial complet
R ² (moyen)	0.40	0.37	0.46	0.46	0.47	0.47
RMSE	0.51	0.52	0.49	0.49	0.50	0.50

Biographie :

Kelly Ludvine Nzeufack Sontia

Grand' Route 166 , 1620 Drogenbos

+ 32 472 30 46 15

kellyludvinesontia@gmail.com

Parcours

2016/2019 : Licence en science de la terre à l'université de Dschang (Cameroun)

2019/2021 : Master en hydrologie/géotechnique à l'université de Dschang (Cameroun)

2022/2026 : Master 120 crédits en sciences géographique orientation générale à finalité approfondie à l'université catholique de Louvain

