



HAL
open science

Développement de méthodes de traçage sédimentaire pour quantifier l'impact des mines de nickel sur l'hyper-sédimentation des rivières et l'envasement des lagons de Nouvelle-Calédonie

Virginie Sellier

► **To cite this version:**

Virginie Sellier. Développement de méthodes de traçage sédimentaire pour quantifier l'impact des mines de nickel sur l'hyper-sédimentation des rivières et l'envasement des lagons de Nouvelle-Calédonie. Sciences de la Terre. Université Paris-Saclay, 2020. Français. NNT : 2020UPASV013 . tel-03251091

HAL Id: tel-03251091

<https://theses.hal.science/tel-03251091v1>

Submitted on 6 Jun 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Développement de méthodes de traçage
sédimentaire pour quantifier l'impact des
mines de nickel sur l'hyper-sédimentation
des rivières et l'envasement des lagons de
Nouvelle-Calédonie

Thèse de doctorat de l'université Paris-Saclay

École doctorale n° 579 : Sciences mécaniques et énergétiques, matériaux et
géosciences (SMEMAG)

Spécialité de doctorat : Terre solide : géodynamique des enveloppes supérieures,
paléobiosphères

Unité de recherche : Université Paris-Saclay, CNRS, CEA, UVSQ, Laboratoire des sciences du
climat et de l'environnement, 91191, Gif-sur-Yvette, France.

Référent : Université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines

**Thèse présentée et soutenue en visioconférence totale le 5
juin 2020, par**

Virginie SELLIER

Composition du Jury

Christine HATTE

Directrice de recherche, Université Paris Saclay – LSCE

Présidente du jury & Examinatrice

Nicolas GRATIOT

Directeur de recherche, IRD-IGE

Rapporteur & Examineur

Jérôme POULENARD

Professeur, Université de Savoie – EDYTEM

Rapporteur & Examineur

Manuel GARCIN

Ingénieur de recherche, BRGM

Examineur

Nicolle MATHYS

Ingénieure de recherche, IRSTEA

Examinatrice

Olivier EVRARD

Chargé de recherche, CEA – LSCE

Directeur de thèse

Oldrich NAVRATIL

Maître de conférences, Université Lumière Lyon 2 – EVS

Co-Directeur de thèse

Remerciements

Trois années de thèse... Au début, ça paraît un peu effrayant, on se demande si on va y arriver. Est-ce qu'on a tous les bagages pour relever ce défi ? Puis, maintenant que ces trois années de thèse sont passées (à une vitesse folle), je peux dire que cela a été une expérience inoubliable, pleine de rebondissements et absolument géniale. C'est une expérience qui m'a permis de grandir à la fois professionnellement et humainement. Et si cela était à refaire, je le referais sans aucune hésitation.

Mais cette expérience ne se serait pas produite si mes deux directeurs de thèse, Olivier Evrard et Oldrich Navratil ne m'avaient pas donné cette opportunité, c'est pourquoi je tiens à leur adresser mes premiers remerciements. Merci de m'avoir fait confiance et de m'avoir donné cette chance. Merci pour vos conseils, votre disponibilité, votre réactivité sans faille. Merci de m'avoir guidé avec bienveillance dans ce monde nouveau qu'était la « recherche ». Quand on termine un parcours scolaire, on sort avec un certain formatage, on a en quelque sorte été habitué à avoir un travail prémâché où toutes les indications ou presque nous sont fournies alors qu'en thèse, on ne dispose pas d'une feuille de route, on avance pas à pas. Et beaucoup, beaucoup de choses ne fonctionnent pas comme on le voudrait, on n'obtient pas toujours le résultat escompté ce qui peut parfois être un peu décourageant... Et une des choses que vous m'avez apprise, c'est que c'était ça la « recherche », qu'il ne fallait pas se décourager et qu'au final, ce n'était pas parce que l'on obtenait pas le résultat escompté que le résultat en lui-même était mauvais mais plutôt que celui-ci, mis bout à bout avec d'autres apportait des éléments de réponse à la problématique étudiée. C'est un exemple parmi d'autres de ce que vous m'avez transmis et que je vais garder précieusement en mémoire. Je garderai également en mémoire tous les moments passés en Nouvelle-Calédonie car pour moi qui n'avais jamais vraiment voyagé auparavant, ce fut une sacrée belle aventure que vous m'avez permis de vivre. J'ai pleinement conscience de la chance que j'ai eu de vous avoir comme directeurs de thèse.

Je voudrais également remercier toutes les personnes associées au projet IMMILA auquel mon sujet de thèse était rattaché, et notamment Michel Allenbach, porteur du projet. Merci pour l'ensemble de vos remarques constructives à chacune des réunions de projet. Je remercie également l'ensemble des organismes financeurs, le CNRT et le CEA et les organismes partenaires LSCE, EVS, IRSTEA et BRGM. Enfin, cette thèse n'aurait pu se dérouler sans l'implication des habitants de Thio et de Kouaoua. Parmi eux, je tiens en particulier à remercier Jean-Guy M'Boueri et sa famille qui nous ont accueilli chez eux, fait découvrir leur culture et guidé dans nos recherches. Là encore, je garde précieusement en mémoire tous les moments passés avec vous.

Je tiens également à remercier les membres de mon jury de thèse, Jérôme Poulenard, Nicolas Gratiot, Manuel Garcin, Nicolle Mathys et Christine Hatté pour leurs disponibilité (malgré les conditions un peu particulières liées à la pandémie), leurs conseils et leurs remarques avisées. Merci également aux membres de mes comités de pilotage, Manuel Garcin, Nicolle Mathys, Cédric Legout, Cécile Quantin, Sophie Ayrault et Michel Allenbach qui m'ont également guidée sur ce projet.

Une des personnes que je souhaite également remercier et qui a largement contribué à faire évoluer ces travaux de recherche, c'est J. Patrick Laceby et son fameux « step by step ». En effet, rien ne sert de courir, il faut travailler méthodiquement et par étapes, une certaine rigueur est nécessaire. Je te remercie pour tous tes conseils, ton implication à la fois dans l'analyse mais aussi dans la relecture des articles. Merci beaucoup Patrick !

Merci également à Cédric Legout et Magdalena Uber pour leur accueil chaleureux à l'IGE à Grenoble et pour m'avoir enseigné la spectrocolorimétrie !

Enfin, j'ai eu le plaisir d'évoluer au LSCE au cours de ces dernières années, un laboratoire habité par des personnes enthousiastes, chaleureuses et vraiment passionnées par leur travail ce qui en fait un environnement de travail très stimulant. Parmi ces personnes, je tiens à remercier en particulier l'équipe GEDI, mon équipe d'accueil avec les permanents Olivier Evrard, Irène Lefèvre, Sophie Ayrault, Matthieu Roy-Barman, Jean-Christophe Bodineau et Louise Bordier ainsi que les doctorants/post-doctorants/ stagiaires, Maëva Philippe, Pierre-Alexis Chaboche, Aurélie Diacre, Martin Levier, Anthony Foucher, Roxanne Durand et Valéria Cériani. Comme je vous l'ai dit, vous êtes des personnes extrêmement bienveillantes et vous allez me manquer ! Merci pour toutes vos attentions et tous vos encouragements ! Une thèse, c'est intense à vivre et j'ai vraiment eu beaucoup de chance de vous avoir, je ne pouvais pas rêver meilleure équipe !

Je tiens à faire un merci spécifique à Irène qui a réalisé les analyses de spectrométrie gamma, qui m'a montré comment on tamisait un échantillon et qui au-delà de ça, s'est toujours montrée prévenante envers moi dès que j'avais un souci, une question. Anthony et Pierre-Alexis, vous avez été mes petits moteurs, vous m'avez écouté tous les matins vous raconter mes soucis sans broncher avec toujours beaucoup de bienveillance, vous êtes mes petits nounours Tic et Tac. Roxanne et Valéria, mes petits piou-pious de cœur, vous avez été mes petites bouffées d'énergie, vous n'avez pas été épargnées non plus par mon flot de paroles matinal. Martin, mon co-bureau, tu as beaucoup de mérite car tu m'as vu en période de « fin de thèse » et tu as tenu le cap ! Ma petite Aurélie, tu es une belle personne, continue de tracer ta route, elle te portera loin, je n'en doute pas ! Enfin, je remercie ma petite Maëvaninounette, mon binôme de cœur depuis bien des années maintenant, qui a été là jusque dans la dernière ligne droite avec ses barres céréales, sa mise en page au top, à me soutenir jusqu'à la fin ! Une amie comme toi, ça n'a pas de prix et là encore j'en ai pleinement conscience !

Enfin l'équipe GEDI sans ses doctorants et professeurs brésiliens, cela n'a pas la même saveur donc merci énormément à Ana Lucia, Mirian Valente, Fabio Schneider, Claudia Barros et Rafael Ramon pour toute leur bonne humeur, leur joie de vivre communicative ! Un merci tout spécifique à Fabio qui a été ma bouffée d'oxygène à une période un peu difficile, tu es une très belle personne avec beaucoup de cœur. Et en plus, tu as réussi le tour de force de me faire aimer le chimarrão ! Bravo à toi et ne change pas ! Merci également à Rafael pour son aide, ses encouragements au quotidien et son fameux « Come on Virginie, come on ».

Merci également aux anciens et actuels doctorants du LSCE, Kristan Cuny, Lise Missiaen, Naoufel Haddam, Laurie Bréthous, Marine Remaud, Romain Euverte, Hugo Jaegler et Marion Le Gall, vous êtes de chouettes personnes et je vous souhaite plein de belles choses.

Merci à mes amis du quotidien, Jojo, Emeline, Maëva, Jeroen, Alexandra, Tom, Nicolas, Arthur, Paul, Arnaud, Denis, Nicolas, Julien, Félicia, Ludvia, Anaëlle et Emmanuelle d'avoir été et d'être toujours présents pour moi quel que soit la distance géographique qui nous sépare. Vous êtes tous des petits rayons de soleil qui ont égayé là encore ces trois dernières années. Merci aussi à Monsieur Ours qui se reconnaîtra ;)

Cette thèse et l'avant de cette thèse ont été assez particuliers pour moi et j'ai eu la chance de rencontrer deux personnes formidables qui m'ont permis de voir les choses avec une « grille de lecture » différente : Carole Chemoul et François Girard. J'ai beaucoup évolué grâce à vous donc merci beaucoup pour tout ce que vous m'avez apporté.

Enfin et pour finir, je remercie ma famille. Je remercie ma cousine Elodie et ma tante, je vous remercie pour tous ces merveilleux moments passés avec vous, ces fous rires sans fin, ces discussions sans fin aussi et toutes ces épopées. Vous êtes pétillantes ! Merci aussi à ma sœur Julie et mon beau-frère Paul, je vous souhaite plein de belles choses. Un gros merci et un gros bisou aussi à mes grand-parents pour

leur soutien indéfectible. Et oui mamie ! Tout vient à point à qui sait attendre, les efforts sont bien récompensés à un moment donné ! Tu me l'as écrit tellement de fois que maintenant, je peux te l'affirmer. Enfin, je remercie mes parents pour tout ce qu'ils m'ont apporté depuis toute petite. Vous m'avez donné un socle de valeurs, de connaissances et de confiance qui me permettent à présent d'avancer un peu plus chaque jour sur mon chemin. Enfin... ce ne serait pas moi si je ne remerciais pas mon bébé praliné donc un merci pour mon bébé praliné ! ;)

Je conclurai donc en disant que j'ai énormément évolué au cours de ces trois dernières années grâce à toutes les personnes que j'ai mentionnées précédemment mais également grâce à ma grand-mère Madeleine partie peu de temps avant que cette belle aventure ne commence donc mon dernier remerciement sera pour ma petite mamie que j'aime fort avec en conclusion cette citation que j'affectionne beaucoup :

« La vie, ce n'est pas d'attendre que les orages passent, c'est d'apprendre à danser sous la pluie »

Sénèque

A ma grand-mère

Table des matières

Introduction générale	1
1. Contexte et problématique.....	1
2. Objectifs	9
3. Démarches entreprises.....	10
4. Organisation du manuscrit	12
5. Références bibliographiques.....	14
Chapitre 1 Synthèse bibliographique : érosion des sols et traçage sédimentaire sur les bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie.....	15
1. Dynamique sédimentaire au sein des bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie....	15
1.1. Processus d'érosion.....	15
1.2. Facteurs d'érosion.....	18
1.3. Transport et transfert des sédiments en rivière	26
2. Traçage sédimentaire	28
2.1. Approche.....	28
2.2. Traceurs envisagés dans le contexte calédonien	33
2.2.1. Radionucléides issus de retombées atmosphériques (¹³⁷ Cs, ²¹⁰ Pb _{xs}).....	34
2.2.2. Radionucléides géogéniques	37
2.2.3. Géochimie élémentaire	38
2.2.4. Couleur.....	40
3. Références bibliographiques.....	43
Chapitre 2 Présentation du site d'étude - Matériels et méthodes	49
1. Présentation du site d'étude.....	49
2. Prélèvements et préparations des échantillons	60
2.1. Sources, sédiments et carotte sédimentaire	60
2.2. Mélanges artificiels en laboratoire	63
3. Analyses des sédiments, sources et mélanges artificiels	63
3.1. Spectrométrie gamma	63
3.2. Spectrométrie de fluorescence X.....	67
3.3. Spectrocolorimétrie	69
3.4. Granulométrie laser	72
3.5. Récapitulatif des analyses menées	72
4. Références bibliographiques.....	75
Chapitre 3 Apport des radionucléides et de la géochimie élémentaire pour tracer les sources sédimentaires de la rivière Thio	77
Investigating the use of fallout and geogenic radionuclides as potential tracing properties to quantify the sources of suspended sediment in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific	
1. Introduction.....	81
2. Materials and methods	84

2.1. Study area	84
2.2. Hydro-sedimentary monitoring	86
2.3. Source and river sediment sampling	86
2.4. Source and river sediment analysis.....	87
2.4.1. Particule size	87
2.4.2. Gamma spectrometry	88
2.4.3. X-ray fluorescence	88
2.4.4. Conservative behavior and source discrimination.....	89
2.4.5. Source contribution modelling	89
3. Results...	90
3.1. Conservative behavior and source discrimination	90
3.1.1. Fallout radionuclides.....	90
3.1.2. Geogenic radionuclides.....	94
3.1.3. Geochemistry.....	95
3.2. Modelling results	99
4. Discussion.....	103
4.1. Implications for tracing the impact of mining activities on sediment supply in the South Pacific	103
4.2. Spatial and temporal variations of sediment source contributions.....	104
5. Conclusions.....	106
6. References	108
Chapitre 4 Apport de la « couleur » pour tracer les sources sédimentaires de la rivière Thio	113

Combining visible-based-colour parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination in a mining catchment (New Caledonia, South Pacific Islands)

1. Introduction.....	117
2. Materials and methods	119
2.1. Sources and river sediment sampling	119
2.2. Preparation of artificial mixture samples.....	119
2.3. Source, river sediment and artificial mixture sample analyses.....	120
2.4. Statistical analysis and sediment tracing	120
2.4.1. Conventional mixing model	120
2.4.2. FDS- PLSR model	122
3. Results	122
3.1. Source description	122
3.2. Selection of parameters/properties for modelling	125
3.2.1. 'Colour' model	125
3.2.2. 'Geochemistry' model.....	125
3.2.3. 'Colour + geochemistry' model.....	125
3.3. Modelling test on artificial mixture samples.....	126

3.4. Building partial least-squares models based on FDS.....	127
3.5. Source apportionment modelling	129
3.5.1. 'Geochemistry' model.....	129
3.5.2. 'Colour + geochemistry' model.....	131
3.5.3. FDS-PLSR model	132
3.6. Complementary tests: representativeness of artificial mixture samples used for the FDS-PLSR models compared to source samples.....	137
4. Discussion	139
4.1. Advantages and limits of models	139
4.1.1. 'Colour' model	139
4.1.2. 'Geochemistry' model.....	140
4.1.3. 'Colour + geochemistry' model.....	141
4.1.4. FDS-PLSR models	141
4.2. Spatial and temporal variations of sediment source contributions	142
5. Conclusion	143
6. References	144
Chapitre 5 Dynamique temporelle des contributions des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio	148

Reconstructing the impact of nickel mining activities on sediment supply to the rivers and the lagoon of South Pacific Islands: lessons learnt from the Thio early mining site (New Caledonia)

1. Introduction.....	152
2. Materials and methods	154
2.1. Sediment sampling.....	154
2.1.1. Sediment sources.....	154
2.1.2. Sediment core.....	154
2.2. Sediment analyses.....	155
2.2.1. Particle size	155
2.2.2. Spectrocolorimetry	155
2.2.3. Elemental geochemistry	156
2.3. Establishing core chronologies.....	156
2.3.1. ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ dating models	156
2.3.2. Rainfall-runoff analysis	156
2.4. Methodological framework for sediment fingerprinting	157
2.4.1. Source discrimination	157
2.4.2. Distribution modelling	158
2.5. Source contribution variability and definition of sediment core units	158
3. Results	159
3.1. Stratigraphy.....	159
3.2. Identification of sediment deposits	161
3.3. Sediment tracing	162

3.3.1. Source conservation and discrimination	162
3.3.2. Source contribution variability and definition of sediment core units	164
3.3.3. Core dating.....	165
4. Discussion	168
4.1. Sediment sources variability and the mining history of the Thio River catchment (1880 – 2016)	168
4.2. Period 1, from 1880 to 1950: the manual handling mining without any environmental legislation	169
4.3. Periods 2 and 3, from 1950 to 1989: the mechanization of mining activities, from a non-regulated extraction to the first environmental regulations	170
4.4. Period 4, from 1989 to present: a period of industrial extraction with an increasing concern of environmental issues by policies and mining industries	172
4.5. The tipping point concept applied to the Thio River hydro-sedimentary system.....	172
4.6. Comparison with literature studies	173
4.7. Implications for tracing the impact of mining activities on sediment supply in the South Pacific	174
5. Conclusions and perspectives for future research	174
6. References	175
Chapitre 6 Traçage des sources sédimentaires appliqué à d'autres bassins versants miniers calédoniens	180
1. Démarches entreprises	180
2. Matériels et méthodes	181
2.1. Présentation des sites d'étude et échantillonnage des carottes sédimentaires	181
2.1.1. Kouaoua	182
2.1.2. Ouenghi.....	182
2.1.3. Tontouta	183
2.1.4. Ngoye	184
2.2. Préparation et analyses des carottes sédimentaires	185
2.3. Traçage sédimentaire.....	186
2.3.1. Test de conservation.....	186
2.3.2. Modèle de mélange et qualité d'ajustement GOF.....	186
2.4. Variabilité de la contribution des sources et définition des unités sédimentaires	187
3. Résultats	187
3.1. Conservation des sources	187
3.2. Modèle de mélange et qualité d'ajustement du modèle.....	188
3.3. Résultats des modèles de mélange sur Kouaoua	189
3.4. Analyses complémentaires sur Ouenghi, Tontouta et Ngoye.....	190
4. Discussion	192
4.1. Traçage sédimentaire sur le bassin versant de Kouaoua	192
4.2. Applicabilité du K comme traceur des sources sédimentaires à d'autres bassins versants miniers	192
5. Conclusion	193

6. Références	194
Chapitre 7 Conclusion générale	195
1. Objectif 1 : Développement de méthodes de traçage sédimentaire en contexte calédonien	195
2. Objectif 2 : Traçage des sources sédimentaires sur la rivière Thio pour deux crues récentes	198
3. Objectif 3 : Reconstruire les contributions passées des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio	198
4. Objectif 4 : Traçage des sources sédimentaires appliqué à d'autres bassins versants miniers calédoniens.....	200
5. Conclusions et perspectives générales	201
6. Références bibliographiques.....	204
Annexes	207

Figures

Figure 1 : Localisation de la Nouvelle-Calédonie et des activités minières sur la Grande Terre	2
Figure 2 : Profil latéritique au sein des massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie.....	3
Figure 3 : Vues de décharges minières et de pistes minières	4
Figure 4 : Vues de rivières présentant des caractéristiques de sur-engravement et d'hyper-sédimentation en Nouvelle-Calédonie.....	5
Figure 5 : Schéma récapitulatif de l'historique de l'exploitation minière, des réglementations environnementales mises en place et des événements cycloniques majeurs des années 1960-1980 en Nouvelle-Calédonie	7
Figure 6 : Vue d'un aménagement visant à réduire l'apport de sédiments grossiers sur le bassin versant de Thio.....	10
Figure 1.1 : Vues de ravines observées sur des massifs de péridotites en Nouvelle-Calédonie.....	17
Figure 1.2 : Vues de glissement de terrain à gauche et de lavakas à droite sur des massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie	18
Figure 1.3 : Variations spatiales de l'altitude et des précipitations sur la Grande Terre	20
Figure 1.4 : Schéma de l'effet orographique se produisant sur la Grande Terre.....	20
Figure 1.5 : Lithologies dominantes sur la Grande Terre	22
Figure 1.6 : Carte de sensibilité des sols à l'érosion sur la Grande Terre.....	25
Figure 1.7 : Proportions des sols présentant des degrés de sensibilité des sols à l'érosion variables entre les zones dégradées par l'exploitations minières et les zones non dégradées sur la Grande Terre	26
Figure 1.8 : Transport solide par charriage et suspension	27
Figure 1.9 : Schéma simplifié du cycle sédimentaire sur des massifs de péridotites.....	28
Figure 1.10 : Nombre de publications utilisant la technique sediment fingerprinting pour le traçage des particules depuis le début des années 1970.....	29
Figure 1.11 : Schéma caractérisant l'approche de traçage par type d'affluents	31
Figure 1.12 : Schéma global des étapes pour le traçage de sédiments	33
Figure 1.13 : Répartition mondiale des retombées radioactives selon la latitude	34
Figure 1.14 : Schéma présentant l'origine du ^{137}Cs et son profil vertical d'activités dans un sol non-remanié	35
Figure 1.15 : Schéma présentant l'origine du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ et son profil vertical d'activités dans un sol non-remanié	36
Figure 1.16 : Diagramme des teneurs de potassium en fonction de l'uranium et du thorium en fonction de l'uranium au sein des différentes structures lithologiques de Nouvelle-Calédonie	38

Figure 1.17 : Profils verticaux des teneurs en différents éléments géochimiques (Fe, Al, Cr, Co, Mn, Ni) et oxydés (MgO, SiO ₂) au sein du profil latéritique des massifs de péridotite de Nouvelle-Calédonie	40
Figure 1.18 : Vues de laisses de crues déposées à proximité d'affluents miniers et non-miniers.....	41
Figure 2.1 : Localisation, présentation et instrumentations du bassin versant de Thio	50
Figure 2.2 : Cumuls trimestriels des précipitations et débits enregistrés sur le bassin versant de Thio	50
Figure 2.3 : Lithologies dominantes du bassin versant de Thio	52
Figure 2.4 : Géologie du bassin versant de Thio.....	52
Figure 2.5 : Occupations du sol sur le bassin versant de Thio.....	54
Figure 2.6 : Vues de surfaces brûlées sur les formations volcano-sédimentaires et sur les massifs de péridotites en contexte minier	54
Figure 2.7 : Carte de localisation des risques d'incendies sur le bassin versant de Thio	55
Figure 2.8 : Activités minières sur le bassin versant de Thio.....	56
Figure 2.9 : Évolution des surfaces productives et actives sur le bassin de versant de Thio, évolution détaillée des surfaces productives et celle de surfaces actives entre 1954, 1976 et 2008	57
Figure 2.10 : Évolution des surfaces productives et actives sur le bassin de versant de Thio entre 1954, 1976 et 2008	58
Figure 2.11 : Tonnage de stériles miniers mis en décharges par sous-bassins versants sur le bassin versant de Thio.....	59
Figure 2.12 : Localisation des prélèvements des sédiments déposés i) le long de la Thio, ii) au niveau des affluents miniers et non miniers, et iii) au niveau de la zone deltaïque	61
Figure 2.13 : Photographies d'une laisse de crue et de la carotte sédimentaire prélevées sur le bassin versant de Thio.....	62
Figure 2.14 : Photographies d'un mélange artificiel avant et après mélange entre les deux pôles sources	63
Figure 2.15 : Photographie du détecteur gamma et schéma de la chaîne de comptage par spectrométrie gamma	65
Figure 2.16 : Schéma d'expulsion d'un électron par une source de rayons X primaires et de l'émission associée de rayons X secondaires	67
Figure 2.17 : Schéma de principe d'un dispositif de fluorescence X à dispersion de longueur d'onde	68
Figure 2.18 : Photographies de l'appareil de fluorescence X à énergie dispersive (ED-XRF) et des échantillons analysés en cellule SMH	69
Figure 2.19 : Schéma du principe de l'analyse par spectrophotométrie	70

Figure 2.20 : Photographie du spectrocolorimètre Minolta	70
Figure 2.21 : Diagramme de représentation des coordonnées chromatiques (a* et b*) et de la clarté (L*).....	71
Figure 3.1 : Location of rainfall and river monitoring stations in the Thio River catchment.....	84
Figure 3.2 : Main lithologies in the Thio River catchment	85
Figure 3.3 : Location of the sediment samples collected along with tributary source classifications and the location of the active and abandoned mining sites along with mining exploration conducted in the Thio River catchment	87
Figure 3.4 : Comparison of ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities measured in the <63 μm and the <2 mm fractions of sediment samples collected in the Thio River catchment	93
Figure 3.5 : Box-plots of fallout radionuclide activities in the <2 mm and the <63 μm fractions of sediment collected on the mining tributaries, non-mining tributaries and the main Thio River.....	93
Figure 3.6 : Box-plots of geogenic radionuclide contents in the <2 mm fraction of sediment collected on the mining tributaries, non-mining tributaries and the main Thio River.....	94
Figure 3.7 : Comparison of K, Th and U contents measured in the <63 μm and the <2 mm fractions of sediment samples collected in the Thio River catchment	95
Figure 3.8 : Box-plots of geochemical element contents in the <63 μm fraction of sediment collected on the mining tributaries, non-mining tributaries and the main Thio River.....	97
Figure 3.9 : Comparison of geochemical elemental contents measured in the <63 μm and the <2 mm fractions of sediment samples collected in the Thio River catchment.....	98
Figure 3.10 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) on the <2 mm fraction measurements using the geogenic model (U)	101
Figure 3.11 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood event) based on the <2 mm fraction measurements using the geogenic model (U).....	102
Figure 3.12 : Spatial rainfall distribution during flood event of February 25, 2015 on the Thio River catchment	105
Figure 3.13 : Spatial rainfall distribution during flood event of April 10, 2017 on the Thio River catchment	105
Figure 4.1 : Box-plots of colour parameter values in the <63 μm fraction of sediment collected on the mining tributaries, non-mining tributaries and the main Thio River	123
Figure 4.2 : Comparison between actual proportions prepared in artificial mixtures and the source proportions predicted by the 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' models	127
Figure 4.3 : FDS measured in the <63 μm fraction of sediment sources and Thio River sediment	128

Figure 4.4 : Building of the FDS-PLSR models for mining sources and non-mining sources	129
Figure 4.5 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) using the 'geochemistry' model	130
Figure 4.6 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood Event) using the 'geochemistry' model	130
Figure 4.7 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) using the 'colour + geochemistry' model	131
Figure 4.8 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood Event) on the <math><63 \mu\text{m}</math> fraction measurements using the 'colour + geochemistry' model.....	132
Figure 4.9 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) using the FDS-PLSR models	133
Figure 4.10 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood Event) using the FDS-PLSR models	134
Figure 4.11 : Relative compositions of mining and non-mining sources estimated by the FDS-PLSR models within sediment sources	137
Figure 4.12 : Relative compositions of mining and non-mining sources estimated by the FDS-PLSR models within sediment sources in the Thio River catchment.....	138
Figure 4.13 : Diagram of K contents as a function of a* parameter values within sediment sources	139
Figure 5.1 : Location of the source samples and sediment core collected in the Thio River catchment	155
Figure 5.2 : Sediment core description through visual observations, profiles of chromatic indicator a*, Ni contents,FDS and grain size fractions.....	161
Figure 5.3 : Profile of mining source contributions and delineation of sediment core units within the sediment core	165
Figure 5.4 : Dating based on the silt size fraction and estimations of mining source contributions within the sediment core	168
Figure 5.5 : Evolution of Ni ore and mining waste tonnage over the period 1900 – 2017 coupled to chronology of cyclonic events over the period 1952-2017, mining activity intensification and environmental legislation implementation	169
Figure 6.1 : Localisation des bassins versants de Kouaoua, Ngoye, Ouenghi, Tontouta et Thio sur la Grande Terre	180
Figure 6.2 : Description du bassin versant de Kouaoua	182
Figure 6.3 : Description du bassin versant de Ouenghi.....	183
Figure 6.4 : Description du bassin versant de Tontouta.....	184

Figure 6.5: Description du bassin versant de Ngoye	184
Figure 6.6 : Description visuelle des carottes sédimentaires des bassins versants de Kouaoua, Ouenghi et Tontouta	185
Figure 6.7 : Boxplots des teneurs en K au sein des sources minières, non-minières, des carottes sédimentaires des bassins versants de Kouaoua, Ouenghi, Tontouta et Ngoye	188
Figure 6.8 : Profils des contributions en sources minières et définition des unités sédimentaires au sein des carottes Kouaoua 1 et Kouaoua 2	190
Figure 6.9 : Profils homogènes des teneurs en K au sein des carottes Ouenghi, Tontouta et Ngoye	191
Figure 7.1 : Localisation des échantillons miniers sur le chemin d'altération théorique en fonction des teneurs en Th et K	202
Figure 7.2 : Zones d'applicabilité potentielle des méthodes de traçage sédimentaire sur la Grande Terre	203
Figure 7.3 : Zones d'applicabilité potentielle des méthodes de traçage sédimentaire développées sur l'archipel calédonien dans le monde	204

Introduction générale

1. Contexte et problématique

La mondialisation a mené à la consommation de biens et de services de telle sorte que nous sommes entourés d'objets divers dont nous connaissons l'utilité, mais pas toujours leurs composants. Les batteries rechargeables (*e.g.* ordinateurs portables, téléphones, automobiles), l'électroménager (*e.g.* machines à laver, fours à micro-ondes), le mobilier urbain (*e.g.* rampes, bancs) ou encore nos moyens de transports (*e.g.* trains, bateaux) présentent tous un point commun : ils contiennent du nickel. Nous côtoyons donc ce métal quotidiennement dans nos activités, et ce, même jusque dans nos moyens de paiement puisque certaines pièces de monnaie en contiennent. Chaque année, ce sont deux millions de tonnes de ce métal qui sont consommées à l'échelle mondiale d'après le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM). Les usages du nickel sont variés : production d'aciers inoxydables (65 %), d'autres types d'acier et d'alliage non-ferreux (20 %), le placage (9 %) et d'autres usages divers (6 % pour l'électronique, les accumulateurs, les pièces de monnaie) (Robineau *et al.*, 2011).

Le nickel n'est pas une ressource renouvelable. Il se trouve à la 28^e position des éléments les plus répandus sur Terre. Pour pouvoir le consommer, il faut nécessairement l'extraire du sous-sol. Cette extraction ne se fait cependant pas sans dommages collatéraux dont le plus important est celui de la dégradation de l'environnement qui l'abrite. La Nouvelle-Calédonie, 6^e producteur mondial de nickel et actuelle détentrice de 25 % des ressources mondiales, exploite cette ressource depuis les années 1880 et doit faire face à une pollution sans précédent de son environnement.

Localisée en Mélanésie, c'est-à-dire au Sud-Ouest de l'océan Pacifique, la Nouvelle-Calédonie se regroupe en six îles principales et une multitude d'îlots (18 576 km²) (Figure 1).

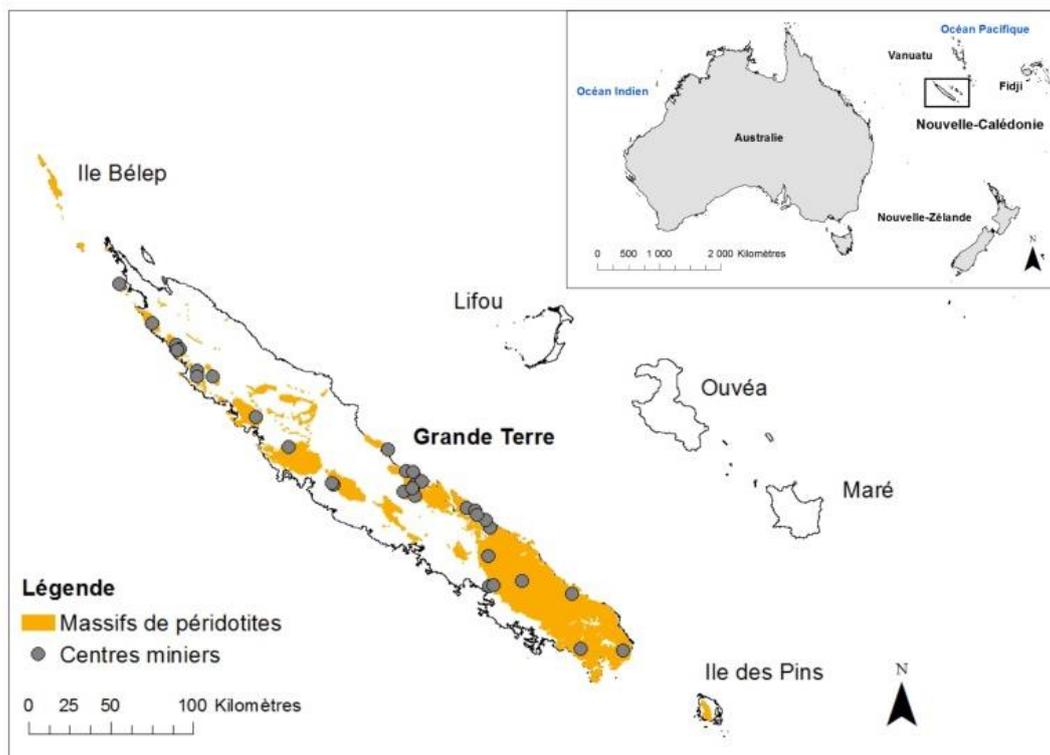


Figure 1 : Localisation de la Nouvelle-Calédonie et des activités minières sur la Grande Terre

La « Grande Terre » qui est l'archipel principal de la Nouvelle-Calédonie (16 494 km²) dispose de minerais nickélifères. Elle doit cette richesse à la présence de massifs de péridotites qui recouvrent un tiers de sa superficie (~5500 km²) (Figure 1). Ces roches, naturellement riches en métaux lourds (fer, nickel, chrome, manganèse, cobalt) se sont altérées au contact des précipitations très fréquentes, induites par le climat tropical océanique de l'île. L'altération météorique de ces roches a conduit à la formation d'un profil latéritique (Figure 2). L'export d'éléments solubles sous l'effet du lessivage (calcium, sodium, magnésium, potassium, silicium) et donc par opposition, l'augmentation relative d'éléments non ou moins solubles (Fe, Cr, Mn, Ni, ...) dans la roche a induit un enrichissement en nickel dans les couches latéritiques (minerais oxydés, latérites jaunes) et saprolitiques (minerais silicatés, *garniérite*) du sol (Trescases, 1973).

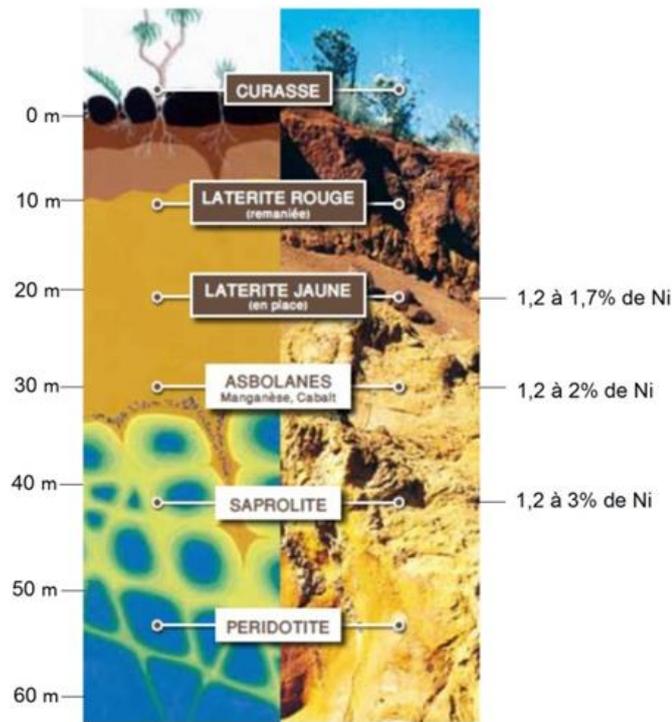


Figure 2 : Profil latéritique au sein des massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie (adapté de <https://www.sln.nc/geologie-le-nickel-dans-la-nature>, profondeurs indicatives)

Pour exploiter ces minerais situés en profondeur du sol (Figure 2), ce ne sont pas moins de 33 centres miniers actifs (ISEE, 2016) sur l'ensemble du territoire qui extraient plus de 16 millions de tonnes humides de minerais chaque année (IEOM, 2018) (Figure 1). Pour ce faire, le couvert végétal ainsi que les horizons du sol peu ou pas riches en nickel (cuiresse, latérites rouges) sont excavés. À titre d'exemple, la quantité produite de ces déchets miniers (appelés également stériles miniers) s'est élevée à plus de 40 millions de tonnes au cours de l'année 2012 selon la Direction de l'Industrie, des Mines et de l'Énergie (DIMENC). La loi du 15 juillet 1975 impose une réglementation stricte quant à la gestion de ces stériles miniers qui doivent être mis en verses (Figure 3). Néanmoins, des décharges minières plus anciennes (*i.e.* créées avant 1975, non réglementées) subsistent, et soumises à de fortes précipitations, celles-ci peuvent fournir un apport conséquent de sédiments aux rivières et aux lagons. Certaines mines ont également été exploitées et sont actuellement abandonnées car les ressources en minerais nickélifères ont été épuisées ou ne sont plus rentables. La non-réhabilitation de certaines de ces mines contribue également à l'amplification de l'érosion des sols et du transfert sédimentaire. De plus, la crainte de voir ces minerais se raréfier incite les industries minières à prospecter pour trouver d'autres minerais exploitables, ce qui se traduit là encore par l'excavation de couches superficielles du sol et par la création de pistes minières supplémentaires à travers le paysage (Figure 3).



Figure 3 : Vues de décharges minières (en haut) et de pistes minières (en bas ; source : V. Sellier)

Ces perturbations paysagères ainsi générées par l'exploitation de mines actives, l'exploitation passée de mines abandonnées et par la prospection minière, augmentent significativement les processus d'érosion et le transfert sédimentaire dans les hydro-systèmes calédoniens (Baltzer and Trescases, 1971; Danloux and Laganier, 1991). Cette augmentation nette de la charge solide est largement décrite dans la littérature et résulte notamment en un sur-engravement et une hyper-sédimentation des réseaux hydrographiques (Bird *et al.*, 1984; Garcin *et al.*, 2017) (Figure 4). Une distinction est faite entre le sur-engravement qui est associé au transport et dépôt de matériaux grossiers (blocs, galets, graviers) et l'hyper-sédimentation qui se traduit par le transport et le dépôt de matériaux fins – particules fines et sables, <2mm (Garcin *et al.*, 2017). Ces modifications morphologiques des cours d'eau aggravent les problèmes d'inondations déjà existants dans ces régions tropicales.



Figure 4 : Vues de rivières présentant des caractéristiques de sur-engravement et d'hyper-sédimentation en Nouvelle-Calédonie (Sources : O. Evrard, V. Sellier, O. Navratil)

Ces événements hydrologiques sont responsables de la perte de vies humaines, de dommages voire de destructions d'habitats (*e.g.* maisons, champs), d'infrastructures publiques et engendrent la délocalisation de populations. Les inondations en elles-mêmes constituent une véritable source d'inquiétude pour les habitants qui redoutent une montée des eaux à chaque événement cyclonique. Une inquiétude de plus en plus importante est également observée au sein des populations concernant la pollution qui pourrait être générée par le transfert de ces sédiments riches en métaux lourds dans les hydro-systèmes. Ces sédiments seraient, en effet, des réservoirs en éléments traces métalliques (ETM) potentiellement mobilisables d'après le rapport d'étude du projet intitulé « Dynamique des métaux de la mine au lagon en Nouvelle-Calédonie » (DYNAMINE, Centre National de Recherche Technique (CNRT)) et publié en 2019. Des teneurs systématiquement plus élevées de certains ETM (Ni, Co, Cr, Fe) ont notamment été retrouvées au sein d'organismes dulçaquicoles et estuariens (analyse des branchies, foie et muscles) résidant dans des hydro-systèmes impactés par l'activité minière. Ces résultats également rendus publics en 2019 sont fournis par une autre étude intitulée « Dispersion des métaux de la mine au lagon » (DMML, CNRT). Or, ces organismes aquatiques constituent l'une des principales ressources alimentaires (pêche) pour les populations, ce qui soulève de nombreuses interrogations quant à l'impact sanitaire que pourraient avoir ces activités minières. À une échelle plus globale, ces dernières représentent une menace supplémentaire pour les récifs coralliens. La Nouvelle-Calédonie dispose, en effet, de la 2^e plus grande barrière de coraux au monde après celle de l'Australie dont 4500 km² ont été classés au patrimoine mondial de l'UNESCO. Les services écosystémiques rendus par ces récifs sont multiples : protection du littoral, pêche, tourisme (Pascal, 2010). La turbidité induite par l'augmentation du transport sédimentaire jusqu'au lagon diminue la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau, ce qui pourrait perturber l'activité métabolique des coraux, c'est notamment l'une des hypothèses faites par l'étude DYNAMINE (2019).

Cependant, les activités minières menées actuellement ne sont pas les seules responsables de la dégradation de l'environnement. Le contexte historique autour de l'extraction du nickel explique en grande partie les conséquences environnementales observées à l'heure actuelle. L'une des principales raisons est qu'aucune réglementation environnementale n'a été mise en place avant 1975, soit pendant un siècle, l'exploitation minière s'est développée sans tenir compte ou plutôt sans imaginer les risques qu'elle faisait encourir à son environnement et aux populations qui y habitent. La découverte des premiers minerais saprolitiques en 1864 par Jules Garnier fut davantage perçue comme une opportunité d'enrichissement pour les colons récemment arrivés sur l'île (colonisation française débutée en 1853). Ces minerais nickélifères latéritiques et saprolitiques étaient alors inconnus sur le marché mondial ; seuls des minerais sulfurés de nickel avaient été découverts jusque-là. De ce fait, aucun processus d'extraction et de traitement n'avait été optimisé. L'extraction de ces minerais débuta dix ans après leur découverte et se traduisit principalement par une extraction et un triage manuels dans des mines souterraines. La demande sur le marché mondial était forte d'autant plus que de récentes innovations avaient montré que le nickel pouvait conférer une résistance supplémentaire à l'acier. Néanmoins, une rapide diminution des teneurs en nickel dans les minerais extraits fut observée les années suivantes et incita les industries minières à adapter leur mode d'extraction. Il leur fallait en effet extraire plus de minerais à moindre coût, et c'est dans ce contexte que les premières mines à ciel ouvert firent leur apparition dès les années 1920. Ce n'est pourtant qu'à partir des années 1950, que l'extraction et la production de nickel s'intensifia avec le début de la mécanisation de l'activité minière (Figure 5). Les équipements (*e.g.* bulldozers, chenilles) laissés par les Américains après la Seconde Guerre Mondiale contribuèrent grandement à cette mécanisation. En l'espace de deux décennies, la production de nickel avait été multipliée par sept. Néanmoins, cette rapide augmentation de la production s'accompagna d'une expansion tout aussi rapide des mines à ciel ouvert, des pistes minières mais également des stériles miniers. En effet, pour une tonne de minerai extraite, 2,1 tonnes de stériles miniers étaient produites. Ce ne sont donc pas moins de 300 millions de tonnes de stériles miniers qui, en l'absence de réglementations environnementales, furent déversées sur les flancs de montagnes (Figure 5).

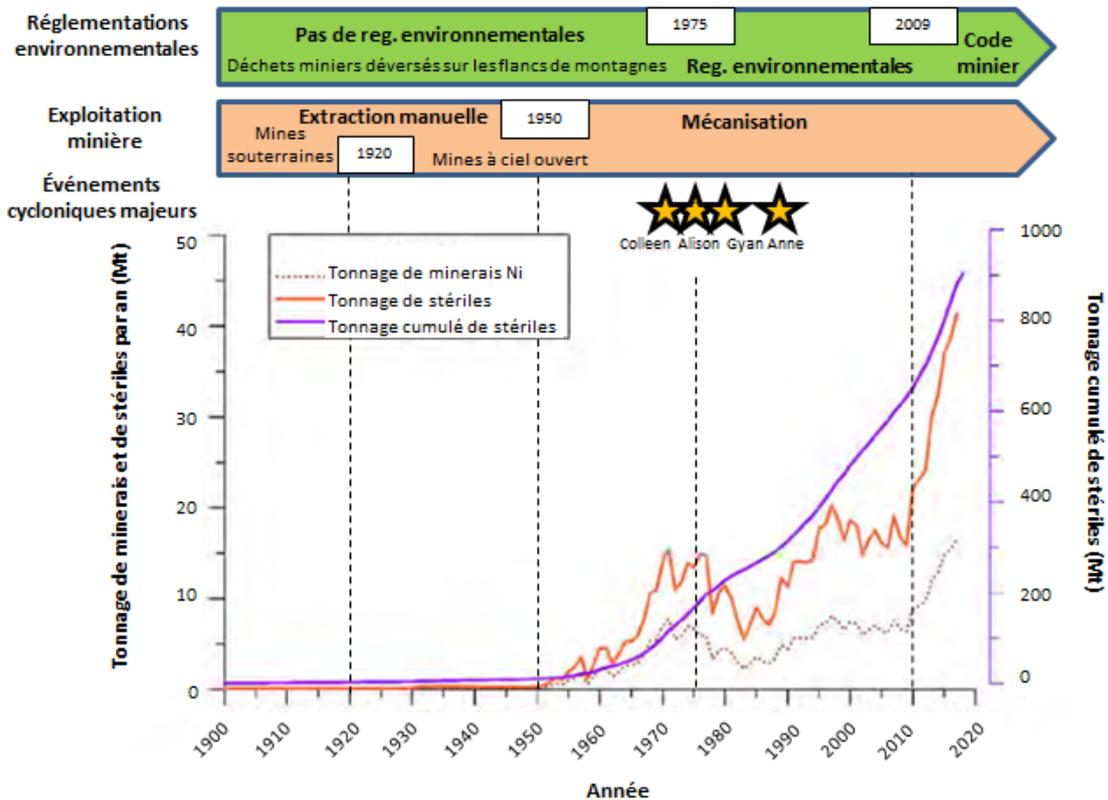


Figure 5 : Schéma récapitulatif de l'histoire de l'exploitation minière, des réglementations environnementales mises en place et des événements cycloniques majeurs des années 1960-1980 en Nouvelle-Calédonie (courbes de production de minerais et de stériles de Garcin *et al.* (2018))

En l'absence d'événements cycloniques intenses, ces dernières restent « stables ». Cependant, une série de cyclones (Colleen en 1969, Alison en 1975, Gyan en 1981, Anne en 1988 ; Figure 5) s'abattit sur la Nouvelle-Calédonie à la fin des années 1960 et déclencha le déversement de ces stériles miniers dans les hydro-systèmes (Iltis, 1992). Les inondations amplifiées par le sur-engravement et l'hyper-sédimentation des cours d'eau intervenus à la suite de ces déversements générèrent une réelle prise de conscience pour les industries minières et les populations quant à l'impact généré par les activités minières. Les premières réglementations environnementales sur la gestion des stériles miniers furent adoptées avec la loi du 15 juillet 1975 ; celles-ci furent renforcées par la mise en place d'un Code minier en 2009 (Figure 5). Néanmoins, l'impact de cette période de mécanisation (1950-1975) reste très présent. Le stock de stériles miniers produits durant cette période continue de se vidanger progressivement dans les rivières, principalement au cours des épisodes cycloniques. De plus, un retour à l'état initial des cours d'eau, *i.e.* avant exploitation minière, semble inenvisageable (Garcin *et al.*, 2017; Garcin *et al.*, 2018).

Bien que moteur du développement économique de l'île (5 % du PIB, (IEOM, 2016)), l'activité minière en nickel est à présent perçue comme la principale cause de dégradation de son

environnement. L'inquiétude mais également le mécontentement des populations impactées sont à l'origine de tensions avec les acteurs miniers. Avant 1975, les responsabilités quant à l'impact des activités minières étaient partagées entre les acteurs miniers et le gouvernement, qui finançaient la réhabilitation des cours d'eau et dédommageaient les populations. Cependant, en vertu des réglementations environnementales introduites à partir de 1975, toute dégradation pouvant être attribuée aux activités qui se sont déroulées après 1975 répond au principe « pollueur-payeur ». Cette obligation pour les acteurs miniers de « payer » à hauteur de la « pollution » qu'ils génèrent figure notamment dans l'article 110-7 du Code minier instauré en 2009. En raison de l'ampleur des dégradations constatées sur les cours d'eau et des coûts associés pour leurs réhabilitations, il n'est pas rare de voir certains acteurs miniers remettre en cause leurs responsabilités.

Bien que de nombreuses études constatent l'augmentation de l'érosion des sols et du transfert sédimentaire dans les hydro-systèmes calédoniens depuis le début de l'exploitation minière, les contributions sédimentaires générées par ces activités n'ont été que peu quantifiées jusqu'à présent (Allenbach *et al.*, 2015 ; Mathys *et al.*, 2015). En outre, d'autres sources sédimentaires qui ne sont pas associées aux activités minières peuvent contribuer aux apports sédimentaires. En effet, les sols sont également fragilisés par des feux de brousse et des brûlis de défrichement pratiqués par les populations locales pour étendre leurs zones de cultures, de pâturage et de chasse (Baltzer and Trescases, 1971). L'érosion des sols induite par ces feux est également à l'origine de glissements de terrain superficiels. De plus, les cervidés dont la population a considérablement augmenté au cours des 40 dernières années augmentent l'érosion des sols par le surpâturage qu'ils exercent et les dégâts associés au piétinement excessif du sol.

Il convient donc de discriminer ces sources de celles générées par les activités minières aussi bien pour les enjeux financiers de la réhabilitation des cours d'eau que pour les enjeux économiques liés à ce secteur d'activité. Ce dernier représente 88 % des exportations de l'île et est donc essentiel à la prospérité économique de la Nouvelle-Calédonie. Néanmoins, les pollutions avérées qui sont générées par les mines sur l'environnement imposent de proposer des aménagements fiables pour réduire ces apports sédimentaires. Une compréhension accrue des sources sédimentaires potentielles et de leurs contributions le long du réseau hydrographique est donc nécessaire. Le développement de méthodes de traçage sédimentaire adaptées au contexte calédonien est le fondement-même des travaux de cette thèse.

Ces travaux s'inscrivent dans le cadre du projet IMMILA – Qualification et Quantification des flux solides de la mine au lagon (2015-2019) dont l'objectif est de « mieux comprendre les flux de sédiments grossiers et fins de la mine vers le lagon et leurs impacts sociaux et environnementaux pour

Objectifs

mieux les gérer ». Ces travaux de thèse ont été financés par le CNRT « Le Nickel et son environnement » et une bourse de thèse du Commissariat à l'Énergie Atomique et aux Énergies Alternatives (CEA). Ils ont par ailleurs fait l'objet d'une collaboration entre le Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE) et le Laboratoire Environnement Ville Société (EVS) en lien avec d'autres partenaires au sein du projet IMMILA (Université de Nouvelle-Calédonie (UNC), BRGM, Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAe) et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD)).

2.Objectifs

Ces travaux ont été menés sur un bassin versant « pilote », le bassin versant de Thio (397 km²) situé au Sud-Ouest de la Grande Terre. Ce bassin versant est considéré comme le berceau de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie et a donc été le témoin de toutes les évolutions de l'exploitation minière au cours des 150 dernières années. Il présente donc à la fois les caractéristiques d'une activité minière actuelle à travers deux mines toujours en activité (Thio Plateau et Camps des Sapins en activité depuis 1920) et des zones de prospections minières ; celles d'une activité passée avec 12 mines abandonnées depuis les années 1970 et l'héritage de 30 millions de tonnes de stériles miniers générées au cours de la période de mécanisation (1950-1975). Le sur-engravement et l'hyper-sédimentation des cours d'eau sont les problématiques les plus évoquées par la population notamment depuis 1975, année où le cyclone Alison a commencé à déverser le stock accumulé de stériles miniers dans les rivières (Gosset, 2016). Les habitants font notamment référence aux termes « caillasses » pour décrire les sédiments grossiers et « boue rouge » pour les sédiments fins (Figure 3). Des aménagements (*e.g.* peignes, Figure 6) ont été mis en place au niveau des affluents pour réduire l'apport de sédiments grossiers dans la rivière principale Thio. Néanmoins, réduire l'apport de sédiments fins au niveau de cette rivière s'avère plus complexe. L'enjeu au niveau des sédiments fins reste donc très présent d'autant plus qu'une des deux mines toujours en activité (Thio Plateau) se situe à l'aval du bassin versant et se trouve donc à proximité du lagon.



Figure 6 : Vue d'un aménagement (peigne) visant à réduire l'apport de sédiments grossiers sur le bassin versant de Thio (Source : O. Evrard)

Les travaux de cette thèse visent donc (1) à développer des approches de traçage des sédiments fins adaptées au contexte calédonien, (2) à les appliquer pour estimer les contributions des sources sédimentaires apportées au cours d'événements cycloniques récents (2015 et 2017), et (3) à les appliquer pour reconstruire les contributions passées de ces sources sur l'ensemble de la période d'exploitation minière (1880 - 2016). Enfin, un dernier objectif (4) vise à tester l'applicabilité de ces approches de traçage sédimentaire développées sur le bassin versant de Thio à quatre autres bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie (Kouaoua, Ouenghi, Tontouta, Ngoye).

3. Démarches entreprises

Les méthodes de traçage sédimentaire qualifiées de *sediment fingerprinting* dans la littérature scientifique anglo-saxonne reposent sur l'analyse d'un ensemble de propriétés physiques et chimiques conservatives tant au sein des sédiments que de leurs sources potentielles. La capacité d'une ou plusieurs de ces propriétés à discriminer les sources entre elles permet alors, par le biais d'un modèle de mélange mathématique, d'estimer la contribution relative de chacune de ces sources (Walling *et al.*, 1979; Collins *et al.*, 1996).

L'identification des sources potentielles constitue donc une étape préalable à l'application d'éventuels paramètres de traçage sédimentaire. Sur le bassin versant de Thio, quatre types de sources sédimentaires ont été identifiés :

Démarches entreprises

- Type 1 : les sources minières associées aux activités minières actuelles et passées (citées précédemment) ;
- Type 2 : les sources d'érosion naturelle, *i.e.* griffes d'érosion liées à l'activité cyclonique et aux fortes pentes ;
- Type 3 : les sources d'érosion associées aux feux de forêts (érosion de surface et glissements de terrain) ;
- Type 4 : les sources d'érosion liées au surpâturage et piétinement par les cervidés et autres espèces invasives.

Pour répondre à la problématique de quantification de l'impact des mines sur le transport de sédiments fins dans les hydro-systèmes, l'objectif de l'étude s'est donc focalisé sur la discrimination des sédiments provenant des sources minières (type 1) des autres sources sédimentaires, *i.e.* sources non-minières (types 2, 3, 4). Pour estimer la contribution de chacune de ces sources, des laisses de crues ($n=43$) ont été collectées le long de la rivière Thio et de ses affluents selon l'approche de traçage par type d'affluents développée par Lacey *et al.* (2017). Les laisses de crue sont définies comme des sédiments déposés après le passage d'une crue ; elles offrent une alternative aux prélèvements de matières en suspension. Trois campagnes d'échantillonnage (2015, 2016, 2017) ont ainsi été réalisées avant et pendant la thèse. Elles ont notamment mené aux prélèvements de seize échantillons sur des affluents miniers (*i.e.* drainant des sites miniers en activité et d'anciennes zones minières abandonnées, présence de tous les types 1, 2, 3, 4 mais prédominance du type 1), huit échantillons sur des affluents non-miniers (*i.e.* drainant des zones dépourvues d'activité minière, types 2, 3, 4, absence du type 1) et dix-neuf échantillons le long de la rivière Thio. Ces prélèvements ont eu lieu après le passage de deux crues décennales : celle du 25 février 2015 générée par une dépression tropicale et celle du 10 avril 2017 associée au Cyclone Cook. Une carotte sédimentaire de 1,62 m de longueur a également été collectée dans la plaine alluviale du bassin versant de Thio en 2016. Des mesures de spectrométrie gamma, de fluorescence X et de spectrocolorimétrie ont été réalisées sur l'ensemble de ces échantillons. Associées à ces mesures, six approches de traçage sédimentaires ont été testées. Quatre d'entre elles ont été appliquées sur des familles de traceurs spécifiques : des radionucléides issus de retombées atmosphériques (^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$), des radionucléides géogéniques (U, Th, K), des paramètres de géochimie élémentaire ($n=11$ éléments) et des paramètres colorimétriques ($n=15$). Une cinquième approche combinant deux des familles de traceurs citées précédemment (géochimie élémentaire et paramètres colorimétriques) a également été testée afin d'étudier les potentielles améliorations que pourrait apporter cette approche combinée sur la discrimination des sources. Enfin, une sixième approche de traçage sédimentaire plus alternative, car basée sur des modèles de mélanges expérimentaux réalisés en laboratoire, a été initiée à partir des signatures spectrales liées

au domaine du visible (365-735 nm). Certaines approches ont été identifiées comme pertinentes pour le contexte calédonien et ont permis d'estimer les contributions des sources minières et non-minières selon leurs variations à la fois spatiales et temporelles. L'impact des variabilités spatiales des précipitations a notamment été mis en évidence pour expliquer les variations des contributions spatiales des sources minières et non-minières. Les variations temporelles des contributions des sources ont, quant à elles, pu être mises en regard des différentes périodes historiques de l'exploitation minière sur le bassin versant de Thio (1880-2016). Ces approches ainsi validées, ont été testées sur quatre autres bassins versants de Nouvelle-Calédonie.

4. Organisation du manuscrit

Ce manuscrit présente les résultats obtenus dans le cadre de cette étude et s'articule en sept chapitres.

Le **chapitre 1** présente une synthèse bibliographique de l'état des connaissances des processus érosifs et du transfert sédimentaire observés au sein des bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie ainsi que la méthode de *sediment fingerprinting* et les traceurs envisagés dans ce contexte.

Le **chapitre 2** décrit les principales caractéristiques du bassin versant « pilote » – Thio - ainsi que la stratégie d'échantillonnage employée. La préparation des échantillons et les méthodes analytiques y sont également détaillées.

Les **chapitres 3 et 4** portent sur le développement des cinq approches de traçage sédimentaire et leurs applications sur deux événements récents (crues de 2015 et 2017). Le chapitre 3 présente la méthodologie de trois d'entre elles (radionucléides de retombées atmosphériques, radionucléides géogéniques et géochimie élémentaire) en intégrant notamment la notion de tri granulométrique. Ce travail a fait l'objet d'un article publié en 2019 dans le *Journal of Soils and Sediments*, et intitulé « *Investigating the use of fallout and geogenic radionuclides as potential tracing properties to quantify the sources of suspended sediment in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific* ». Le travail réalisé sur le développement d'une approche de traçage sédimentaire *low-cost* comme la spectrocolorimétrie en contexte calédonien a fait l'objet du chapitre 4. Ce chapitre étudie à la fois la performance d'une approche de traçage sédimentaire comme celle-ci de façons individuelle, comparée et combinée à une autre approche (géochimie élémentaire) ; et intègre une étape de validation de ces approches par la réalisation de tests sur des mélanges artificiels de sources préparés en laboratoire. Ces mélanges artificiels de sources ont notamment été à l'origine du développement d'une sixième approche de traçage sédimentaire basée, elle, sur les spectres dans le visible et estimant les contributions des sources sédimentaires par le biais de modèles de mélanges expérimentaux et

non-mathématiques comme pour les précédentes approches. Ce travail se traduit par la rédaction d'un article intitulé « *Combining visible-based-colour parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific Islands* ». L'application de l'ensemble de ces approches de traçage sédimentaire présentées dans les chapitres 3 et 4 a permis de caractériser les sources potentielles et de quantifier leurs contributions le long de la rivière Thio à la suite de deux crues décennales, la première générée lors d'une dépression tropicale en 2015 et la seconde par le cyclone Cook en 2017.

Le **chapitre 5** restitue quant à lui, les résultats de l'étude caractérisant les variations temporelles des contributions des sources sédimentaires au niveau de la plaine alluviale du bassin versant de Thio. Ce travail fait l'objet d'un article en cours de rédaction et intitulé « *Reconstructing the impact of nickel mining activities on sediment supply to the rivers and the lagoon of South Pacific Islands: lessons learnt from the Thio early mining site (New Caledonia)* ».

Le **chapitre 6** fournit un premier retour d'expérience quant à l'application des méthodes de traçages sédimentaires testées et validées sur le bassin versant de Thio à quatre autres bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie.

Enfin, le dernier chapitre de ce manuscrit discute l'ensemble des résultats obtenus au cours de cette thèse et ouvre des perspectives aux travaux réalisés.

5. Références bibliographiques

- Allenbach et coll. (2015) – Volume I - Rapport de Synthèse. Programme « Fonctionnement des petits bassins versants miniers ». CNRT « Nickel & son environnement. 55 pages.
- Baltzer, F., Trescases, J. (1971) Erosion, transport et sédimentation liés aux cyclones tropicaux dans les massifs d'ultrabasites de Nouvelle-Calédonie. Cahiers ORSTOM Série Géologie 3, 221-244.
- Baudrimont, M., Dominique, Y., Feurtet-Mazel, A., Gonzalez, P., Gourvès, P.-Y., Gunkel-Grillon, P., Laporte-Magoni, C., Lefrançois, E., Letourneur, Y., Marquié, J., Maury-Brachet, R., Monna, F., Pasquet, C., Rivière, E., Roth, E. (2019) - Rapport scientifique final. Programme « Dispersion des métaux de la mine au lagon. ». CNRT « Nickel & son environnement ». 192 pages.
- Bird, E.C.F., Dubois, J.P., Iltis, J.A. (1984) The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. Tokyo, Japan, United Nations University.
- Collins, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (1996) Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial suspended sediment : a case study of the Exe and Severn river basins, United Kingdom. Géomorphologie 2, 41-53.
- Danloux, J., Laganier, R., (1991) Classification et quantification des phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation sur les bassins touchés par l'exploitation minière en Nouvelle Calédonie.
- Garcin, M., Gastaldi, Y., Lesimple, S., (2017) Quantification et évolution temporelle des apports miniers dans les rivières calédoniennes. BRGM/RP-66840-FR, 44 p., 23 fig., 5. Bureau des Recherches Géologiques et Minières
- Garcin, M., Richard, D., Liébault, F., Recking, A., Piton, G., Sabinot, C., Worliczek, E., Lesimple, S., Bertrand, M., Gastaldi, Y., (2018) Gestion du passif de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie. Guide méthodologique 2018. CNRT " Nickel et son environnement".
- Gosset, L., (2016) Rivières engravées à Thio, Nouvelle-Calédonie : vécus et attentes de la population, in: environnement, C.N.s. (Ed.).
- IEOM, (2016) Rapport d'activité 2016 de la Nouvelle-Calédonie. Institut d'Emission Outre-Mer.
- IEOM, (2018) Rapport d'activité 2018 de la Nouvelle-Calédonie Institution d'Outre-Mer.
- Iltis, J. (1992) La mine, élément de la controverse écologique dans le Pacifique Sud. L'Espace géographique, 193-205.
- ISEE, (2016) ISEE-TEC édition 2016. Institut de la statistique et des études économiques de Nouvelle-Calédonie.
- Juillot, F. (2019) – Rapport scientifique final. Programme « Dynamique des métaux de la mine au lagon ». CNRT « Nickel & son environnement ». 202 pages.
- Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N. (2017) The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. Earth-Sci. Rev. 169, 85-103.
- Mathys, N., Caze, N., Richard, D. (2015) –Suivi Hydro-sédimentaire des petits bassins versants miniers, guide méthodologique. Programme «Fonctionnement des petits bassins versants miniers». CNRT«Nickel & son environnement. 66pages.
- Pascal, N. (2010) Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie Valeur économique des services écosystémiques Partie I: Valeur financière. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, Nouméa 155.
- Robineau, B., Berthault, L., Christmann, P. (2011) Nouvelle-Calédonie, terre de Nickel.
- Trescases, J.J. (1973) Weathering and geochemical behaviour of the elements of ultramafic rocks in New Caledonia. BMRJ. Aust. Geol and Geophys. 141, 149-161.
- Walling, D., Peart, M., Oldfield, F., Thompson, R. (1979) Suspended sediment sources identified by magnetic measurements. Nature 281, 110.

Chapitre 1 Synthèse bibliographique : érosion des sols et traçage sédimentaire sur les bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est une île du Pacifique apparue à la suite d'une série de processus géologiques complexes dont des processus de subduction et d'obduction de plaques lithosphériques (Sevin, 2014). À titre d'exemple, la remontée en surface par obduction des péridotites qui sont initialement des roches du manteau terrestre atteste de l'une de ses nombreuses particularités. De ce fait, elle présente des caractéristiques naturelles spécifiques (*e.g.* topographie, géologie, pédologie, climat) qui vont donc générer des processus d'érosion, transport et sédimentation tout aussi spécifiques. A ce forçage naturel s'ajoute également le forçage anthropique, dont le développement de mines à ciel ouvert qui amplifient ces processus. Ce chapitre vise à présenter de façon non exhaustive la dynamique sédimentaire qui s'exerce sur les bassins versants miniers calédoniens dans une première partie. Une seconde partie de ce chapitre sera consacrée au traçage sédimentaire et aux familles de traceurs envisagés pour discriminer et quantifier les contributions des sources sédimentaires au sein de ces hydro-systèmes.

1. Dynamique sédimentaire au sein des bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie

1.1. Processus d'érosion

Les précipitations sont l'élément déclencheur des procédés liés à l'érosion, au transport et à la sédimentation des particules en contexte calédonien. L'eau de pluie intervient comme agent mécanique dans le détachement et le transport de ces dernières. D'autres formes d'érosion mécanique existent comme l'érosion éolienne, mais celles-ci restent cependant minoritaires en Nouvelle-Calédonie (Rouet, 2009; Paul-Hus, 2011). L'érosion chimique, autre forme d'érosion dominante sur ces bassins versants (Baltzer and Trescases, 1971) n'a pas été étudiée au cours de ces travaux de thèse et ne sera donc pas présentée dans cette section.

L'érosion hydrique se produit lorsque les forces associées à l'agent érosif, ici l'eau, deviennent supérieures à la somme de celles qui s'exercent sur la matière pour maintenir sa cohésion (Le Bissonais, 1996). Cela se traduit par un ensemble de phénomènes externes se produisant en surface et en profondeur du sol, qui arrachent les particules du sol, modifiant ainsi le relief de la croûte terrestre (Foucault and Raoult, 1995).

Le détachement et le transport de particules se produisent sous l'action combinée de la pluie et du ruissellement. L'énergie cinétique libérée par les gouttes de pluie au moment de l'impact sur le sol génère un rejaillissement des particules ou « effet splash » (Le Bissonnais, 1996). Lors de l'impact de ces gouttes de pluie, les agrégats présents à la surface du sol se brisent pour former des microagrégats (<250 µm) et des particules élémentaires. Ils sont éjectés à une distance moyenne pouvant aller jusqu'à une vingtaine de centimètres (Leguédois *et al.*, 2005). Ces particules peuvent obstruer les pores à la surface du sol et en réduire considérablement l'infiltrabilité, créant ce que l'on appelle une « croûte de battance » (Boiffin, 1984). L'« effet splash » à l'origine de ce phénomène se produit sur l'ensemble des surfaces exposées aux pluies et est fortement corrélé à l'intensité pluviométrique. Dans les régions tropicales, le pouvoir érosif des pluies est 2 à 6 fois plus élevé que dans les zones tempérées (Thomas, 1994). Il faut, néanmoins, des intensités de pluies tropicales supérieures à 25 mm.h⁻¹ pour générer l'arrachement de sols nus sur l'archipel calédonien (Hudson, 1963). Ce mécanisme de désagrégation est prédominant sur des sols saturés en eau en comparaison aux trois autres mécanismes décrits par Le Bissonnais (1996) : l'éclatement, la microfissuration et la dispersion physico-chimique.

L'éclatement se caractérise par le piégeage d'air lors d'une humectation rapide de l'agrégat ; la pression d'air au sein de l'agrégat devient supérieure à la cohésion de ce dernier et engendre son éclatement. Les sols sableux et limoneux sont principalement impactés par ce phénomène en raison de leur plus forte porosité et de leur plus faible capacité de rétention en eau que les sols argileux. La microfissuration, quant à elle, résulte d'un gonflement différentiel des argiles, soit un phénomène de gonflement (humectation) suivi d'un phénomène de retrait de l'eau (dessiccation). Enfin, la dispersion physico-chimique s'explique par la réduction des forces d'attraction des argiles lors de l'humectation. Elle dépend de la taille, de la valence des cations présents et de la minéralogie des argiles.

Le ruissellement lui-même exerce une force tractrice sur les particules du sol. Ce ruissellement initialement diffus se produit soit lorsque l'intensité des pluies est supérieure à la capacité d'infiltration des sols (ruissellement hortonien), soit lorsque la surface réceptrice des pluies est partiellement ou totalement saturée par une nappe (ruissellement par saturation) (Horton, 1945; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Ce ruissellement dit en nappe peut évoluer vers un ruissellement concentré lorsque celui-ci ne se fait plus de façon uniforme en surface et que des écoulements d'eau se rejoignent. Lorsque ces écoulements acquièrent une vitesse de 50 cm.s⁻¹ (Hjulstrom, 1935), ils disposent d'une énergie suffisante pour former une érosion limitée dans l'espace, au niveau de lignes d'écoulement. Différentes formes d'érosion sont visibles en Nouvelle-Calédonie : l'érosion en nappe, l'érosion linéaire et l'érosion de masse (Laganier, 1994).

L'érosion en nappe apparaît suite à l'action conjointe de l'« effet splash » et le ruissellement hortonien. Cette érosion en nappe est peu visible car elle se fait de façon uniforme sur l'ensemble des surfaces exposées aux pluies. A titre d'exemple, la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) estime que l'érosion de $15 \text{ à } 30 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$ se traduit par une perte de hauteur du sol de 1 à 2 mm sur une surface plane.

L'érosion linéaire, quant à elle, est associée au ruissellement concentré. Elle induit un décapage des horizons humifères et des matériaux meubles sur l'ensemble des lignes d'écoulement. Elle est à l'origine de la formation de griffes d'érosion (profondeur des canaux de l'ordre de quelques centimètres), de rigoles (profondeur des canaux supérieure à 10 centimètres) et de ravines (profondeur des canaux supérieure à 50 centimètres, Figure 1.1) (Roose, 1994; Rouet, 2009).

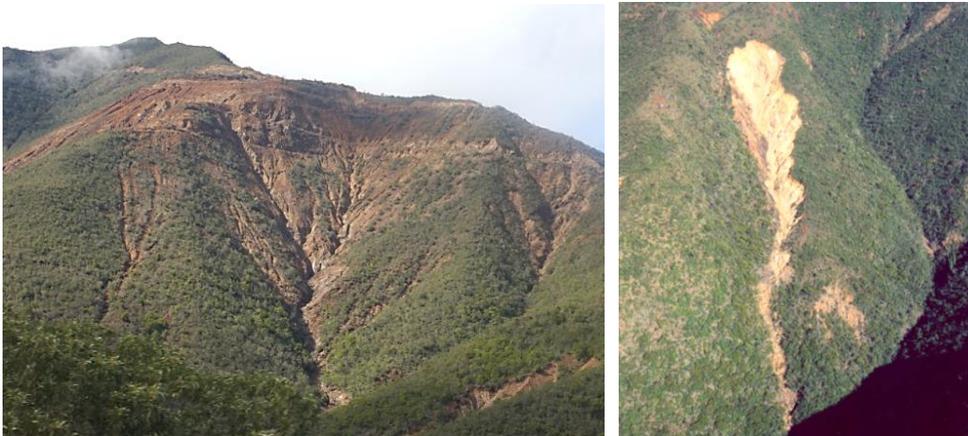


Figure 1.1 : Vues de ravines observées sur des massifs de péridotites en Nouvelle-Calédonie (Sources : V. Sellier, B. Pelletier (SLN))

L'érosion de masse n'est ni associée au ruissellement en nappe, ni au ruissellement par lignes d'écoulement. Cette forme d'érosion s'applique à un volume à l'intérieur de la couverture pédologique. Plusieurs mouvements de masse sont décrits dans la littérature (Roose, 1994). Néanmoins, seuls quatre dominent en Nouvelle-Calédonie, le sapement de berges, les lavakas, les glissement translationnels et rotationnels (Maurizot and Lafoy, 2001; Rouet, 2009). Le sapement de berges est fréquemment observé en tête de ravines et se traduit par des éboulements rocheux sur la partie supérieure de la ravine, la faisant ainsi progresser vers le sommet de la colline par érosion régressive (Figure 1.1). Les lavakas sont une forme d'érosion de masse que l'on retrouve spécifiquement sur les massifs de péridotites (Figure 1.2). L'alternance de périodes humides et sèches ouvrent des fentes sur ces massifs et plus précisément au niveau des latérites rouges. Ces fentes évoluent et s'élargissent entraînant une chute du matériau latéritique. Le glissement translationnel se caractérise par le décollement et le déplacement d'une couche de sol plus ou moins épaisse le long d'un plan de faiblesse pré-existant. Lorsqu'une couche de sol glisse en effectuant une rotation ; on

parle alors de glissement rotationnel. Bien que l'érosion hydrique soit le principal facteur de genèse de ces glissements de terrains (Figure 1.2), les séismes peuvent également en être à l'origine. En effet, la Nouvelle-Calédonie présente un risque sismique élevé en raison de la subduction qui s'opère entre la plaque australienne où se situe l'île et l'arc du Vanuatu.



Figure 1.2 : Vues de glissement de terrain à gauche et de lavakas à droite sur des massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie (Sources : B. Pellietier (SLN), P. Maurizot (BRGM))

Ces glissements de terrain peuvent également être à l'origine d'autres formes secondaires d'érosion de masse. Maurizot and Lafoy (2001) et Rouet (2009) ont notamment recensé en Nouvelle-Calédonie, des zones de chutes de blocs, de coulées boueuses et de débris et de laves torrentielles. Les chutes de blocs s'appliquent à des masses de moins de 1 m³ tombant de façon isolée ou en groupes (Flageollet, 1989). Les coulées boueuses ou de débris correspondent à un mélange d'eau et de matériaux sans cohésion (argiles, limons, sols, roches décomposées). Ce mélange présente une densité telle qu'il peut transporter divers matériaux denses et volumineux (Salomon and Hoffmann, 2008). Lorsque ces coulées boueuses ou de débris rencontrent un thalweg, elles peuvent évoluer en laves torrentielles. Les laves torrentielles sont l'aléa le plus redouté car le plus dangereux pour l'homme et pour les infrastructures. Ces laves peuvent en effet, se déplacer sur de longues distances (plusieurs dizaines de kilomètres) par « bouffées successives » pouvant atteindre des vitesses de plus de 30 km.h⁻¹ (Salomon and Hoffmann, 2008).

1.2.Facteurs d'érosion

De nombreux facteurs naturels et anthropiques influencent la cinétique de ces processus d'érosion. Il peut s'agir de facteurs permanents tels que la lithologie (*i.e.* la nature des roches constituant un ensemble ou une couche géologique) ou la topographie, ou de facteurs variables dans le temps tels que la couverture végétale ou les activités humaines. Les facteurs d'érosion les plus pertinents dans le contexte calédonien sont présentés dans cette section.

Dans les zones tropicales, les processus d'érosion sont accentués par les fortes précipitations caractéristiques de ces zones du monde. La Nouvelle-Calédonie se situe en zone intertropicale au Nord du tropique du Capricorne. Les vents venant du Sud-Est (courant des alizés) lui confèrent un climat relativement tempéré, qualifié de climat « tropical océanique ». Ce climat se caractérise de deux saisons principales. La saison sèche et fraîche s'étend de mai à octobre avec une température moyenne de 20°C et des précipitations mensuelles entre 50 et 130 mm de pluie. La saison chaude et humide, quant à elle, s'étend de novembre à avril avec une température moyenne de 27°C et des précipitations de l'ordre de 200 mm par mois (Météo France). Cette saison se nomme également « saison des cyclones » en raison du nombre de cyclones ou de dépressions tropicales qui s'y produisent. On compte en moyenne 8 à 9 cyclones ou dépressions tropicales chaque année dans le Sud-Ouest de l'Océan Pacifique dont 16 % affectent la Grande Terre. Ces événements cycloniques sont d'autant plus importants que le potentiel érosif des pluies libérées au cours de ces événements est grand. En effet, l'érosivité d'une pluie dépend majoritairement de l'intensité de ses précipitations, renforçant l'« effet splash » et le ruissellement. Certains cyclones peuvent générer des précipitations de l'ordre de 100 mm.h⁻¹, atteignant parfois des records pluviométriques tels que le cyclone Gyan (1981), pour lequel un cumul de précipitations de 1690 mm a été enregistré à la station Haut-Coulna sur 24 heures (Danloux and Laganier, 1991).

La variabilité spatiale des précipitations est également un paramètre à prendre en compte. La chaîne montagneuse appelée « Chaine Centrale » se comporte comme une « barrière climatique », impactant directement la distribution spatiale des précipitations sur l'archipel (Figure 1.3). Cette chaîne centrale s'étend sur 80 % de la longueur de l'archipel selon un axe Nord/Ouest-Sud/Est et effectue une séparation distincte entre la côte Ouest et la côte Est de la Grande Terre. À l'Est, les versants exposés aux alizés sont raides, tombant jusqu'aux lagons alors qu'à l'Ouest, ces derniers sont constitués de plaines, collines et petits plateaux davantage protégés des vents venant du Sud-Est. Cette chaîne montagneuse oblige l'air humide à s'élever ce qui va induire une instabilité convective

(refroidissement adiabatique) et mener à une augmentation des précipitations sur la côte Est de la Grande Terre (Figure 1.4).

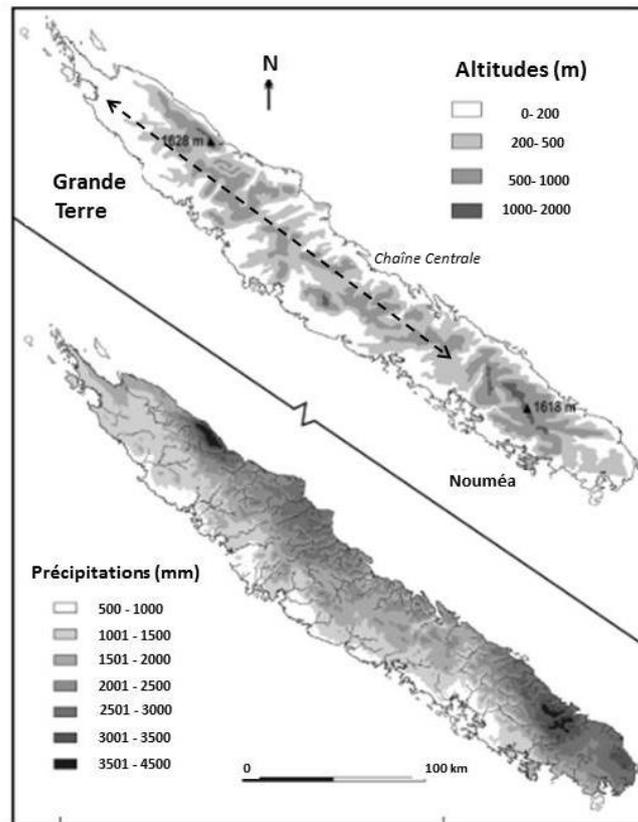


Figure 1.3 : Variations spatiales de l'altitude et des précipitations sur la Grande Terre (adapté de Perchat (2003))

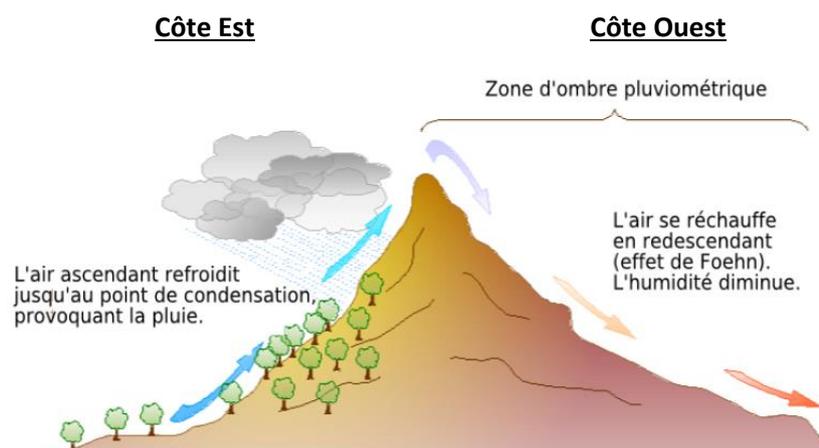


Figure 1.4 : Schéma de l'effet orographique se produisant sur la Grande Terre (Wikipédia)

Terry and Wotling (2011) ont notamment étudié cet effet orographique et ont montré que la répartition des précipitations annuelles était sensiblement différente sur les deux versants de l'île (Figure 1.3). Sur la côte Ouest (« côte sous le vent »), les précipitations moyennes annuelles varient

peu et sont de l'ordre de 1500 mm de pluie alors que sur la partie Est, dite « côte au vent », ces dernières varient davantage entre 2500 et 4000 mm de pluie (Lowry, 1998). En raison d'une répartition inégale des précipitations, l'indice d'érosivité des pluies estimé sur la côte Est est deux à trois fois supérieur à celui de la côte Ouest. Cela se traduit également par des coefficients de ruissellement (*i.e.* un rapport exprimé en pourcentage entre la hauteur d'eau ruisselée à la sortie d'une surface considérée dite "pluie nette" et la hauteur d'eau précipitée dite "pluie brute") très différents entre les deux côtes; 58 % pour la « côte au vent » et 41 % pour la « côte sous le vent » (Terry *et al.*, 2008; Terry and Wotling, 2011).

La topographie des bassins versants calédoniens est également un paramètre à prendre en compte dans l'érosion hydrique. Celui-ci se définit principalement selon l'effet de la pente et la longueur des versants. La pente des versants augmente la vitesse du ruissellement, ce qui en amplifie l'énergie cinétique et se traduit par une augmentation de la puissance d'érosion des matériaux détritiques. Ce phénomène est d'autant plus intense que les versants sont longs. En effet, plus le versant est long, plus la vitesse de l'écoulement de l'eau est importante (pente > 2 %) ; cet écoulement se concentre pour former des griffes d'érosion, puis des rigoles et, enfin, des ravines (Roose, 1994). C'est généralement la pente qui est prise en compte dans l'étude de la sensibilité des sols à l'érosion (Dumas, 2010). Laganier (1994) a notamment hiérarchisé la déclivité des versants selon trois classes de sensibilité à l'érosion. Les versants ayant une pente comprise entre 0 et 10 % présentent une faible sensibilité à l'érosion ; entre 10 et 25 %, une sensibilité moyenne ; et lorsque ces pentes sont supérieures à 25 %, les versants sont considérés comme très sensibles à l'érosion.

La lithologie influence également le potentiel d'érosion hydrique. En Nouvelle-Calédonie, deux lithologies principales se distinguent ; les massifs de péridotites et les formations volcano-sédimentaires, couvrant respectivement un tiers et deux tiers de la superficie de l'archipel (Figure 1.5).

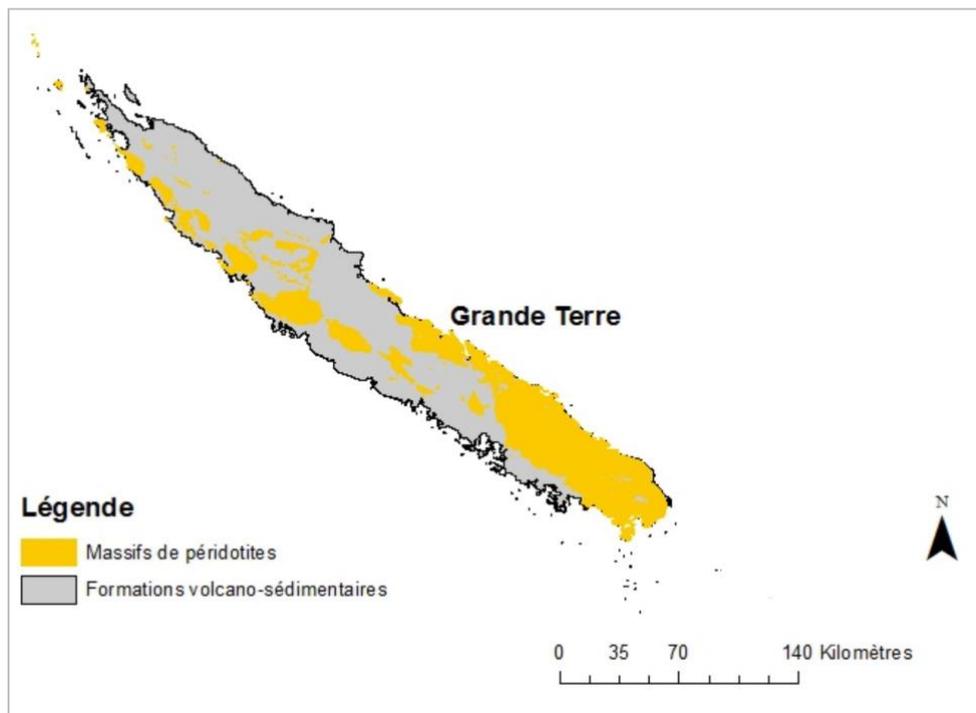


Figure 1.5 : Lithologies dominantes sur la Grande Terre

Dumas (2010) a notamment réalisé un travail de synthèse sur le degré d'érodibilité de ces deux lithologies dominantes. Pour ce faire, l'auteur a repris des données hydro-géologiques et granulométriques référencées par Maurizot and Delfau (1995). Il en a déduit que les formations volcano-sédimentaires présentaient une sensibilité à l'érosion faible à moyenne. En effet, ces dernières sont composées de niveaux durs (rhyolites, tufs et basaltes) peu sensibles à l'érosion et de niveaux tendres (*e.g.* schistes, flysch, siltites, arénites) présentant une sensibilité moyenne à l'érosion. Les massifs de péridotites, de par leurs compositions contrastées présentent des degrés d'érodibilité très variables. Les serpentinites à la base du profil latéritique ainsi que les péridotites indifférenciées (harzburgites, dunites) sont très peu sensibles à l'érosion hydrique. A l'inverse, une fois altérées par érosion chimique, ces roches (altérites sur péridotites) deviennent fortement sensibles aux processus érosifs. Les observations de Maurizot and Lafoy (2001) soulignent notamment l'instabilité des roches altérées des massifs de péridotites en comparaison aux formations volcano-sédimentaires. Celles-ci sont recouvertes de ravines (érosion linéaire) et sont également le siège de lavakas, de glissements de terrain, de coulées boueuses et de débris (érosion de masse). Ces formes d'érosion sont moins représentées sur les formations volcano-sédimentaires.

Le couvert pédologique joue également un rôle prépondérant dans l'érosion des sols. Les propriétés physico-chimiques telles que la structure, la texture, la porosité ainsi que la teneur en matières organiques (MO) sont des indicateurs de l'aptitude de détachement des particules d'un sol (Le Bissonais, 1996). Selon la composition du sol en minéraux et matériaux constitutifs, différents

degrés d'érodibilité peuvent être observés. Les argiles du fait d'une surface spécifique et d'une capacité d'échange cationique plus grande que les limons et sables, exercent une forte cohésion entre les minéraux et préservent les agrégats du sol (Stengel *et al.*, 1984; Le Bissonnais *et al.*, 2002). Les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium sont également actifs dans la formation d'agrégats stables dans les sols riches en ces minéraux (Oades and Waters, 1991). Le calcium, quant à lui, entraîne la floculation des argiles et stabilise les composés organiques. La cohésion des particules entre elles est également assurée par la MO qui forme des complexes organo-minéraux en établissant des liaisons avec les argiles et les oxydes et hydroxydes de fer et d'aluminium (Bonneau and Souchier, 1979). En Nouvelle-Calédonie, tous les stades de processus d'altération minérale en milieu tropical ont pu être observés, depuis les sols minéraux bruts jusqu'à la « ferritisation » absolue pour les sols constitués uniquement d'oxydes et d'hydroxydes de fer. Les types de sols recensés par Latham *et al.* (1978) sur la Grande Terre sont décrits dans le Tableau 1.1. Leurs localisations sont définies sur l'archipel selon le climat, la nature de la roche-mère et la topographie.

Tableau 1.1 : Principaux sols recensés sur la Grande Terre selon le climat, la nature de la roche-mère et la topographie (Latham *et al.*, 1978)

Climat	Versant-Ouest : climat tropical à saison sèche			Versant-Est et Chaîne-Centrale : climat tropical humide		
	Plaine	Faible pente	Forte pente	Plaine	Faible pente	Forte pente
Topographie						
Sables siliceux Roches acides argileuses	- Podzols	- Podzols	- Sols Peu évolués d'érosion	- Sols Hydromorphes - Sols Peu Évolués d'apport	- Sols Peu Évolués d'érosion	- Sols Peu Évolués d'érosion
	- Sols Peu Évolués d'apport - Sols Hydromorphes	- Sols Ferrallitiques désaturés lessivés	- Sols Peu Évolués d'érosion - Sols Ferrallitiques rajeunis		- Sols Bruns désaturés - Sols Ferrallitiques pénévoués	- Sols Peu Évolués d'érosion - Sols Bruns désaturés
calcaires Roches basiques non calcaires	- Rendzines - Vertisols à croûte cal-	- Rendzines - Sols Bruns calciques	- Sols Peu Évolués d'érosion sur croûtes calcaires - Rendzines	- Sols Hydromorphes - Sols Peu Évolués d'apport	- Rendzines	- Sols Peu Évolués d'érosion
	- Sols Peu Évolués d'apport - Vertisols	- Sols Bruns eutrophes - Vertisols	- Sols Peu Évolués d'érosion - Sols bruns eutrophes, peu évolués		- Sols Ferrallitiques désaturés	- Sols Bruns désaturés - Sols Ferrallitiques non lessivés
Roches ultrabasiqes	- Sols Peu Évolués d'apport - Vertisols à croûte de gibbertite	- Sols Bruns eutrophes - Vertisols	- Sols Bruns eutrophes, peu évolués	- Sols Hydromorphes - Sols Peu Évolués d'apport	- Sols Ferrallitiques ferritiques	- Sols Ferrallitiques ferritiques - Sols Bruns eutrophes magnésiens

Le couvert végétal renseigne le degré de protection du sol. Outre le fait de maintenir une bonne porosité à la surface du sol, la végétation permet d'absorber l'énergie cinétique des gouttes de pluie, réduisant ainsi l'effet « splash » et la « croûte de battance » associée (Roose and Lelong, 1976; Rey *et al.*, 2004). Le couvert végétal ralentit également le ruissellement. Là encore, différentes catégories de végétation sont observées en Nouvelle-Calédonie selon le versant de l'île qu'elles occupent (« côte sous le vent »/« côte au vent ») mais également selon les lithologies qu'elles recouvrent. La

pluviométrie élevée de la « côte au vent » a permis le développement de forêts humides. La « côte sous le vent », quant à elle, bénéficie d'un climat plus sec, ce qui a favorisé la croissance de forêts sèches et de savanes. Les savanes représentent la formation végétale la plus étendue du territoire (moitié de la superficie de l'île) et doivent leur apparition aux activités humaines. En effet, celles-ci ont proliféré suite aux feux déclenchés par les hommes et ont progressivement remplacé les forêts initialement présentes (Viro, 1956; Aubreville, 1965). Ces forêts qui recouvraient intégralement la Grande Terre, ne représentent aujourd'hui plus que 10 % de la superficie de l'archipel. Les mangroves, considérées comme un type de forêts spécifique, se situent principalement sur la « côte sous le vent ». Enfin, une autre formation végétale doit également son apparition à l'activité humaine de déboisement par les feux : les maquis. Les maquis se développent principalement sur les roches ultrabasiques de part et d'autre de l'archipel (Jaffré and Schmid, 1974). Dumas (2010) a également étudié l'érodibilité des sols selon ces types d'occupation du sol et montre de façon indistincte que plus la végétation (mangrove, savane, maquis, forêt) est développée, dite « dense », plus cette dernière offre une forte protection des sols. A l'inverse, les sols nus présentent la plus faible protection des sols face à l'érosion.

Les activités anthropiques exacerbent également l'érosion des sols. Le retrait du couvert végétal favorise, en effet, l'effet « splash » et le ruissellement. En Nouvelle-Calédonie, cette anthropisation s'est déroulée au cours de plusieurs périodes. Il y a 3000 ans, une déforestation avait déjà été initiée par les Mélanésiens pour accroître leurs surfaces agricoles et de pâturage. Celle-ci s'est, cependant, fortement intensifiée au cours de la colonisation de la Nouvelle-Calédonie et l'installation des Européens au milieu du XIXe siècle. A la fin du XIXe siècle, ce sont les activités minières qui débutèrent et qui se traduisirent par l'ouverture de mines à ciel ouvert, de pistes minières, de zones de prospections minières et de décharges minières. A l'heure actuelle, la DIMENC estime que 20 000 ha de sols nus de la Grande Terre (soit 1,2 % de la superficie de l'archipel) ont été générés par l'exploitation minière. Des feux de défrichement continuent également d'être régulièrement pratiqués par les populations pour l'agriculture, le pâturage mais également pour la chasse aux cervidés et cochons sauvages. Ces pratiques fragilisent les sols déjà menacés par les espèces invasives présentes sur l'archipel qui exercent un piétinement et un surpâturage des sols. Ces espèces invasives ont notamment pullulé sur l'archipel suite au retrait des armes à feu dans les années 1980. Cette décision fut prise suite à la guerre civile, les « Événements » (1984-1988) qui a confronté partisans et opposants à l'indépendance de la Nouvelle-Calédonie vis-à-vis de la France.

Une carte de sensibilité des sols a été produite à l'échelle de la Nouvelle-Calédonie (Figure 1.6). Cette étude de 2015 orchestrée par l'Observatoire de l'environnement Nouvelle-Calédonie (Oeil) a couplé à la fois les données de sensibilité des sols à l'érosion issues de l'étude de Dumas (2010) et celle des surfaces dégradées par l'activité minière produite par le service Géomatique et Télédétection en collaboration avec la Direction de l'Industrie, des Mines et de l'Energie de la Nouvelle-Calédonie (DIMENC).



Figure 1.6 : Carte de sensibilité des sols à l'érosion sur la Grande Terre (Oeil, 2015)

Cette étude montre notamment que sur la Grande Terre, 14 % des sols présentent une très forte sensibilité à l'érosion ($> 150 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), 14 % une forte sensibilité ($50 \text{ à } 150 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), 13 % une moyenne sensibilité ($12 \text{ à } 50 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) et 59 % une faible sensibilité ($0 \text{ à } \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$).

Les surfaces d'exploitation minière présentent une sensibilité à l'érosion nettement plus élevée que pour les surfaces non exploitées (Figure 1.7). En effet, plus de 60 % de surfaces exploitées par les mines sont fortement à très fortement sensibles à l'érosion contre 24 % pour les surfaces non-minières.

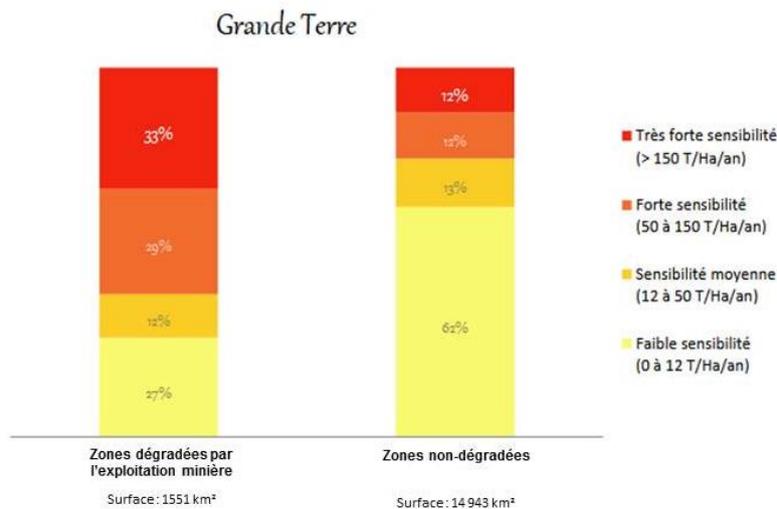


Figure 1.7 : Proportions des sols présentant des degrés de sensibilité des sols à l'érosion variables entre les zones dégradées par l'exploitations minières et les zones non dégradées sur la Grande Terre (adapté de CÉIL, 2015)

1.3. Transport et transfert des sédiments en rivière

La mobilisation et le transport des sédiments dans les cours d'eau dépendent de la connectivité au sein des bassins versants, mais aussi de l'intensité et de la durée des événements pluvieux. La forme allongée de la Grande Terre (450 km de long sur 50 km de large) et sa topographie (vallées pentues orientées perpendiculairement à la Chaîne centrale) confèrent aux bassins versants de l'île une surface de drainage relativement moyenne ($\leq 500 \text{ km}^2$ dans la plupart des cas) (Terry *et al.*, 2008). Les fortes pentes observées de part et d'autre sur l'île favorise un temps de concentration court, *i.e.* qu'il ne faut que quelques heures à une goutte d'eau pour parcourir la distance depuis le point le plus éloigné de l'exutoire du bassin versant jusqu'à celui-ci (Alric, 2009). Les bassins versants présentent donc une forte réactivité aux précipitations. Terry et al. (2018) ont notamment étudié le bassin versant de la Tontouta (522 km^2) et ont montré que 65 % des débits maximaux enregistrés sur la période 1963-2003 étaient dus aux cyclones tropicaux et que 75 % de ces débits avaient généré des inondations. D'après Baltzer and Trescases (1971), ces « crues cycloniques » sont en grande partie responsables de l'érosion mécanique des sols et du transport sédimentaire associé dans les hydro-systèmes calédoniens. La vitesse d'écoulement et la taille des particules sont les facteurs principaux influençant le cycle sédimentaire (érosion-transport-dépôt).

En étudiant les courbes granulométriques des sédiments, Baltzer and Trescases (1971) en ont déduit leurs mécanismes de transport. Les particules fines ($< 63 \mu\text{m}$) sont transportées à l'état de suspension homogène au sein de la colonne d'eau sur de plus longues distance que les sables ($< 2 \text{ mm}$)

ou les graviers/galets (<20 cm). Ces derniers, plus grossiers, sont quant à eux transportés sur de plus courtes distances par charriage (*i.e.* saltation, glissement, roulement) (Figure 1.8).

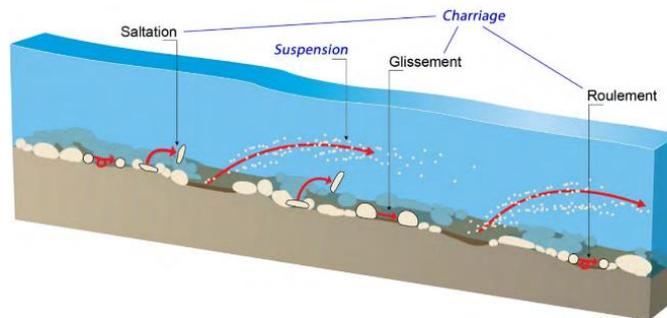


Figure 1.8 : Transport solide par charriage et suspension (adapté de Garcin et al., 2018)

Ces particules érodées se déposent et sédimentent au sein du réseau hydrographique selon leurs granulométries et la vitesse d'écoulement de l'eau. Plus les particules sont grossières, plus elles sédimentent rapidement. A l'inverse, plus elles sont fines, plus elles parcourent une distance importante. Une diminution de la vitesse d'écoulement est classiquement observée au moment de la décrue mais également lorsque la pente des versants diminue. De ce fait, plusieurs phases d'érosion et de sédimentation sont décrites sur les massifs de péridotites de Nouvelle-Calédonie (Figure 1.9). Les particules érodées au niveau des plateaux sommitaux sédimentent en partie au niveau des zones de piedmont. Ces zones de piedmont s'érodent à leur tour pour alimenter la plaine alluviale. Des sédiments déposés par des crues plus anciennes peuvent également être remobilisés. Progressivement, les particules sédimentent le long de la plaine alluviale. Une légère érosion des berges du lit mineur continue de s'exercer pour alimenter la rivière en sédiments jusqu'en aval. Les mangroves constituent, elles, l'ultime puits des particules fines. Néanmoins, des particules ultrafines (<0,1 μm) peuvent atteindre le lagon (Figure 1.9).

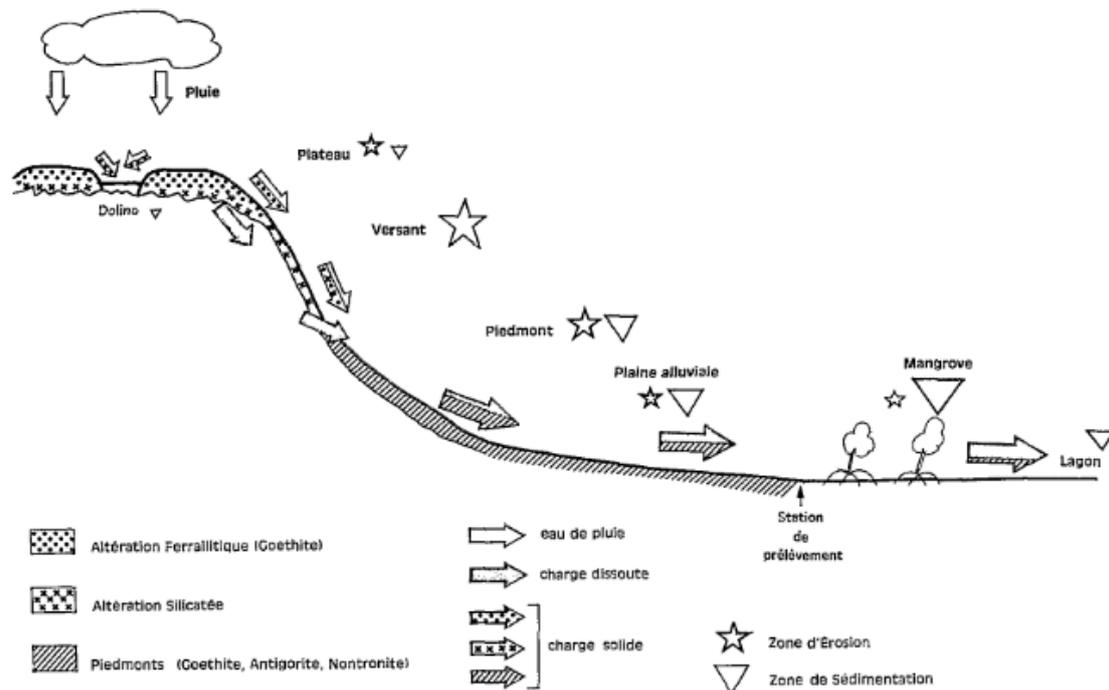


Figure 1.9 : Schéma simplifié du cycle sédimentaire sur des massifs de péridotites (Baltzer and Trescases, 1971)

2. Traçage sédimentaire

2.1. Approche

Le transport des sédiments (<2 mm) est une source de questionnements : leurs dynamiques spatiales et temporelles, les flux sédimentaires qu'ils génèrent, l'impact sur l'évolution des paysages (déplacement de matières) mais également sur le plan environnemental de par les pollutions qu'ils peuvent engendrer. En Nouvelle-Calédonie, le transport de métaux lourds (Ni, Cr, Mn, Fe) sur la phase particulaire a été observé par Juillot (2019). Mais à plus large échelle et dans d'autres contextes, ces particules peuvent transporter d'autres contaminants tels que des pesticides, des nutriments, des polychlorobiphényles (PCB) ou encore des pathogènes (Owens *et al.*, 2001; Warren *et al.*, 2003; Le Gall *et al.*, 2018). Ce sont donc ces motivations qui furent à l'origine du développement des premières méthodes de traçage sédimentaire qualifiées de *sediment fingerprinting* dans les années 1970 (Klages and Hsieh, 1975; Walling *et al.*, 1979). Initialement qualitatives, celles-ci avaient pour objectif d'identifier la nature et la localisation des sources, ce que ne pouvaient faire les approches indirectes développées précédemment (Collins and Walling, 2004). Par exemple, l'analyse de photographies aériennes pouvait fournir des informations sur les processus d'érosion et leur ampleur mais n'identifiait pas les sources sédimentaires qui y étaient associées. Pour cela, l'approche *sediment fingerprinting* fut développée. Son appellation s'explique notamment par le fait qu'elle consiste en une

analyse d'un ensemble de propriétés physiques et chimiques conservatives communes aux sédiments et à leurs sources potentielles. La capacité d'une ou plusieurs de ces propriétés à discriminer les sources entre elles permet alors par le biais d'un modèle de mélange d'estimer la contribution relative de chacune de ces sources, et donc de fournir un aspect quantitatif à cette approche (Collins *et al.*, 1996; Collins and Walling, 2002). Les informations générées par cette approche sont multiples, à la fois sur l'amélioration des connaissances scientifiques sur la dynamique des particules mais également dans la mise en place d'outils de gestion et d'aménagements du territoire pour limiter ces apports. Les avantages de cette approche, ainsi présentés, expliquent notamment son utilisation croissante depuis les années 1970 dans les études portant sur l'érosion des sols et le transfert de contaminants dans les hydro-systèmes (Walling, 2013) (Figure 1.10).

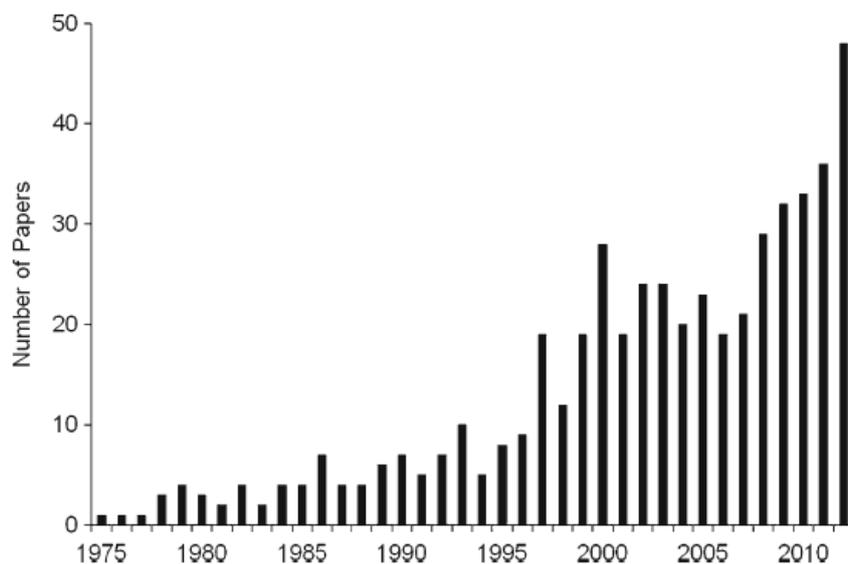


Figure 1.10 : Nombre de publications utilisant la technique *sediment fingerprinting* pour le traçage des particules depuis le début des années 1970 (Walling, 2013)

Le traçage sédimentaire repose sur l'échantillonnage de sources et de sédiments. Selon la zone d'étude et la problématique associée, deux concepts de sources peuvent être définis ; les sources dites « spatiales » liées à la localisation des sources sédimentaires (*e.g.* usages des sols, géologie, pédologie) ; ou les « sources-types » liées aux processus responsables de la mobilisation des sédiments (érosions en nappe, linéaire, de masse) (Walling, 2013). Pour représenter ces sources, deux types de prélèvements sont généralement réalisés : i) prélèvements de sols au niveau des sources et/ou ii) de laisses de crue, c'est-à-dire de sédiments déposés après une crue au niveau des affluents (Owens and Walling, 2002; Evrard *et al.*, 2011; Wilkinson *et al.*, 2013).

La nature des sédiments collectés diffère également d'une étude à l'autre. L'échantillonnage de matières en suspension (MES) est généralement privilégié car davantage représentatif de la crue et

des processus d'érosion-transport-dépôt associés. Cependant, selon les capacités techniques mises à disposition pour l'échantillonnage (*e.g.* bassin versant instrumenté versus bassin versant non-instrumenté) ou la quantité d'échantillon nécessaire pour les analyses à réaliser, d'autres types de prélèvements de sédiments plus facilement collectables peuvent être envisagés : prélèvements de laisses de crues, de sédiments via des trappes à sédiments, dans des réservoirs (barrages, étangs) ou au niveau de plaines inondables (Haddadchi *et al.*, 2013).

Ces prélèvements ainsi collectés sont par la suite analysés afin d'en déterminer les propriétés potentiellement discriminantes. Ces propriétés se classent selon quatre catégories (Davis and Fox, 2009; Walling, 2013): i) propriétés géochimiques (*e.g.* concentration des éléments majeurs et trace, rapports isotopiques), ii) biogéochimiques (*e.g.* composés organiques), iii) physiques (*e.g.* paramètres minéralogiques, susceptibilité magnétique) et iv) nucléaires (*e.g.* éléments radioactifs). De récentes innovations réalisées dans le domaine du traçage sédimentaire ont cependant permis d'élargir le spectre de ces propriétés plus classiques à d'autres l'étant moins, telles que la couleur (Poulenard *et al.*, 2009; Legout *et al.*, 2013) ou encore l'ADN (Ficetola *et al.*, 2018; Evrard *et al.*, 2019b). Selon Walling (2013), la discrimination de n sources implique de disposer de $n-1$ propriétés discriminantes ; celles-ci doivent cependant être justifiées en fonction du contexte et des caractéristiques du bassin versant étudié. Les propriétés sélectionnées doivent également et nécessairement être conservatives pour être utilisées en tant que traceurs de sources sédimentaires, c'est-à-dire qu'elles ne doivent pas subir de modifications au cours des processus d'érosion, de transport et de dépôts des particules. Les gammes de variation de ces propriétés dans les sédiments doivent, en effet, être prédictibles par rapport à celles mesurées dans les sources sédimentaires (Walling *et al.*, 1993; Koiter *et al.*, 2013).

Cette hypothèse de conservation des propriétés n'est pas implicite. En effet, une sélectivité granulométrique s'opère au moment du détachement des particules, de leur transport et de leurs dépôts. Au cours du transport, ce sont les particules fines de par leur plus faible poids qui sont transportées sur de plus longues distances et qui sédimentent le plus lentement. Cette sélectivité granulométrique résulte donc en une distribution granulométrique globalement plus fine dans les sédiments que dans les sources, pouvant induire une non-conservation des propriétés de traçage ou un biais dans l'estimation des contributions sédimentaires (Lacey *et al.*, 2017). À titre d'exemple, certaines propriétés se fixent préférentiellement sur une fraction granulométrique, ce qui peut créer un enrichissement ou à l'inverse une diminution relative des teneurs en ces propriétés dans les sédiments selon la fraction granulométrique analysée. Certaines études, pour s'affranchir de cette sélectivité granulométrique, préconise le tamisage des sources à diverses fractions granulométriques. Ces analyses peuvent être réalisées sur des fractions granulométriques allant de 2 mm à 2 μ m (Hatfield and Maher, 2009; Evrard *et al.*, 2019a). La fraction granulométrique la plus utilisée reste tout de même

la fraction inférieure à 63 μm (Owens and Walling, 2002; Navratil *et al.*, 2012). Des facteurs de corrections peuvent également se substituer ou se combiner au tamisage des sources. Ces derniers se basent notamment sur des mesures de surface spécifique (Specific Surface Area - SSA), de teneurs en carbone organique (TOC) ou en éléments radiogéniques (Horowitz and Elrick, 1987; Collins *et al.*, 1996; Foucher *et al.*, 2015). Cependant, certains auteurs avertissent sur l'utilisation de ces corrections en prévenant que celles-ci pourraient introduire plus d'erreurs qu'elles n'en corrigeraient (Smith and Blake, 2014).

Une troisième approche peut également atténuer les effets générés par cette sélection granulométrique ; il s'agit de l'approche d'échantillonnage par types d'affluents (Laceby *et al.*, 2017). Elle consiste à échantillonner des sédiments au niveau des affluents et à utiliser ces échantillons comme sources potentielles des sédiments prélevés plus en aval au niveau de la rivière principale (Figure 1.11). En effet, la sélection granulométrique se produit principalement au moment du détachement et serait donc moindre au cours de la phase de transport d'après Stone and Walling (1997). Or, en prélevant au niveau des affluents, on intégrerait en grande partie l'effet granulométrique associé au détachement. Comme il a été dit précédemment, cette méthode « atténuée » les effets liés au tri granulométrique mais ne les corrige pas.

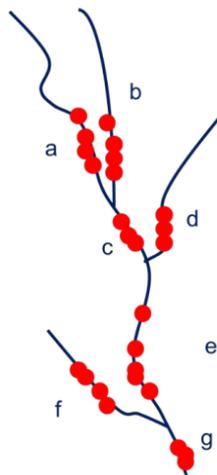


Figure 1.11 : Schéma caractérisant l'approche de traçage par type d'affluents (où c, e et g correspondent aux sédiments prélevés sur la rivière principale et a, b, d et f correspondent aux sources potentielles prélevés au niveau des affluents) (Laceby *et al.*, 2017)

La conservation des propriétés étudiées peut être vérifiée graphiquement (*e.g.* : boxplots). Cependant, un nombre croissant d'études opte pour une vérification statistique avec notamment l'utilisation du *range test*. Ce test vise à vérifier que les gammes de valeurs prises par les propriétés au sein des sédiments sont comprises entre celles mesurées dans les sources potentielles. Des niveaux de contraintes variables peuvent être appliqués sur ce test pour estimer les limites d'acceptation de

conservation des propriétés, à savoir si les valeurs trouvées dans les sédiments sont comprises entre les valeurs minimales et maximales mesurées dans les sources ou si elles sont comprises entre les valeurs moyennées plus ou moins un écart-type.

Une fois l'hypothèse de conservation vérifiée, ces propriétés sont soumises à deux autres tests statistiques. Le premier vise à ne sélectionner que les propriétés discriminant les sources entre elles. Il s'agit classiquement du test de Kruskal-Wallis qui est un test non-paramétrique et que l'on peut appliquer à n sources ($n \geq 3$). Là encore, selon le niveau de contrainte ou ce que l'on appelle le seuil de confiance, l'hypothèse nulle qui signifie qu'il n'y a pas de différences entre les sources selon la propriété étudiée peut être acceptée (non-conservation) ou rejetée (conservation). Dans notre étude, seules deux sources sédimentaires sont comparées ; c'est donc le test de U Mann-Whitney, l'équivalent du test de Kruskal-Wallis appliqué à deux sources, qui est utilisé.

Enfin, une fois les propriétés discriminantes identifiées, une analyse factorielle discriminante (AFD) est réalisée pour ne sélectionner au sein des propriétés restantes, que celles qui fournissent la meilleure discrimination entre les sources. Il peut s'agir d'une propriété (comme n égal à 2 sources) ou d'une combinaison de propriétés. Le paramètre déterminant de cette analyse est la valeur du lambda de Wilk (Λ^*). Cette valeur traduit la variance observée dans les sources. Une valeur faible traduit une variabilité faible au sein des sources (intra-sources) et donc une variabilité élevée entre les sources (inter-sources). L'objectif de l'AFD est donc de minimiser le plus possible le Λ^* .

Les propriétés sélectionnées sont ensuite intégrées dans un modèle de mélange multivarié ayant pour objectif de déterminer la contribution de chaque source sédimentaire. Plusieurs modèles de mélanges ont été développés (Haddadchi *et al.*, 2014). Cependant, chacun d'eux respectent deux conditions : chaque contribution de source doit être comprise entre 0 et 100 % ; et la somme de ces contributions doit être égale à 100 %. Dans notre cas, il s'agit de résoudre l'équation 1 à une inconnue ($n= 2$ sources) suivante :

$$A x + B (1 - x) = C \text{ Equation 1}$$

Où x est la contribution des sources minières et $1-x$ la contribution des sources non-minières. A , B , C représentent respectivement les « valeurs » des propriétés discriminantes au sein des sources minières, non-minières et des sédiments. Selon les modèles présentés dans la littérature, ces « valeurs » peuvent correspondre aux moyennes, médianes ou aux distributions de probabilités des valeurs prises par ces propriétés discriminantes. Plusieurs approches peuvent être utilisées pour minimiser l'erreur associée aux contributions des sources estimées : approche Monte-Carlo et/ou

algorithmes génétiques. La qualité d'ajustement du modèle (*Goodness Of Fit*, GOF) en est notamment déduite.

Les différentes étapes associées à l'approche de *sediment fingerprinting* sont résumées schématiquement dans la Figure 1.12.

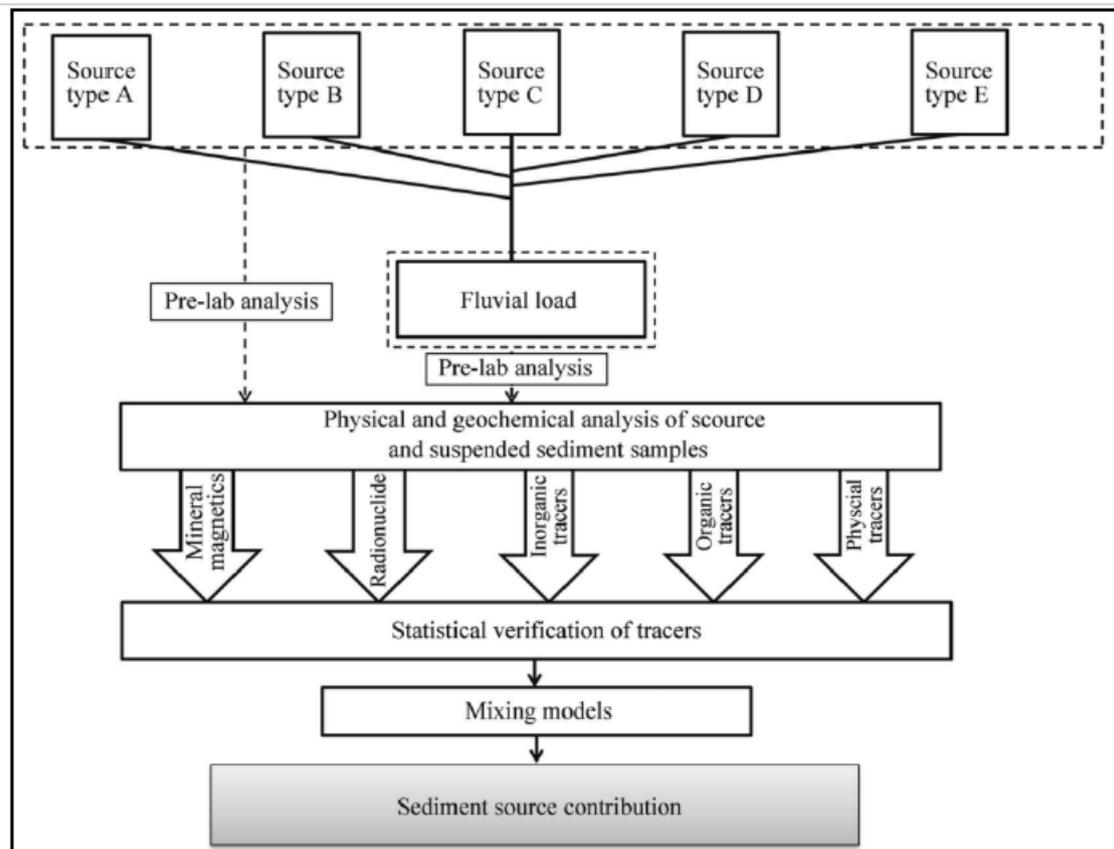


Figure 1.12 : Schéma global des étapes pour le traçage de sédiments (Haddadchi et al., 2013)

2.2. Traceurs envisagés dans le contexte calédonien

Les paragraphes suivants présentent les différents traceurs envisagés pour étudier les contributions des sources sédimentaires dans les bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie.

2.2.1. Radionucléides issus de retombées atmosphériques (^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$)

Le césium 137 (^{137}Cs) est un radionucléide émis artificiellement dans notre environnement. Produit de fission de l'uranium, ce radionucléide a été émis au cours des essais thermonucléaires réalisés sur la période 1950-1974 et au cours d'accidents nucléaires tels que ceux de Tchernobyl en 1986 (Ukraine) et de Fukushima Dai-ichi en 2011 (Japon). Comme le montre la Figure 1.13, les retombées en ^{137}Cs ont été assez inégales entre les hémisphères nord (77 %) et sud (23 %), cela résulte en grande partie d'une plus grande activité nucléaire (essais thermonucléaires et accidents nucléaires) générée dans l'hémisphère nord que dans l'hémisphère sud. Dans l'hémisphère sud, seuls les essais thermonucléaires réalisés sur la période 1952-1974 ont contribué aux retombées observées en ^{137}Cs , avec un pic souvent situé en 1965 (Arnaud *et al.*, 2006).

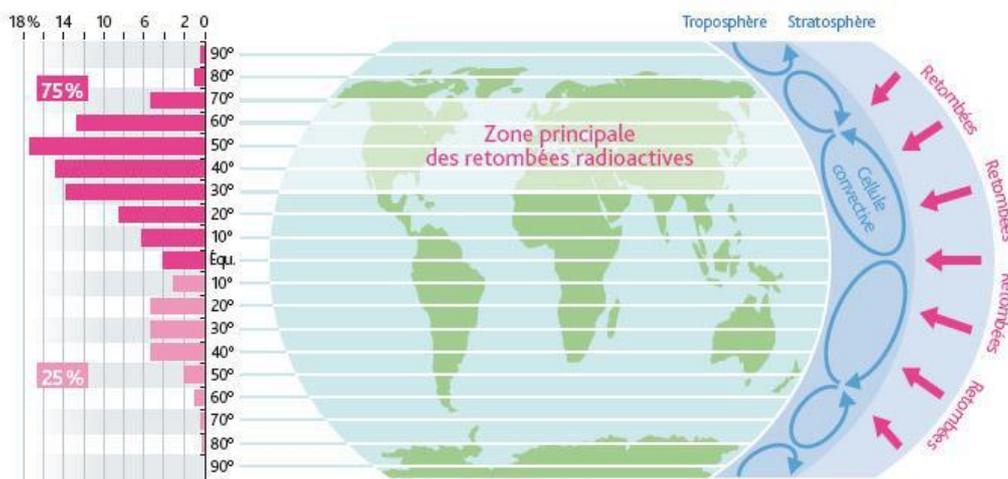


Figure 1.13 : Répartition mondiale des retombées radioactives selon la latitude (Source : IRSN)

Comme il présente une période radioactive relativement longue ($t_{1/2} = 30$ ans), le ^{137}Cs est encore détectable dans notre environnement. Il présente également une caractéristique spécifique qui lui vaut d'être largement utilisé dans les études de traçage sédimentaire. En effet, une fois émis dans l'atmosphère, le ^{137}Cs retombe à la surface du sol et s'adsorbe de façon presque irréversible aux particules fines (argiles, $< 63 \mu\text{m}$) (He and Walling, 1996). Dans un profil de sol non-remanié, l'activité mesurée en ^{137}Cs est donc maximale dans les premiers centimètres du sol et décroît de façon exponentielle avec la profondeur (Figure 1.14).

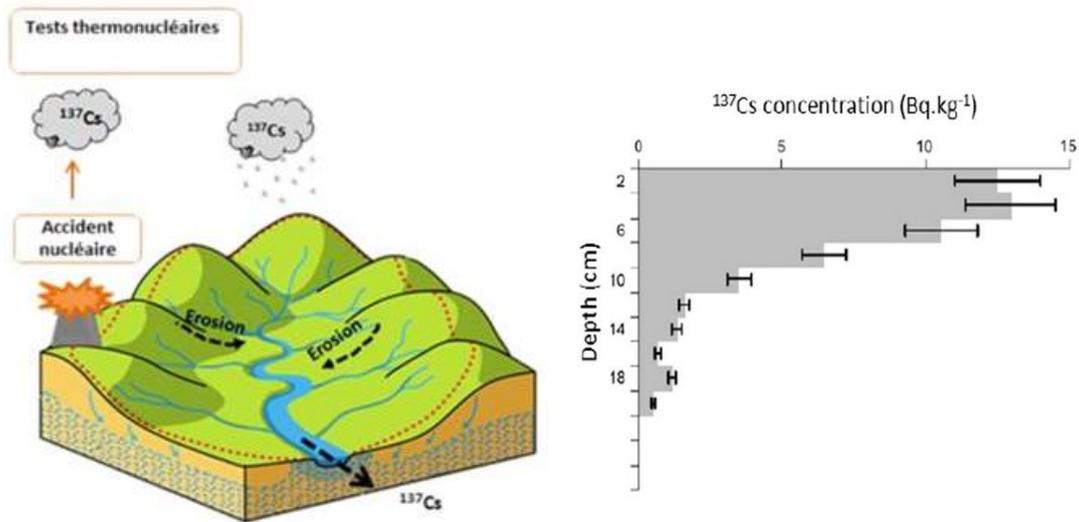


Figure 1.14 : Schéma présentant l'origine du ¹³⁷Cs (Le Gall, 2016) à gauche et son profil vertical d'activités dans un sol non-remanié (incertitudes, 2σ d'après Mabit et al. (2008))

De ce fait, lorsque des sédiments sont érodés à la surface du sol (érosion en nappe), ces derniers présentent des activités plus élevées en ¹³⁷Cs. À l'inverse, si les sédiments érodés proviennent de l'érosion des berges, de formes d'érosion linéaire ou de masse qui sont par définition moins exposées aux pluies et donc aux retombées en ¹³⁷Cs, ces derniers sont marqués avec une plus faible activité en ¹³⁷Cs. Évaluer les activités du ¹³⁷Cs au sein des MES permet alors d'estimer les contributions relatives des sources sédimentaires issues de ces processus d'érosion. Cependant, l'utilisation de ce radionucléide ne se limite pas à la seule discrimination de ces « sources-types », les contributions de plusieurs « sources spatiales » peuvent également être déterminées. Evrard *et al.* (2020) ont notamment recensé l'utilisation du ¹³⁷Cs dans des contextes d'occupation de sols variés à travers le monde (e.g. les terres en culture, pâturage, forêts, zones urbaines). Par exemple, lorsqu'on cherche à discriminer les contributions de sols cultivés, de sols non-cultivés et d'érosion de berges sur un bassin versant agricole, l'analyse des activités en ¹³⁷Cs peut s'avérer utile. En effet, si un sol est labouré, ce dernier présente une valeur moyennée plus faible en ¹³⁷Cs qu'un sol non-cultivé où les activités en ¹³⁷Cs seront maximales en surface. De la même façon, on peut faire l'hypothèse que les berges qui sont, par définition, très peu exposées aux pluies présenteront les plus faibles activités en ¹³⁷Cs. On devrait donc avoir des activités en ¹³⁷Cs de plus en plus faibles au sein des sources : sol non-cultivés > sol cultivés > berges. La logique d'utilisation de ce radionucléide reste bien souvent la même, elle dépend de l'hypothèse de traçage initiale que l'on détermine selon les sources sédimentaires que l'on cherche à discriminer.

Le plomb 210 en excès (²¹⁰Pb_{xs}) présente les mêmes caractéristiques de traçage que celles associées au ¹³⁷Cs. Ce dernier qui présente une période radioactive de 22,3 ans se trouve naturellement

dans l'environnement suite à la désintégration de l'uranium 238 (^{238}U). L' ^{238}U se désintègre selon la chaîne de désintégration suivante : ^{238}U - radium 226 (^{226}Ra) – radon 222 (^{222}Rn) – plomb 210 (^{210}Pb) dans le sol (Figure 1.15). Cependant, au cours de la formation du ^{222}Rn , une proportion de ce radionucléide s'échappe dans l'atmosphère où il continue sa désintégration en ^{210}Pb . Ce ^{210}Pb s'ajoute à celui produit dans le sol par la désintégration de ^{238}U . Le ^{210}Pb de l'atmosphère se retrouve alors en excès par rapport au ^{210}Pb , produit en équilibre séculaire par rapport au matériau parental. La différence entre ces deux plombs est nommée $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Figure 1.15).

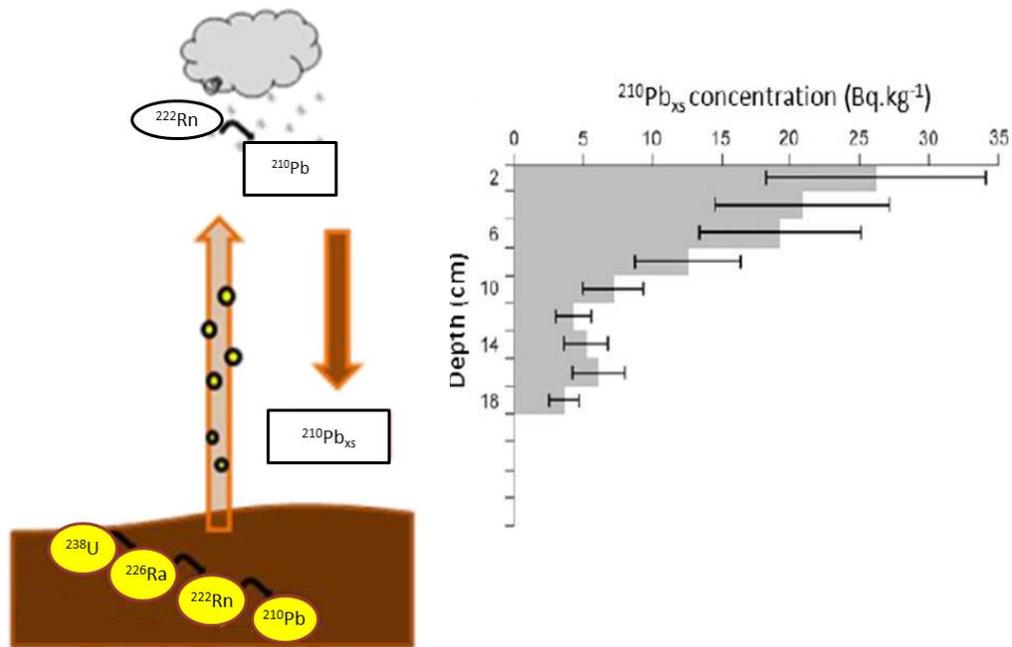


Figure 1.15 : Schéma présentant l'origine du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Le Gall, 2016) à gauche et son profil vertical d'activités dans un sol non-remanié (incertitudes, 2σ d'après Mabit et al. (2008))

De façon similaire au ^{137}Cs , le $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ retombe lors des précipitations et s'adsorbe aux particules fines du sol (argiles, $<63 \mu\text{m}$) situées en surface. La distribution de l'activité en $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ dans un sol est similaire à celui du ^{137}Cs ; celle-ci est maximale dans les premiers centimètres et décroît de façon exponentielle avec la profondeur (Figure 1.15). Cela explique notamment en quoi les propriétés de traçage de ce radionucléide sont identiques à celles du ^{137}Cs (Wallbrink *et al.*, 1998; Olley *et al.*, 2013). De plus, son utilisation n'est ni limitée dans le temps, ni dans l'espace (apports continus par les pluies) contrairement à celle du ^{137}Cs (apports ponctuels liés aux activités nucléaires produites principalement dans l'hémisphère nord, 77 % des retombées en ^{137}Cs). L'état de l'art non-exhaustif réalisé sur ces radionucléides indique que ces derniers ne semblent pas avoir été utilisés pour discriminer spécifiquement des contributions de sources sédimentaires en lien avec des activités minières.

Cependant, dans le contexte calédonien, les propriétés du ^{137}Cs et du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ pourraient se révéler utiles. En effet, les sédiments issus de l'érosion de surfaces minières (sources minières) sont majoritairement composés de matériaux de subsurface. Les industries minières excavent les couches superficielles enrichies en ^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ pour extraire les minerais nickélifères situés en profondeur, il ne reste donc en surface que des sols peu enrichis en ^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$. Dans les zones touchées par les feux de brousse et le pâturage, les sédiments peuvent provenir d'un mélange de matériaux de surface (érosion due à la pente) et de sols de subsurface (glissements de terrain). L'hypothèse qui est faite ici est de considérer des sédiments présentant des activités faibles en ^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ comme pouvant provenir davantage de sources de subsurface (sources minières) alors que des sédiments présentant des activités plus élevées en ces radioéléments seront davantage associés à un mélange de sources de subsurface et de surface (sources non-minières).

2.2.2. Radionucléides géogéniques

Les radionucléides sont dits géogéniques lorsqu'ils sont présents naturellement dans l'environnement. Notre intérêt se portera plus spécifiquement sur ceux présents dans les roches. Parmi eux, on peut notamment citer l' ^{238}U ($t_{1/2} = 4,5 \cdot 10^9$ années), le ^{226}Ra ($t_{1/2} = 1600$ ans), le thorium 234 (^{234}Th , $t_{1/2} = 24$ jours), le radium 228 (^{228}Ra , $t_{1/2} = 5,7$ ans), le ^{228}Th ($t_{1/2} = 1,9$ ans) ou encore le potassium 40 (^{40}K , $t_{1/2} = 1,2 \cdot 10^9$ années). Les trois premiers sont issus de la chaîne de désintégration de l' ^{238}U . Le ^{228}Ra et le ^{228}Th sont, quant à eux, issus de celle du ^{232}Th alors que le ^{40}K provient de sa propre chaîne de désintégration. Ces derniers, moins connus que leurs homologues issus des retombées atmosphériques (^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$), ont cependant été utilisés dans plusieurs études de traçage sédimentaire. Ils interviennent principalement comme traceurs lithologiques (Walling and Woodward, 1995; Palazón *et al.*, 2014; Zebracki *et al.*, 2015) et, dans une moindre mesure, comme traceurs d'occupation de sols en contexte agricole. Plusieurs auteurs ont en effet démontré leur efficacité pour discriminer les apports sédimentaires provenant de sols cultivés, non-cultivés et de sols de subsurface (Wallbrink, 2004; Walling, 2005; Evrard *et al.*, 2013). De la même façon que pour les radionucléides issus de retombées atmosphériques, l'état de l'art réalisé de façon non-exhaustive ne montre pas une utilisation spécifique de ces radionucléides en contexte minier.

Cependant, trois d'entre eux présentent un intérêt particulier pour le contexte calédonien : ^{238}U , ^{228}Th et ^{40}K . En effet, Sevin (2014) a mesuré ces radionucléides au sein des différentes structures lithologiques de la Nouvelle-Calédonie et a montré que des différences notables existaient entre les deux lithologies dominantes de l'archipel : les formations volcano-sédimentaires et les massifs de péridotites. Préférant convertir les activités de ^{238}U , ^{228}Th , ^{40}K ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) en concentrations élémentaires en U, Th et K ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ou parties par million – ppm), il a montré que les formations volcano-

sédimentaires étaient enrichies en U, Th et K alors que les massifs de péridotites en étaient appauvris (Figure 1.16). Ces radionucléides pourraient donc être des traceurs lithologiques et, par extension, des traceurs de l'activité minière.

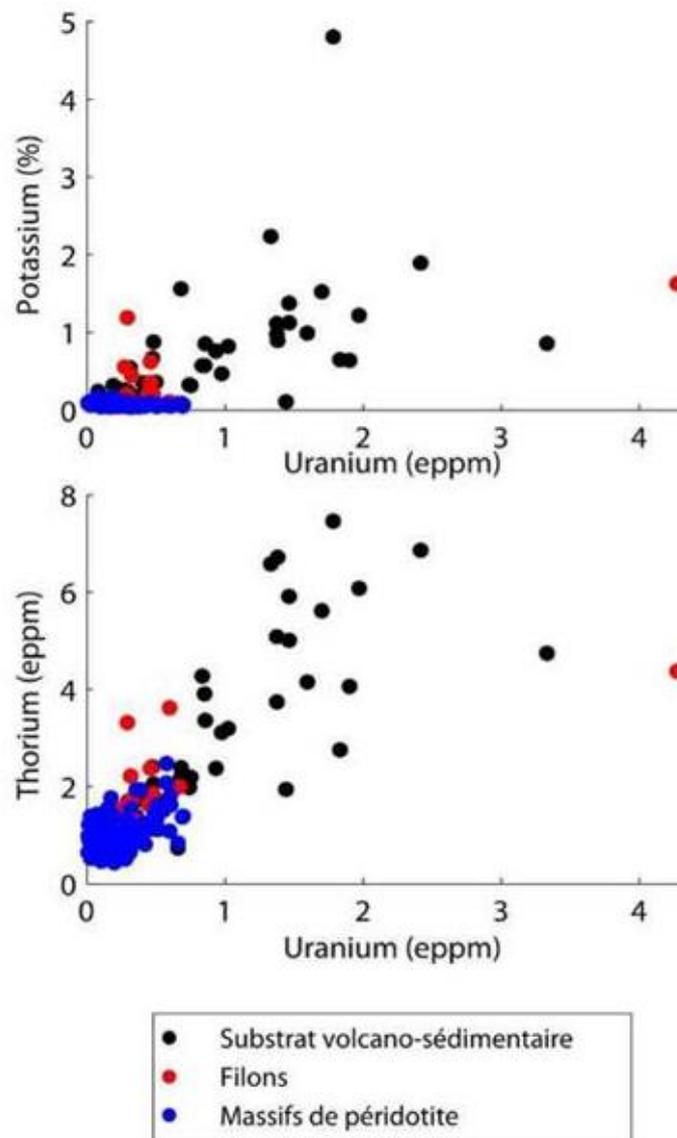


Figure 1.16 : Diagramme des teneurs de potassium en fonction de l'uranium (en haut) et du thorium en fonction de l'uranium (en bas) au sein des différentes structures lithologiques de Nouvelle-Calédonie (eppm= ppm) (Sevin, 2014)

L'hypothèse de traçage sédimentaire qui est faite ici est de considérer que de faibles teneurs en U, Th et K mesurées dans les sédiments seraient associées aux massifs de péridotites qui abritent les activités minières, alors que des sédiments présentant des concentrations élevées en U, Th et K seraient associés aux formations volcano-sédimentaires (sans activités minières).

2.2.3. Géochimie élémentaire

Une composition géochimique élémentaire spécifique est associée à chaque type de roche présente sur Terre. Les sols de surface présentent donc une signature géochimique très similaire à

celle des roches dont ils sont issus. Cette signature géochimique peut varier selon les processus de formation appliqués à ces sols et l'occupation de ces sols. Lorsqu'un sol est érodé, celui-ci va fournir des sédiments présentant une signature géochimique similaire à la sienne (Klages and Hsieh, 1975; Motha *et al.*, 2002). Parmi, les propriétés géochimiques fréquemment utilisées dans les études de traçage sédimentaire, on compte notamment les éléments majeurs (*e.g.* K, Ca, Si, Al, Mg), les éléments traces (*e.g.* rubidium, strontium) et les métaux lourds (*e.g.* Ni, Cu, Co, Zn). Si ces propriétés géochimiques sont conservatives au cours du détachement, du transport et du dépôt, elles peuvent être utilisées comme traceurs potentiels de sources sédimentaires. Olley and Caitcheon (2000) et Laceby *et al.* (2015) ont notamment montré que l'efficacité seule de la géochimie élémentaire pouvait discriminer les apports sédimentaires de différentes lithologies.

De la même façon que pour les radionucléides géogéniques, les propriétés géochimiques pourraient discriminer les deux lithologies dominantes de la Nouvelle-Calédonie. En effet, celles-ci sont très spécifiques et largement décrites dans la littérature. Les massifs de péridotites et le profil latéritique qui y sont associés présentent des teneurs élevées en métaux lourds (*e.g.* Fe, Ni, Cr, Co) que l'on ne retrouve pas dans les formations volcano-sédimentaires ; et c'est notamment le Ni qui concentre toute l'attention du secteur minier calédonien. À titre d'exemple, l'étude de Pearson *et al.* (2014) montre que des teneurs élevées en métaux lourds dans des sédiments prélevés en aval de bassins versants miniers peuvent être statistiquement considérées comme une caractéristique de la contribution sédimentaire des affluents miniers associés. Ces mêmes éléments sont également analysés pour reconstruire la contamination en métaux de bassins versants miniers (Coulthard and Macklin, 2003; Nguyen *et al.*, 2009).

Le profil latéritique des sols de Nouvelle-Calédonie est notamment décrit par des teneurs variables en métaux lourds (Figure 1.17). Le Ni, par exemple, est moindre en surface et dans les latérites rouges (0,3 % - 0,9 %) par rapport aux latérites jaunes (1,2 % - 1,7 %) et aux saprolites (1,2 % - 3 %) qui sont, eux, exploités pour leur teneur plus élevée en Ni.

L'hypothèse de traçage qui est avancée ici est de considérer que des sédiments présentant des teneurs élevées en métaux lourds, comme le Ni, seront davantage associés aux minerais nickélicifères

(sources minières) alors que des teneurs faibles en ces mêmes éléments seront plutôt caractéristiques de contributions de sources non-minières.

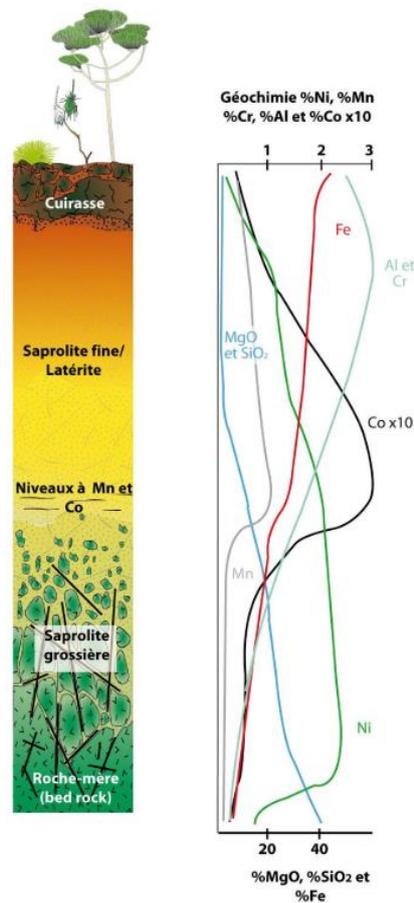


Figure 1.17 : Profils verticaux des teneurs de différents éléments géochimiques (Fe, Al, Cr, Co, Mn, Ni) et oxydés (MgO, SiO₂) au sein du profil latéritique des massifs de péridotite de Nouvelle-Calédonie (Sevin, 2014)

2.2.4. Couleur

Lorsque l'on éclaire un matériau avec une lumière blanche, celui-ci absorbe une partie de ce rayonnement et en réfléchit l'autre partie. C'est ce rayonnement réfléchi qui détermine la couleur du matériau. Ce rayonnement est un spectre électromagnétique composé de différentes longueurs d'onde allant de 400 nm (violet) à 700 nm (rouge). Par exemple, une feuille est verte car elle absorbe toutes les autres longueurs d'onde sauf celles qui sont associées au vert, celles-ci nous sont réfléchies. De la même façon, chaque sol réfléchit son propre spectre de lumière et présente donc sa propre « couleur ». Cette couleur est liée aux constituants géochimiques composant le sol. Par exemple, il est classiquement observé que des sols rougeâtres vont traduire la présence d'hématite et les sols jaunâtres, celle de la goethite. Cependant, plusieurs exceptions existent, comme l'a démontré Ségalen (1969) et l'attribution systématique d'une couleur de sol à un minéral doit être vérifiée. Néanmoins, ces observations ont conduit à des études plus approfondies qui ont permis de démontrer qu'en effet, les spectres électromagnétiques dans le visible (400-700 nm) mais également dans le proche

infrarouge (700-2500 nm, Near infrared, NIR) et l'infrarouge moyen (2500-25000 nm, Mid-Infrared, MIR) étaient une source d'informations quant aux composantes géochimiques et organiques constituant les sols (Rossel *et al.*, 2006b). Ces mêmes propriétés (spectres dans le visible, NIR, MIR) se sont par la suite révélées pertinentes pour le traçage sédimentaire de sources (Poulenard *et al.*, 2009; Brosinsky *et al.*, 2014). À partir du spectre visible, des paramètres colorimétriques ont pu également être déduits (Rossel *et al.*, 2006a). Martínez-Carreras *et al.* (2010), Legout *et al.* (2013) et plus récemment Evrard *et al.* (2019a) ont notamment démontré que l'utilisation de ces derniers étaient efficaces dans la discrimination et le traçage des sources sédimentaires.

Lors des campagnes de terrain en Nouvelle Calédonie, un contraste visuel a pu être observé entre les sédiments déposés sur les affluents drainant des zones d'activités minières (affluents-miniers) et les affluents qui ne drainaient aucunes zones d'activités minières (affluents non-miniers). Les premiers présentaient une couleur rouge-orangée alors que les seconds étaient plutôt gris clairs (Figure 1.18).



Figure 1.18 : Vues de laisses de crues déposées à proximité d'affluents miniers (à gauche) et non-miniers (à droite)

Cette coloration rouge pourrait notamment être due à la présence d'hématite caractéristique des latérites rouges (stériles miniers) et de goethite spécifique aux latérites jaunes (minerais nickélifères exploités) (Schwertmann and Latham, 1986). Ce contraste visuel pourrait permettre de discriminer les sources minières et les sources non-minières. Dans cette étude, les traceurs potentiels envisagés sont les paramètres couleurs et le spectre visible. Les paramètres colorimétriques seront testés individuellement et en association avec des propriétés géochimiques de façon similaire à ce qui a été fait au cours de l'étude de traçage sédimentaire de Tiecher *et al.* (2015). En effet, les auteurs de cette étude ont montré que l'association de ces deux familles de traceurs fournissait une meilleure discrimination que celle qu'offrait individuellement l'analyse des spectres dans le visible, de la géochimie élémentaire et des paramètres colorimétriques.

À la différence des autres traceurs présentés (radionucléides issus de retombées atmosphériques, radionucléides géogéniques, géochimie élémentaire et paramètres colorimétriques), les contributions sédimentaires basées sur l'analyse des spectres dans le visible ne seront pas estimées à partir d'un modèle mathématique comme décrit précédemment. En effet, les spectres dans le visible se composent d'un nombre conséquent de longueurs d'onde (400-700 nm) qu'il faut traiter individuellement, et cela pour chaque échantillon de sédiment prélevé. Cela représente donc une grande quantité d'informations. Les modèles mathématiques multivariés ne sont pas les plus adaptés pour leurs traitements. De ce fait, une autre approche statistique a été envisagée par Poulenard *et al.* (2012). Elle consiste à construire un modèle expérimental. Pour construire ce modèle, des mélanges artificiels en laboratoire sont créés à partir des sources sédimentaires ($n= 2$ dans notre étude). Ces sources sédimentaires sont mélangées en différentes proportions connues. Par exemple, un mélange artificiel peut se composer de 25 % d'échantillon de sources minières et 75 % d'échantillon de sources non-minières. Ces mélanges ainsi créés doivent couvrir une gamme de contributions allant de 0 à 100 % pour les deux sources. Par exemple un premier mélange, mélange 1, sera composé de 0 % de sources minières et 100 % de sources non-minières, un mélange 2, en proportion 5 % - 95 %, et ainsi de suite jusqu'au mélange n , en proportion 100 % - 0 %.

Chaque mélange artificiel se caractérise par un couple défini de contributions sédimentaires (x , $1-x$) et d'un spectre dans le visible qui lui est propre. Ce sont ces deux types d'informations que l'on donne au modèle pour le construire. Il s'agit d'un modèle de régression linéaire des moindres carrées (Partial Least Square Regression, PLSR) où la contribution des sources sédimentaires dans les mélanges artificiels correspond aux variables dépendantes et les différentes intensités mesurées au niveau des longueurs d'onde du spectre dans le visible sont les variables explicatives. Comme il y a deux sources, deux modèles PLSR sont nécessaires, l'un pour les sources minières (variables dépendantes : x), l'autre pour les sources non-minières (variables dépendantes : $1-x$). Une partie des mélanges artificiels sert à calibrer le modèle, l'autre sert à le valider. En fonction des spectres obtenus dans le visible sur des sédiments de rivières, la contribution sédimentaire de chacune des sources peut donc être déterminée à partir de ces deux modèles PLSR. Les étapes de ce modèle sont plus largement décrites dans le chapitre 4 du manuscrit.

3. Références bibliographiques

Alric, R., (2009) Recueil des débits caractéristiques de la Nouvelle Calédonie. Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales (DAVAR). Service de l'eau des statistiques et études rurales. Observatoire de la ressource en eau Nouméa.

Arnaud, F., Magand, O., Chapron, E., Bertrand, S., Boès, X., Charlet, F., Mélières, M.-A. (2006) Radionuclide dating (210Pb, 137Cs, 241Am) of recent lake sediments in a highly active geodynamic setting (Lakes Puyehue and Icalma—Chilean Lake District). *Science of The Total Environment* 366, 837-850.

Aubreville, A. (1965) Les reliques de la flore des Conifères tropicaux en Australie et en Nouvelle-Calédonie. *Adansonia* 4, 1-1.

Baltzer, F., Trescases, J. (1971) Erosion, transport et sédimentation liés aux cyclones tropicaux dans les massifs d'ultrabasites de Nouvelle-Calédonie. *Cahiers ORSTOM Série Géologie* 3, 221-244.

Boiffin, J. (1984) La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies. La dégradation structurale des couches superficielles du sol sous l'action des pluies, Institut National Agronomique Paris Grignon (1984).

Bonneau, M., Souchier, B. (1979) Méthodes pratiques d'analyses des sols. *Pédologie: constituants et propriétés des sols*, Masson, Paris 2, 440-454.

Brosinsky, A., Foerster, S., Segl, K., Kaufmann, H. (2014) Spectral fingerprinting: sediment source discrimination and contribution modelling of artificial mixtures based on VNIR-SWIR spectral properties. *Journal of Soils and Sediments* 14, 1949-1964.

Collins, A., Walling, D. (2002) Selecting fingerprint properties for discriminating potential suspended sediment sources in river basins. *Journal of Hydrology* 261, 218-244.

Collins, A.L., Walling, D.E. (2004) Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* 28, 159-196.

Collins, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (1996) Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial suspended sediment : a case study of the Exe and Severn river basins, United Kingdom. *Géomorphologie* 2, 41-53.

Coulthard, T.J., Macklin, M.G. (2003) Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology* 31, 451-454.

Danloux, J., Laganier, R., (1991) Classification et quantification des phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation sur les bassins touchés par l'exploitation minière en Nouvelle Calédonie.

Davis, C.M., Fox, J.F. (2009) Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. *J Environ Eng* 135, 490-504.

Dumas, P. (2010) Méthodologie de cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion appliquée à la région de Dumbéa à Païta-Bouloupari (Nouvelle-Calédonie). *Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de géographie de Bordeaux* 63, 567-584.

Evrard, O., Chaboche, P.A., Ramon, R., Foucher, A., Laceby, J.P. (2020) A global review of sediment source fingerprinting research incorporating fallout radiocesium (137Cs). *Geomorphology*.

Evrard, O., Durand, R., Foucher, A., Tiecher, T., Sellier, V., Onda, Y., Lefèvre, I., Cerdan, O., Laceby, J.P. (2019a) Using spectrocolourimetry to trace sediment source dynamics in coastal catchments draining the main Fukushima radioactive pollution plume (2011–2017). *Journal of Soils and Sediments*, 1-12.

Evrard, O., Laceby, J.P., Ficetola, G.F., Gielly, L., Huon, S., Lefèvre, I., Onda, Y., Poulénard, J. (2019b) Environmental DNA provides information on sediment sources: A study in catchments affected by Fukushima radioactive fallout. *Sci Total Environ* 665, 873-881.

Evrard, O., Navratil, O., Ayrault, S., Ahmadi, M., Némery, J., Legout, C., Lefèvre, I., Poirel, A., Bonté, P., Esteves, M. (2011) Combining suspended sediment monitoring and fingerprinting to determine the spatial origin of fine sediment in a mountainous river catchment. *Earth Surface Processes and Landforms* 36, 1072-1089.

- Evrard, O., Poulenard, J., Némery, J., Ayrault, S., Gratiot, N., Duvert, C., Prat, C., Lefèvre, I., Bonté, P., Esteves, M. (2013) Tracing sediment sources in a tropical highland catchment of central Mexico by using conventional and alternative fingerprinting methods. *Hydrological Processes* 27, 911-922.
- Ficetola, G.F., Poulenard, J., Sabatier, P., Messenger, E., Gielly, L., Leloup, A., Etienne, D., Bakke, J., Malet, E., Fanget, B. (2018) DNA from lake sediments reveals long-term ecosystem changes after a biological invasion. *Sci Adv* 4, eaar4292.
- Flageollet, J.-C. (1989) *Les mouvements de terrain et leur prévention*. Masson.
- Foucault, A., Raoult, J.-F. (1995) *Dictionnaire de géologie*.
- Foucher, A., Lacey, P.J., Salvador-Blanes, S., Evrard, O., Le Gall, M., Lefèvre, I., Cerdan, O., Rajkumar, V., Desmet, M. (2015) Quantifying the dominant sources of sediment in a drained lowland agricultural catchment: The application of a thorium-based particle size correction in sediment fingerprinting. *Geomorphology* 250, 271-281.
- Garcin, M., Richard, D., Liébault, F., Recking, A., Piton, G., Sabinot, C., Worliczek, E., Lesimple, S., Bertrand, M., Gastaldi, Y., (2018) *Gestion du passif de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie. Guide méthodologique 2018. CNRT "Nickel et son environnement"*.
- Haddadchi, A., Olley, J., Lacey, P. (2014) Accuracy of mixing models in predicting sediment source contributions. *Science of The Total Environment* 497, 139-152.
- Haddadchi, A., Ryder, D.S., Evrard, O., Olley, J. (2013) Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. *Int J Sediment Res* 28, 560-578.
- Hatfield, R.G., Maher, B.A. (2009) Fingerprinting upland sediment sources: particle size-specific magnetic linkages between soils, lake sediments and suspended sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 1359-1373.
- He, Q., Walling, D. (1996) Use of fallout Pb-210 measurements to investigate longer-term rates and patterns of overbank sediment deposition on the floodplains of lowland rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 141-154.
- Hjulstrom, F. (1935) Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris, Bulletin. Geological Institute Upsala 25, 221-527.
- Horowitz, A.J., Elrick, K.A. (1987) The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry* 2, 437-451.
- Horton, R.E. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins; hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological society of America bulletin* 56, 275-370.
- Hudson, N. (1963) Raindrop size distribution in high intensity storms. *Rhodesian Journal of Agricultural Research* 1, 6-11.
- Jaffré, T., Schmid, M. (1974) Accumulation du nickel par une Rubiacée de Nouvelle-Calédonie, *Psychotria douarrei* (G. Beauvisage) Däniker. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences. Série D: Sciences Naturelles* 278, 1727-1730.
- Juillot, F. (2019) – Rapport scientifique final. Programme « Dynamique des métaux de la mine au lagon ». CNRT « Nickel & son environnement ». 202 pages.
- Klages, M., Hsieh, Y. (1975) Suspended Solids Carried by the Gallatin River of Southwestern Montana: II. Using Mineralogy for Inferring Sources 1. *Journal of Environmental Quality* 4, 68-73.
- Koiter, A.J., Owens, P.N., Peticrew, E.L., Lobb, D.A. (2013) The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth-Science Reviews* 125, 24-42.
- Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N. (2017) The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Sci. Rev.* 169, 85-103.
- Lacey, J.P., McMahon, J., Evrard, O., Olley, J. (2015) A comparison of geological and statistical approaches to element selection for sediment fingerprinting. *J Soils Sediments* 15, 2117-2131.
- Laganier, R., (1994) *Contribution à l'étude des processus d'érosion et des risques naturels dans les îles du sud-ouest pacifique (Nouvelle-Calédonie et îles Salomon)* Texte imprimé. Lille 1.
- Latham, M., Quantin, P., Aubert, G. (1978) *Etude des sols de la Nouvelle-Calédonie: nouvel essai sur la classification, la caractérisation, la pédogenèse et les aptitudes des sols de Nouvelle-Calédonie:*

Références bibliographiques

carte pédologique de la Nouvelle-Calédonie à 1/1000 000: carte d'aptitudes culturale et forestière des sols de Nouvelle-Calédonie à 1/1 000 000. Notice Explicative 78.

Le Bissonnais, Y., Thorette, J., Bardet, C., Daroussin, J. (2002) L'érosion hydrique des sols en France. Rapport INRA, IFEN 106.

Le Bissonnais, Y.I. (1996) Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal of soil science* 47, 425-437.

Le Gall, M., (2016) Traçage des sources de sédiments à l'amont des hydrosystèmes agricoles: apport de la géochimie élémentaire, du rapport $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ et des radionucléides. Paris Saclay.

Le Gall, M., Ayrault, S., Evrard, O., Lacey, J.P., Gateuille, D., Lefèvre, I., Mouchel, J.-M., Meybeck, M. (2018) Investigating the metal contamination of sediment transported by the 2016 Seine River flood (Paris, France). *Environmental Pollution* 240, 125-139.

Legout, C., Poulenard, J., Nemery, J., Navratil, O., Grangeon, T., Evrard, O., Esteves, M. (2013) Quantifying suspended sediment sources during runoff events in headwater catchments using spectrophotometry. *J Soils Sediments* 13, 1478-1492.

Leguédou, S., Planchon, O., Legout, C., Le Bissonnais, Y. (2005) Splash projection distance for aggregated soils. *Soil Science Society of America Journal* 69, 30-37.

Lowry, P., (1998) Diversity, endemism, and extinction in the flora of New Caledonia: a review, *Proc Int Symp on Rare, Threatened, and Endangered Floras of Asia and the Pacific*. Monograph ed. Taipei, Taiwan: Institute of Botany, Academia Sinica, pp. 181-206.

Mabit, L., Benmansour, M., Walling, D. (2008) Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , ^{210}Pb and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation. *Journal of environmental radioactivity* 99, 1799-1807.

Martínez-Carreras, N., Udelhoven, T., Krein, A., Gallart, F., Iffly, J.F., Ziebel, J., Hoffmann, L., Pfister, L., Walling, D.E. (2010) The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: application to the Atert River catchment (Luxembourg). *J Hydrol* 382, 49-63.

Maurizot, P., Delfau, M. (1995) Cartographie de la sensibilité à l'érosion, Province Sud de Nouvelle-Calédonie. Rapport BRGM n R 38660.

Maurizot, P., Lafoy, Y. (2001) Cartographie des formations superficielles et des aléas mouvements de terrain et érosion en Nouvelle-Calédonie – Zone de Thio, Rap. BRGM / R P 50845- FR.

Motha, J., Wallbrink, P., Hairsine, P., Grayson, R. (2002) Tracer properties of eroded sediment and source material. *Hydrological Processes* 16, 1983-2000.

Navratil, O., Evrard, O., Esteves, M., Legout, C., Ayrault, S., Némery, J., Mate-Marin, A., Ahmadi, M., Lefèvre, I., Poirel, A. (2012) Temporal variability of suspended sediment sources in an alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting. *Earth Surface Processes and Landforms* 37, 828-846.

Nguyen, H., Braun, M., Szaloki, I., Baeyens, W., Van Grieken, R., Leermakers, M. (2009) Tracing the metal pollution history of the Tisza River through the analysis of a sediment depth profile. *Water, air, and soil pollution* 200, 119-132.

Oades, J., Waters, A. (1991) Aggregate hierarchy in soils. *Soil Research* 29, 815-828.

Olley, J., Brooks, A., Spencer, J., Pietsch, T., Borombovits, D. (2013) Subsoil erosion dominates the supply of fine sediment to rivers draining into Princess Charlotte Bay, Australia. *J Environ Radioact* 124, 121-129.

Olley, J., Caitcheon, G. (2000) Major element chemistry of sediments from the Darling-Barwon river and its tributaries: implications for sediment and phosphorus sources. *Hydrol. Process.* 14, 1159-1175.

Owens, P.N., Walling, D.E. (2002) The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Water Res.* 36, 685-701.

Owens, P.N., Walling, D.E., Carton, J., Meharg, A.A., Wright, J., Leeks, G.J.L. (2001) Downstream changes in the transport and storage of sediment-associated contaminants (P, Cr and PCBs) in agricultural and industrialized drainage basins. *Sci. Total Environ.* 266, 177-186.

Palazón, L., Gaspar, L., Latorre, B., Blake, W., Navas, A. (2014) Evaluating the importance of surface soil contributions to reservoir sediment in alpine environments: a combined modelling and fingerprinting approach in the Posets-Maladeta Natural Park. *Solid Earth* 5, 963-978.

Paul-Hus, C., (2011) Méthodes d'étude de l'érosion et gestion des sites dégradés en Nouvelle-Calédonie. Université de Sherbrooke.

Pearson, B., Whittle, P., French, B., Chen, J., (2014) Tracking the fate of mine derived sediments using chemical fingerprinting and statistical analysis, International Mine Water Association Annual Conference.

Perchat, C. (2003) Traitement et analyse des données pluviométriques de la Nouvelle-Calédonie. DAVAR and Météo France, 45p.

Poulenard, J., Legout, C., Nemery, J., Bramorski, J., Navratil, O., Douchin, A., Fanget, B., Perrette, Y., Evrard, O., Esteves, M. (2012) Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry (DRIFTS): A case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). *Journal of Hydrology* 414, 452-462.

Poulenard, J., Perrette, Y., Fanget, B., Quetin, P., Trevisan, D., Dorioz, J.-M. (2009) Infrared spectroscopy tracing of sediment sources in a small rural watershed (French Alps). *Science of The Total Environment* 407, 2808-2819.

Rey, F., Ballais, J.-L., Marre, A., Rovera, G. (2004) Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes rendus géoscience* 336, 991-998.

Roose, E. (1994) Introduction à la gestion conservatoire de l'eau, de la biomasse et de la fertilité des sols (GCES).

Roose, E., Lelong, F. (1976) Les facteurs de l'érosion hydrique en Afrique Tropicale. Études sur petites parcelles expérimentales de sol. *Revue de géographie physique et de géologie dynamique* 18, 365-374.

Rossel, R.V., Minasny, B., Roudier, P., McBratney, A. (2006a) Colour space models for soil science. *Geoderma* 133, 320-337.

Rossel, R.V., Walvoort, D., McBratney, A., Janik, L.J., Skjemstad, J. (2006b) Visible, near infrared, mid infrared or combined diffuse reflectance spectroscopy for simultaneous assessment of various soil properties. *Geoderma* 131, 59-75.

Rouet, I., (2009) Caractérisation et éléments de quantification d'aléas naturels liés à l'évolution des versants dans les massifs ultrabasiques de Nouvelle-Calédonie. Nouvelle Calédonie.

Salomon, J.-N., Hoffmann, F. (2008) Note sur les laves torrentielles (Debris Flow) et les coulées boueuses (Mud Flow). *Travaux du Laboratoire de Géographie Physique Appliquée* 26, 87-90.

Schwertmann, U., Latham, M. (1986) Properties of iron oxides in some New Caledonian oxisols. *Geoderma* 39, 105-123.

Ségalen, P. (1969) Contribution à la connaissance de la couleur des sols à sesquioxydes de la zone intertropicale: sols jaunes et sols rouges. *Cah. Orstom, Sér. Pédol* 7, 225-236.

Sevin, B., (2014) Cartographie du régolithe sur formation ultrabasique de Nouvelle-Calédonie: Localisation dans l'espace et le temps des gisements nickélicifères. Nouvelle Calédonie.

Smith, H.G., Blake, W.H. (2014) Sediment fingerprinting in agricultural catchments: A critical re-examination of source discrimination and data corrections. *Geomorphology* 204, 177-191.

Stengel, P., Douglas, J., Guerif, J., Goss, M., Monnier, G., Cannell, R. (1984) Factors influencing the variation of some properties of soils in relation to their suitability for direct drilling. *Soil and Tillage research* 4, 35-53.

Stone, P., Walling, D. (1997) Particle size selectivity considerations in suspended sediment budget investigations. *Water, air, and soil pollution* 99, 63-70.

Terry, J.P., Kostaschuk, R.A., Wotling, G. (2008) Features of tropical cyclone-induced flood peaks on Grande Terre, New Caledonia. *Water Environ J* 22, 177-183.

Terry, J.P., Wotling, G. (2011) Rain-shadow hydrology: Influences on river flows and flood magnitudes across the central massif divide of La Grande Terre Island, New Caledonia. *Journal of Hydrology* 404, 77-86.

Références bibliographiques

- Thomas, M.F. (1994) *Geomorphology in the tropics: a study of weathering and denudation in low latitudes*. John Wiley & Sons.
- Tiecher, T., Caner, L., Minella, J.P., dos Santos, D.R. (2015) Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. *Sci Total Environ* 527-528, 135-149.
- Virot, R. (1956) *La végétation canaque*. Editions du Muséum.
- Wallbrink, P., Murray, A., Olley, J., Olive, L. (1998) Determining sources and transit times of suspended sediment in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Water Resour Res* 34, 879-887.
- Wallbrink, P.J. (2004) Quantifying the erosion processes and land-uses which dominate fine sediment supply to Moreton Bay, Southeast Queensland, Australia. *Journal of environmental radioactivity* 76, 67-80.
- Walling, D., Peart, M., Oldfield, F., Thompson, R. (1979) Suspended sediment sources identified by magnetic measurements. *Nature* 281, 110.
- Walling, D., Woodward, J. (1995) Tracing sources of suspended sediment in river basins: a case study of the River Culm, Devon, UK. *Marine and Freshwater Research* 46, 327-336.
- Walling, D., Woodward, J., Nicholas, A. (1993) A multi-parameter approach to fingerprinting suspended-sediment sources. *IAHS publication*, 329-338.
- Walling, D.E. (2005) Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Sci Total Environ* 344, 159-184.
- Walling, D.E. (2013) The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *J Soils Sediments* 13, 1658-1675.
- Warren, N., Allan, I., Carter, J., House, W., Parker, A. (2003) Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments—a review. *Applied Geochemistry* 18, 159-194.
- Wilkinson, S.N., Hancock, G.J., Bartley, R., Hawdon, A.A., Keen, R.J. (2013) Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 180, 90-102.
- Zebracki, M., Eyrolle-Boyer, F., Evrard, O., Claval, D., Mourier, B., Gairoard, S., Cagnat, X., Antonelli, C. (2015) Tracing the origin of suspended sediment in a large Mediterranean river by combining continuous river monitoring and measurement of artificial and natural radionuclides. *Science of The Total Environment* 502, 122-132.

Chapitre 2 Présentation du site d'étude - Matériels et méthodes

Le bassin versant de Thio a été choisi pour cette étude car celui-ci illustre particulièrement bien l'évolution de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie de ses débuts dans les années 1880 jusqu'à maintenant ; il est en effet considéré comme le berceau de l'activité minière sur l'archipel. Ce chapitre a pour objectif de présenter de façon non-exhaustive les caractéristiques naturelles et anthropiques de ce bassin versant en lien avec les processus et facteurs d'érosion décrits dans le chapitre 1. Il détaille également les stratégies d'échantillonnage ainsi que les techniques analytiques utilisées.

1.Présentation du site d'étude

Localisé sur la côte Est de la Grande Terre (Figure 2.1), le bassin versant de Thio draine une superficie de 397 km². Il présente un relief montagneux, avec une altitude moyenne de 416 m au-dessus du niveau de la mer (min : 0 m, max : 1392 m) et une pente moyenne de 45 %. Ce relief montagneux s'explique notamment par le fait que le bassin versant de Thio intègre d'une part, l'extrémité des massifs de la Chaîne Centrale sur sa partie occidentale et d'autre part, le haut des massifs du Sud (massifs de péridotites) sur sa partie orientale. De par sa localisation sur la « côte au vent », le bassin versant de Thio reçoit en moyenne 1620 mm de pluie par an, soit un peu plus que sur la côte Ouest (1500 mm). Cette valeur est toutefois inférieure aux observations de précipitations de la « côte au vent » (2500-4000 mm). La répartition spatiale des pluies à l'échelle du bassin versant est également assez inégale, notamment en raison de l'effet orographique. Au niveau des sommets, un cumul moyen de pluie de 2500 mm est enregistré annuellement alors que seulement 1250 mm de pluie sont mesurés dans les vallées (Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales, DAVAR). Les précipitations sont minimales entre août et octobre (moins de 200 mm) et maximales au cours de la saison des cyclones et plus particulièrement entre janvier et mars (~700 mm ; Figure 2.2). D'après les relevés météorologiques, certains cyclones ont fourni jusqu'à 20 % des précipitations annuelles enregistrées sur le bassin versant. Ces mesures météorologiques sont réalisées à partir de 8 stations pluviométriques installées sur le bassin versant. Trois stations (*i.e.* Thio Plateau, Camps des Sapins et Thio village) sont administrées par Météo France et cinq (*i.e.* Kouaré, Bel-Air, Ningua, Kuenthio et Mont Do) le sont par la DAVAR (Figure 2.1). Certaines d'entre elles fournissent des relevés pluviométriques depuis 1952 (*e.g.* Thio village) et d'autres plus récentes sont en fonctionnement depuis 2008 (*e.g.* Thio Plateau, Camps des Sapins).

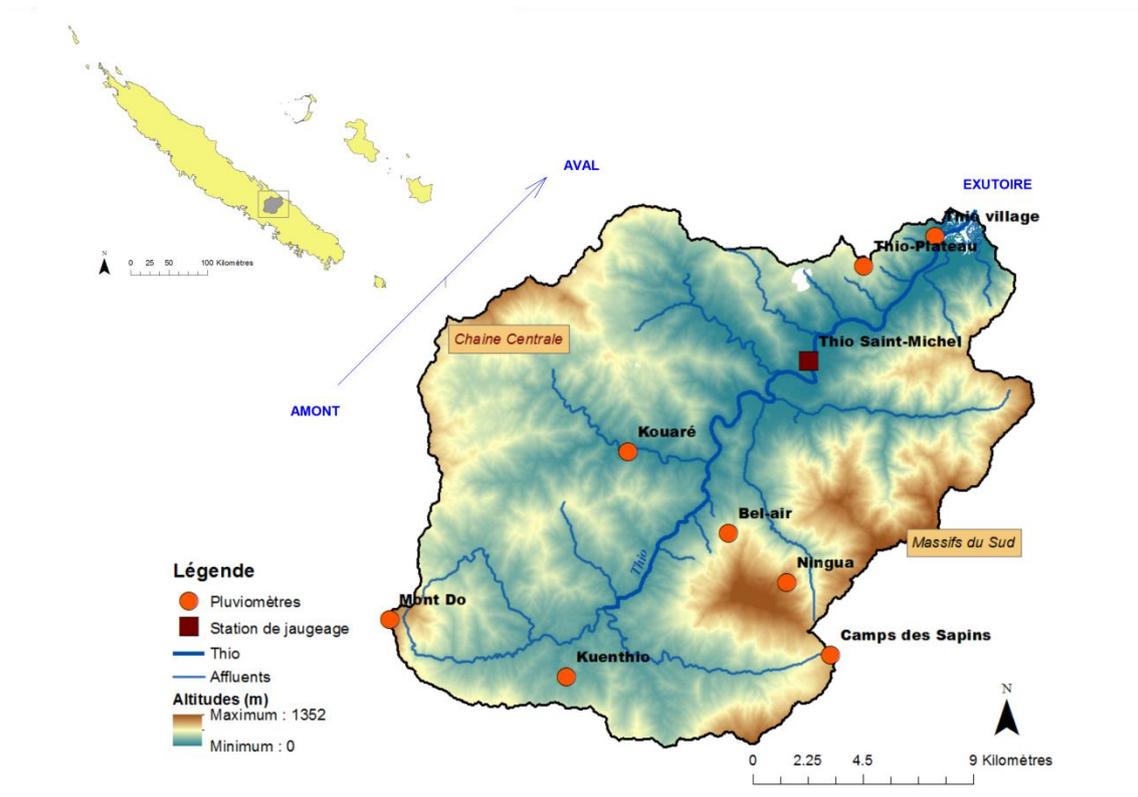


Figure 2.1 : Localisation, présentation et instrumentations du bassin versant de Thio (397 km²)

Bilan d'écoulement

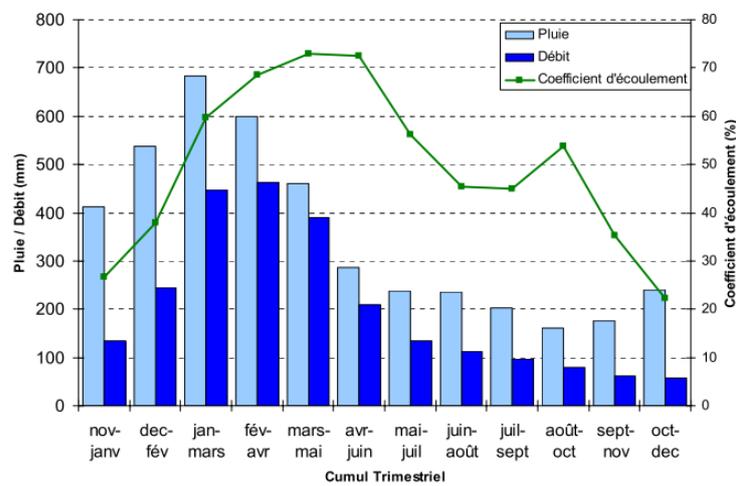


Figure 2.2 : Cumuls trimestriels des précipitations et débits enregistrés sur le bassin versant de Thio (Alric, 2009)

Le réseau hydrographique du bassin versant de Thio se compose d'une rivière principale, la Thio et d'une douzaine d'affluents, dont les plus importants sont représentés sur la Figure 2.1. La Thio s'étend sur un linéaire de 28 km et se caractérise comme une rivière de type méandriforme. Sur ces 28 km de long, 92 % sont considérés comme présentant une pente inférieure à 5 %. Selon la classification de Surell (1841), la rivière Thio peut être considérée comme une rivière torrentielle,

exceptée sur sa partie estuarienne, où la pente passe en dessous de 0,2 %. Les débits instantanés et journaliers de la rivière Thio sont mesurés depuis 1981 par la DAVAR au niveau d'une station hydrométrique située au niveau de la tribu Saint-Michel (Figure 2.1, soit 87 % de la superficie drainée par le bassin versant). Une période d'étiage d'août à novembre et une période de hautes eaux de janvier à avril durant la saison des cyclones sont observées (Figure 2.2). Les précipitations cycloniques sont à l'origine des fortes crues observées sur le bassin versant de Thio. Lorsque de fortes précipitations s'abattent sur le bassin versant, ce dernier a une forte réactivité au niveau de son réseau hydrographique. Le temps de concentration moyen a notamment été évalué à un peu moins de 4 heures par Alric (2009). Les débits instantanés décennal et centennal ont été évalués respectivement à $\sim 3000 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ et $\sim 8700 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$.

Au même titre que sur le reste de la Grande Terre, ce sont les massifs de péridotites et les formations volcano-sédimentaires qui recouvrent l'ensemble du bassin versant de Thio (Figure 2.3). Les massifs de péridotites associés aux massifs du Sud sont principalement localisés sur la partie orientale du bassin versant ainsi qu'au niveau du littoral sur sa partie occidentale. Ils sont composés de 18 % de latérites, 17 % de péridotites, 10 % de serpentinites et 1,1 % d'harzburgites. Les formations volcano-sédimentaires se concentrent sur la partie occidentale du bassin versant. Elles sont principalement constituées (Garcin *et al.*, 2017) de cherts (22 %), de grès (9 %), de roches polymétamorphiques (6 %) et de formation de basaltes, dolérites et gabbros (6 %) (Figure 2.4). Ce contraste lithologique est à l'origine des nombreuses disparités observées dont le relief. Les massifs de péridotites confèrent un relief plus escarpé notamment sur la partie orientale avec une altitude moyenne de 477 m et la plus haute altitude atteinte au niveau du pic Ningua à 1392 m. A l'inverse, la partie occidentale dominée par les formations volcano-sédimentaires se caractérise par une altitude moyenne plus faible de l'ordre de 368 m.

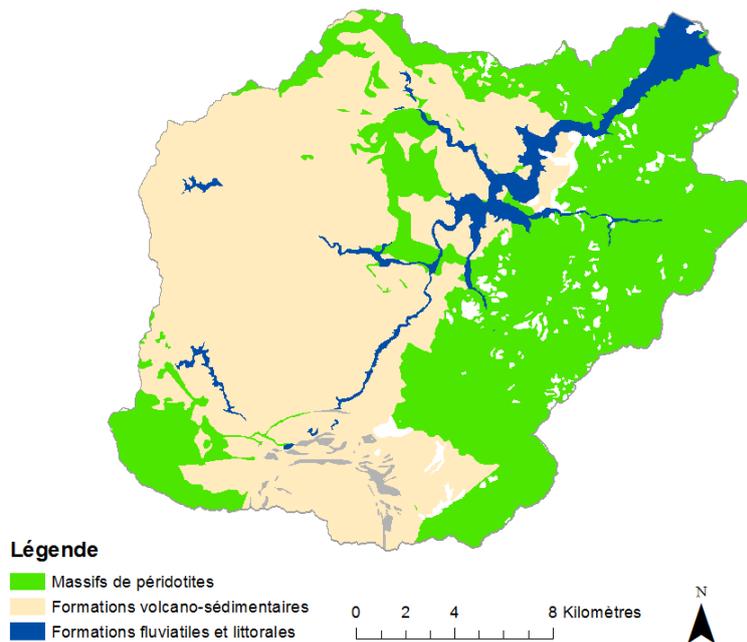


Figure 2.3 : Lithologies dominantes du bassin versant de Thio

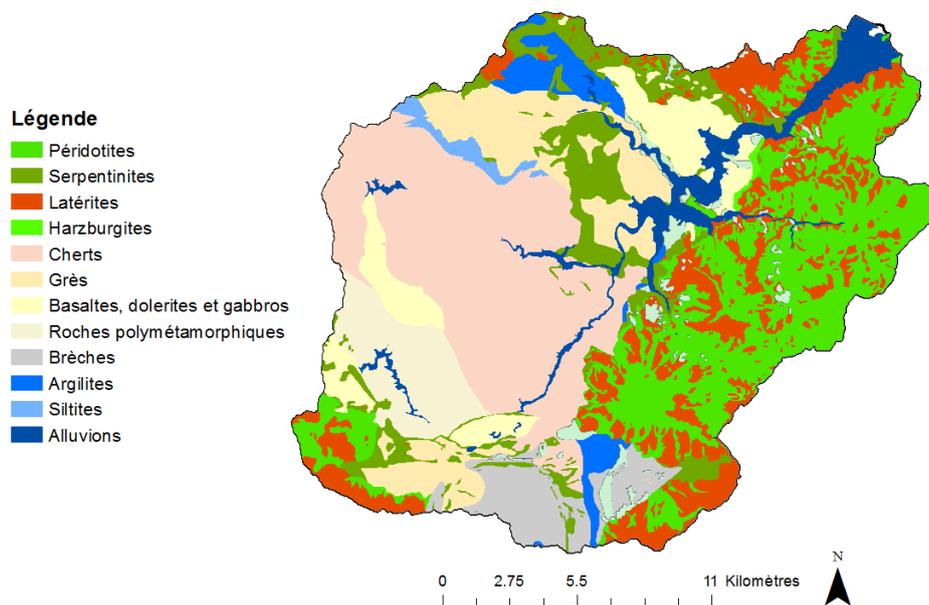


Figure 2.4 : Géologie du bassin versant de Thio

Associés à ces lithologies, plusieurs types de sols sont également observés. Les sols caractéristiques des massifs de la Chaîne centrale, associés aux formations volcano-sédimentaires sont des Cambisols ferralliques dystriques appartenant à la catégorie des sols bruns tropicaux. Ces sols sont riches en argiles, et plus précisément en kaolinite. Les massifs de péridotites sont recouverts, quant à eux, de deux types de sols : des Cambisols magnésiques hapliques et des sols ferrallitiques. Les

Cambisols magnésiques hapliques sont également des sols bruns tropicaux. Ils se différencient de ceux trouvés sur les formations volcano-sédimentaires par de fortes teneurs en oxydes de fer, en magnésium et par de faibles teneurs en calcium, potassium et phosphore. Les sols ferralitiques sont, eux, riches en argile (kaolinite), en oxydes et hydroxydes de fer (hématite et goethite) et en hydroxydes d'aluminium (gibbsite). Enfin, des sols alluviaux qualifiés de Fluvisols hapliques sont présents au niveau du lit et des rives de la rivière Thio. Ces sols présentent des origines géologiques variées ; ils se caractérisent par des teneurs en matières organiques élevées, mais sont carencés en phosphore et pauvres en potassium.

Concernant l'occupation du sol, le bassin versant de Thio est recouvert à 96 % par une végétation permanente. Cette végétation se compose majoritairement de forêts (35 % de la végétation) et de maquis (32 %). Les formations arbustives, éparsees et la savane représentent respectivement 17 %, 8 % et 8 % de la végétation recensée. Sur l'ensemble du couvert végétal présent sur le bassin versant de Thio, 66 % sont considérés comme denses et offrent donc une forte protection des sols face à l'érosion d'après les classes de sensibilité des sols définies par Dumas (2010). On peut également remarquer que cette végétation recouvre majoritairement les formations volcano-sédimentaires. Les 30 % restants correspondent à une végétation clairsemée offrant une protection moyenne des sols face à l'érosion ; cette végétation se situe davantage sur les massifs de péridotites. Les sols nus représentent 2 % de la superficie du bassin versant et sont par définition très sensibles à l'érosion. Les zones habitées occupent quant à elles, 0,3 % de la surface du bassin versant de Thio. Ces habitations établies de façon discontinue se situent principalement à proximité de la rivière Thio et de ses affluents et du littoral. Les zones en eaux constituent moins de 2 % de l'occupation du sol (Figure 2.5).

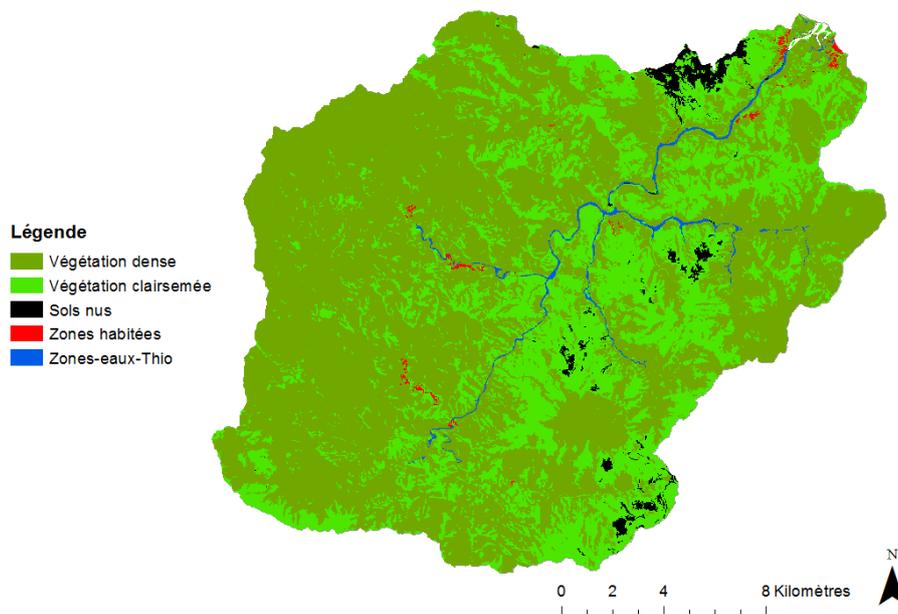


Figure 2.5 : Occupations du sol sur le bassin versant de Thio

D’après l’CEIL, la population locale estimée à 1810 habitants (ISEE, 2009) aurait un faible impact sur la dégradation des sols. De la même manière, l’agriculture développée sur le bassin versant de Thio est essentiellement vivrière et manuelle ce qui, là encore, n’impacte que peu les sols. Cependant, les « feux de brousse » dont 9 sur 10 seraient déclenchés par l’homme (à l’échelle de la Nouvelle-Calédonie, CEIL), augmentent fortement l’érosion des sols ainsi que l’aléa « glissement de terrain » (Figure 2.6).



Figure 2.6 : Vues de surfaces brûlées sur les formations volcano-sédimentaires à gauche et sur les massifs de péridotites en contexte minier à droite (Sources : V. Sellier)

Il est néanmoins difficile de les cartographier étant donné la variabilité de leur occurrence d’une année à l’autre sur le bassin versant. Les études réalisées sur les feux à l’échelle de la Nouvelle-Calédonie montrent qu’ils se déclarent le plus souvent à proximité des routes et des habitations et

seraient pratiqués par les populations comme technique de chasse, de débroussaillage et de lutte contre les espèces invasives, comme pratiques agricoles (écobuage) ou encore comme actes de malveillance (CEIL). Sur le bassin versant de Thio, le risque d'incendies semble particulièrement élevé sur la partie occidentale et notamment au niveau des formations volcano-sédimentaires d'après les données cartographiques MODIS (Figure 2.7).

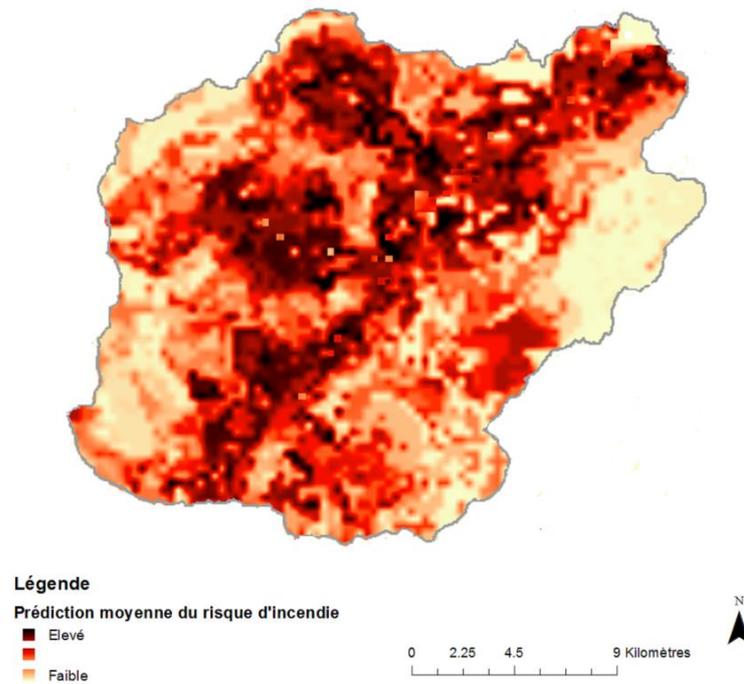


Figure 2.7 : Carte de localisation des risques d'incendies sur le bassin versant de Thio

Outre les feux de brousse, les espèces invasives (*e.g.* cerfs, cochons sauvages) sont également mentionnées comme facteur aggravant l'érosion des sols sur le bassin versant de Thio d'après l'CEIL. Cependant, leurs localisations sur le bassin versant sont difficiles à évaluer. Là encore, d'après les témoignages recensés au cours de l'étude anthropologique, la présence de ces espèces aurait davantage été mentionnée en amont du bassin versant au niveau des tribus se trouvant sur les affluents Kouaré – partie occidentale du bassin versant, formations volcano-sédimentaires – et Koua – partie orientale du bassin versant, massifs de péridotites (Gosset, 2016).

Les feux de brousse et les espèces invasives ne sont pas les seuls responsables de la dégradation du couvert végétal. L'activité minière débutée depuis les années 1880 est largement mise en cause comme acteur principal de l'érosion des sols d'après les différentes études environnementales recensées par l'CEIL sur l'archipel. Le bassin versant de Thio comptabilise 64 concessions minières exploitées et/ou prospectées réparties sur 25 % de sa superficie. Deux mines sont toujours en activité depuis 1920 : Thio Plateau au nord du bassin versant et Camps des Sapins au sud. Ces mines à ciel

ouvert représentent 1,2 % de la superficie du bassin versant. Une douzaine de mines abandonnées sont également recensées sur le bassin versant de Thio ; celles-ci étaient néanmoins en activité au cours des années 1900-1970 (Figure 2.8).

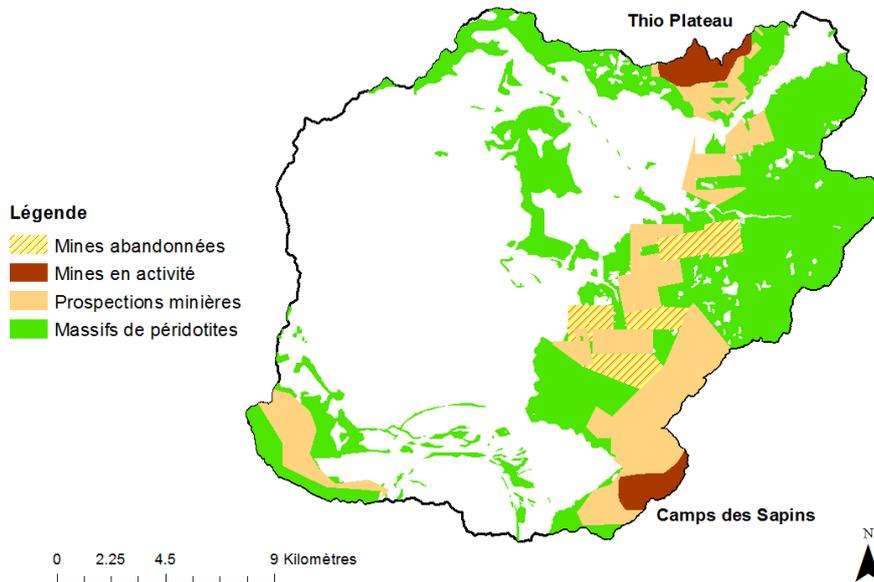


Figure 2.8 : Activités minières sur le bassin versant de Thio

Berceau de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie, le bassin versant de Thio est très représentatif de l'évolution de l'activité minière sur l'archipel et des impacts associés sur son environnement. Bien que débutée dans les années 1880 avec une phase d'exploitation manuelle en galeries souterraines puis à ciel ouvert à partir des années 1920, l'activité minière ne prit un réel essor qu'à partir des années 1950 au moment de sa mécanisation. Concrètement, cela s'est traduit par une multiplication par ~ 3 des surfaces d'exploitation minière et par ~ 14 de celles des pistes minières entre 1954 et 1976 sur le bassin versant de Thio (Figure 2.9).

Ces surfaces décrites dans l'étude de Garcin *et al.* (2017) comme « zones actives » sont considérées comme des sols nus susceptibles de contribuer aux apports en particules fines ; elles représentent à l'heure actuelle 3,6 % de la superficie du bassin versant. En parallèle de cela, les « zones productives » définies dans cette même étude comme zones productrices de matériaux de différentes granulométries (*i.e.* apports en matériaux fins et grossiers induits par l'érosion naturelle, de décharges et de sites miniers) ont doublé au cours de cette période de mécanisation entre 1954 et 1976 (Figure 2.9). Cette distinction « zones productives » et « zones actives » a été établie dans l'étude de Garcin *et al.* (2017) pour identifier plus spécifiquement les zones d'apports en matériaux grossiers. Cependant, si l'on se replace dans le contexte des apports en matériaux fins, ces zones « actives » et

Présentation du site d'étude

« productives » se regroupent car elles sont toutes deux susceptibles de fournir des apports en matériaux fins. De ce fait, ces zones potentiellement émettrices en particules fines ont été multiplié par ~ 4 en termes de surface au cours de la période de mécanisation.

Comme le montre la Figure 2.10, ces zones se concentrent principalement sur les massifs de péridotites. De plus et au regard des regards obtenus dans l'étude de Garcin *et al.* (2017), la proportion d'érosion naturelle estimée sur ces zones (*i.e.* actives et productives) est restée minoritaire au cours de la période de mécanisation (*i.e.* $\sim 12\%$ en 1954 à $< 5\%$ en 1976) attestant ainsi que l'érosion anthropique était bien dominante sur l'érosion naturelle des massifs de péridotites. A l'heure actuelle, celle-ci est toujours dominante ($\sim 95\%$).

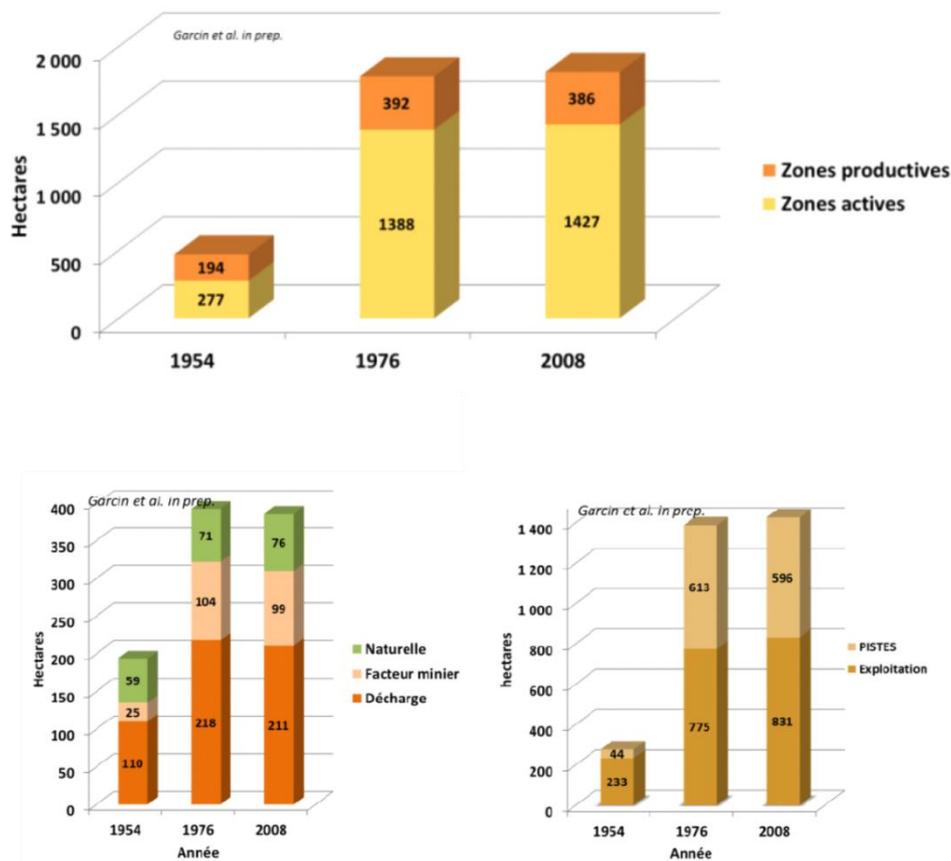


Figure 2.9 : Évolution des surfaces productives et actives sur le bassin de versant de Thio (en haut), évolution détaillée des surfaces productives (en bas à gauche) et celle de surfaces actives (en bas à droite) entre 1954, 1976 et 2008 (Garcin *et al.*, 2017)

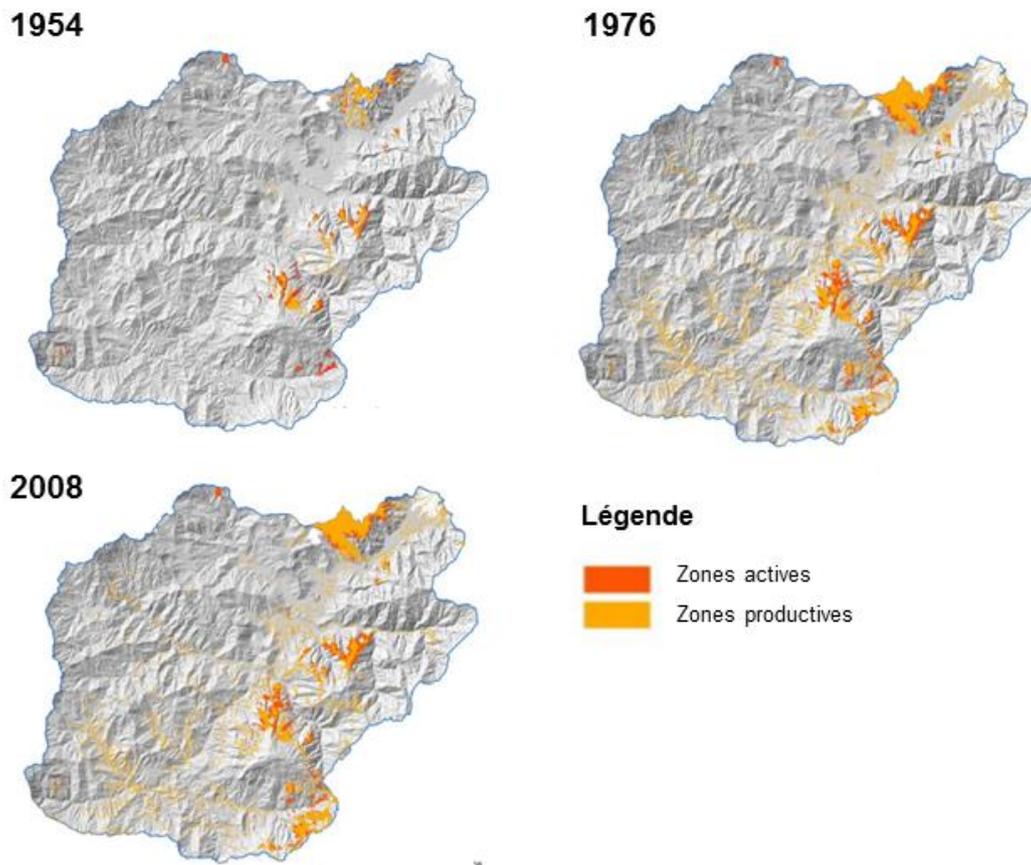


Figure 2.10 : Évolution des surfaces productives et actives sur le bassin de versant de Thio entre 1954, 1976 et 2008 (Garcin et al., 2017)

Outre une augmentation de l'érosion des sols, cette période de mécanisation s'est également accompagnée d'une forte augmentation de la production de stériles miniers (*i.e.* matériaux fins et grossiers) en lien avec l'augmentation de tonnages de minerais extraits (*i.e.* 2,1 tonnes de stériles miniers produites par tonne de minerais extraits). En 1954, 4 millions de stériles miniers avaient été générés depuis le début de l'activité minière (1880) alors qu'en 1976, on les estimait à 30 millions de tonnes. Avant 1975, aucune réglementation environnementale n'avait été mise en place quant à la gestion de ces déchets miniers ; ils étaient déversés sur les flancs de montagnes. L'étude de Garcin *et al.* (2017) montre une répartition de ces déchets miniers par sous-bassins versants miniers (Figure 2.11). Elle indique que ces derniers se seraient majoritairement concentrés sur les sous-bassins versants miniers situés en aval (drainant la mine Thio Plateau) avec une contribution de 20 millions de tonnes de stériles miniers par rapport à ceux situés dans la partie médiane du bassin versant (drainant les anciennes mines en activité) et à l'amont (drainant la mine Camps des Sapins) qui ont reçu respectivement 5 millions de tonnes de stériles miniers.

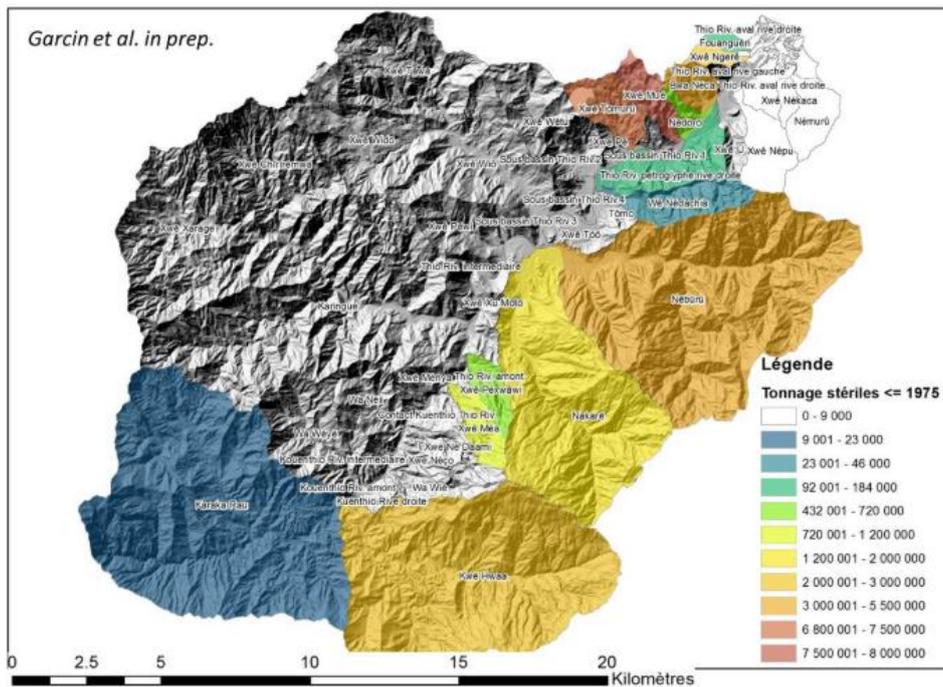


Figure 2.11 : Tonnage de stériles miniers mis en décharges par sous-bassins versants sur le bassin versant de Thio (Garcin et al., 2017)

Ces derniers restèrent probablement « stables » sur les flancs de montagne jusqu'en 1975, année où le cyclone Alison commença à remobiliser les stocks accumulés dans les rivières. Les témoignages des habitants recueillis au cours de l'étude anthropologique menée pour le projet IMMILA sont unanimes sur l'impact de ce cyclone. À titre d'exemple, voici un des propos recueilli lors de cette étude (Gosset, 2016):

« Et puis voilà la grande inondation Alison là, c'est là qu'on a commencé vraiment à avoir la boue rouge. Mais vraiment rouge de rouge. Ça nous a vraiment marqués [...] ».

Depuis lors, des modifications morphologiques importantes au niveau du réseau hydrographique ont été observées : sur-engravement des creeks et de la Thio et hyper-sédimentation du delta. Les affluents miniers et notamment ceux ayant reçu le plus de stériles miniers sont fortement engravés (Garcin et al., 2017; Bertrand and Liébault, 2019). Une hyper-sédimentation plus importante des cours d'eau a également été observée. Cependant, le lien de causalité entre l'activité minière et ce phénomène d'hyper-sédimentation ne peut être établi de façon aussi directe que pour le sur-engravement en raison des nombreuses autres sources potentielles de particules fines. L'objectif de cette étude est donc de discriminer les sédiments fins provenant des sources minières (type 1, Tableau 2.1), et ceux provenant des autres sources non-minières (types 2, 3, 4, Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Synthèse des différentes sources en particules fines et lithologies associées sur le bassin versant de Thio

Sources d'érosion		Massifs de péridotites	Formations volcano- sédimentaires
Type 1	Activités minières	Mines actives, mines abandonnées, pistes minières, décharges minières et zones de prospections minières	•
Type 2	Érosion naturelle (minoritaire)	Activité cyclonique, fortes pentes	•
Type 3	Feux de brousse	Érosion de surface, glissements de terrain engendrés	• Dominance
Type 4	Espèces invasives	Surpâturage, piétinement	•

2. Prélèvements et préparations des échantillons

2.1. Sources, sédiments et carotte sédimentaire

Pour estimer la contribution de chacune de ces sources (Tableau 2.1), une stratégie d'échantillonnage a été mise en place selon l'approche de traçage par type d'affluents (Lacey *et al.*, 2017). Cette approche consiste à échantillonner des sédiments au niveau des affluents et à utiliser ces échantillons comme sources potentielles des sédiments prélevés plus en aval au niveau de la rivière principale Thio. Dans notre cas, deux types d'affluents se distinguent : les affluents miniers drainant des zones d'activités minières et les affluents non-miniers qui, à l'inverse, ne drainent aucune zone minière (Figure 2.12).

Bien que d'autres sources sédimentaires existent sur ces sous-bassins versants miniers, celles-ci restent minoritaires. En effet, l'érosion naturelle est minoritaire sur les massifs de péridotites (~ 5 %), les massifs de péridotites sont moins exposés au risque de feux que les formations volcano-sédimentaires (Figure 2.7) et ceux qui se produisent sur les massifs de péridotites sont davantage associés aux activités minières pour le défrichement (Figure 2.6); seul l'impact des espèces invasives est difficile à déterminer car très peu documenté dans la littérature.

Afin de caractériser les sources potentielles et les sédiments transitant dans la Thio, des laisses de crues ont été collectées le long des affluents et de la rivière Thio ; respectivement 16 laisses de crues pour les affluents miniers, 9 pour les affluents non-miniers et 19 sur les plaines alluviales de la Thio (Figure 2.12).

Prélèvements et préparations des échantillons

Pour cela, deux campagnes de prélèvements ont été réalisées : 1) la première après la crue du 25 février 2015 générée par une dépression tropicale et 2), la seconde, après la crue associée au cyclone Cook (10 avril 2017). Ces laisses de crue ont été prélevées respectivement entre le 30 avril et le 5 mai 2015 et entre le 6 et le 7 mai 2017. Au niveau de chaque site d'échantillonnage, 5 à 10 sous-échantillons ont été prélevés à l'aide d'une spatule en plastique sur une surface de 10 m² pour former un échantillon composite.

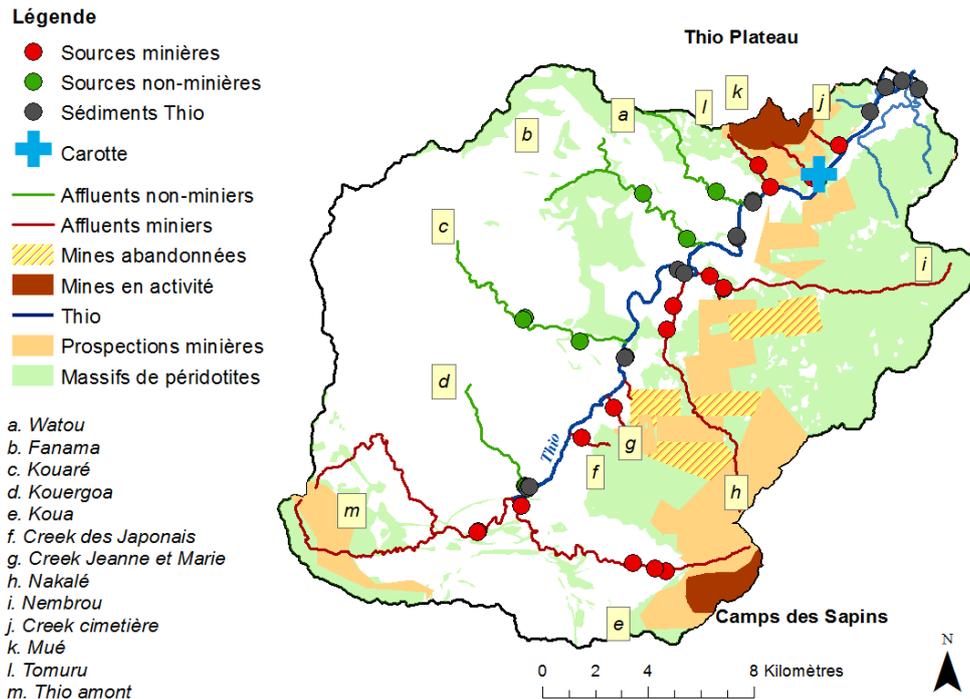


Figure 2.12 : Localisation des prélèvements des sédiments déposés i) le long de la Thio, ii) au niveau des affluents miniers et non miniers, et iii) au niveau de la zone deltaïque (carotte sédimentaire)

Une spécificité au niveau de l'échantillonnage de ce bassin versant doit être mentionnée. En effet et bien qu'il ait été dit que l'érosion naturelle était minoritaire sur les massifs de péridotites, des interrogations subsistent notamment de la part des acteurs miniers quant à la contribution sédimentaire de cette érosion naturelle par rapport à celle anthropique générée par l'activité minière sur les massifs de péridotites. Initialement, des prélèvements de laisses de crue étaient prévus sur les affluents drainant des massifs de péridotites non exploités sur le bassin versant de Thio mais également sur un autre bassin versant de la côte Est (Todre) peu ou pas impacté par l'activité minière. L'objectif était de pouvoir tester s'il était possible de différencier plus spécifiquement les contributions sédimentaires liées à l'érosion naturelle de celles de l'érosion anthropique des massifs de péridotites. Cependant, au cours des deux campagnes de prélèvements de 2015 et 2017, aucun dépôt de crue n'a été observé suite au passage de la dépression tropicale de 2015 et du cyclone Cook de 2017 sur le bassin versant de Todre. Sur le bassin versant de Thio, un seul affluent, Watou draine en partie des

massifs de péridotites et ceux-ci ne sont pas exploités par l'activité minière (affluent non-minier [a], Figure 2.12). Sur cet affluent, des dépôts de sédiments ont été observés après la dépression tropicale de 2015 et seraient dus d'après les témoignages à un glissement de terrain ; un échantillon a pu être réalisé et est associé aux sources non-minières. Aucun dépôt de crue n'a été observé suite au passage du cyclone Cook en 2017. Ces observations qualitatives confortent l'hypothèse selon laquelle l'érosion naturelle des massifs de péridotites contribue peu aux apports sédimentaires.

Une carotte sédimentaire a également été prélevée en avril 2016 dans la plaine alluviale du bassin versant de Thio en aval (latitude : 21.635784 Sud ; longitude : 166.196738 Est) (Figures 2.12 et 2.13). Cette dernière a été réalisée à l'aide d'une tarière manuelle et conservée dans des « u-channels ». Une accumulation sédimentaire très importante a été observée dans cette zone. Aucun signe d'érosion n'a été observé à proximité du site de carottage, c'est pourquoi il a été émis l'hypothèse que ce profil sédimentaire correspondrait à des dépôts sédimentaires successifs générés par d'anciennes crues. Cette carotte sédimentaire mesure 1,62 m de longueur (Figure 2.13) et a été découpée en 32 sous-échantillons à intervalles réguliers ou selon des caractéristiques visuelles observées (granulométrie, couleur des sédiments).

Tous les échantillons ainsi collectés (n= 76) ont été séchés à l'étuve à 40 °C pendant 48h et tamisés à 2 mm et 63 μm . Comme il a été dit précédemment, l'hyper-sédimentation des cours d'eau est définie comme étant le transport et le dépôt de sédiments fins (particules fines [0-63 μm] et sables [63 μm -2mm]), c'est pourquoi la fraction granulométrique <2 mm a été retenue. La fraction granulométrique <63 μm a également été choisie car elle semble plus adaptée pour les techniques d'analyses et/ou pour la conservation des propriétés de traçage étudiées. Des comparaisons ont été faites entre ces deux fractions granulométriques.



Figure 2.13 : Photographies d'une laisse de crue (Cyclone Cook, 2017) et carotte sédimentaire prélevées sur le bassin versant de Thio (Sources : V. Sellier & O. Evrard)

2.2. Mélanges artificiels en laboratoire

D'autres échantillons, *i.e.* les mélanges artificiels ont été réalisés en laboratoire afin de (1) construire le modèle de mélange expérimental développé par Poulenard *et al.* (2012) pour le traçage sédimentaire des sources – approche alternative basée sur les spectres dans le visible (spectrocolorimétrie) et (2) vérifier la validité des modèles de mélanges mathématiques des autres approches sédimentaires plus conventionnelles. Ces mélanges artificiels ont été créés à partir des deux pôles : minier et non-minier. Le pôle minier correspond au mélange de tous les échantillons prélevés sur les affluents miniers (sources minières, $n=16$) en proportions équivalentes. De la même façon, le pôle non-minier correspond à celui des échantillons prélevés sur les affluents non-miniers (sources non-minières, $n=9$). Ils ont ensuite été mélangés en proportions connues pour couvrir une gamme de contributions de sources minières et non-minières allant de 0 à 100 % (0 %, 5 %, 10 %, ..., 100 %). Au total, ce sont 21 mélanges artificiels qui ont été créés (Figure 2.14), leurs compositions sont décrites dans l'Annexe A. Ces mélanges artificiels ont été créés à partir de la fraction granulométrique $<63 \mu\text{m}$. C'est en effet, cette fraction granulométrique qui est préconisée pour les approches de traçage sédimentaire basée sur la spectrocolorimétrie. En effet, les propriétés colorimétriques peuvent être affectées par la sélection granulométrique (non-conservation). Pour parer à cela, le tamisage à la fraction $<63 \mu\text{m}$ est souvent pratiqué aussi bien pour les échantillons de terrain (*i.e.* sources, sédiments) que pour la réalisation des mélanges artificiels (Legout *et al.*, 2013; Tiecher *et al.*, 2015).



Figure 2.14 : Photographies d'un mélange artificiel avant (à gauche) et après mélange entre les deux pôles sources (à droite) (Source : V. Sellier)

3. Analyses des sédiments, sources et mélanges artificiels

3.1. Spectrométrie gamma

La spectrométrie gamma est une technique de mesure non-destructive utilisée en physique nucléaire pour identifier et quantifier l'activité ($\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$) d'un grand nombre de radionucléides présents naturellement ou artificiellement dans l'environnement. En effet, certains radionucléides se désintègrent en émettant un rayonnement gamma qui peut être analysé par cette technique. L'identification de ces radionucléides est possible car chaque radionucléide présente un noyau atomique qui lui est propre. Lorsqu'il y a désintégration, le noyau atomique du radionucléide émet un

rayonnement gamma à un ou plusieurs niveaux d'énergie qui sont caractéristiques de sa composition et sa structure.

Dans notre étude, les mesures d'activité ont été réalisées sur des détecteurs de type GeHP (Germanium Hyper Pur). Chaque détecteur est associé à (Figure 2.15) :

- Un château de plomb et un blindage en cuivre permettant d'atténuer les rayonnements cosmiques extérieurs (bruit de fond) ;
- Un cryostat rempli d'azote liquide pour abaisser la température du cristal de germanium et réduire son agitation thermique (bruit de fond).

Lorsqu'un photon gamma est émis par l'échantillon, ce dernier entre en collision avec le cristal de germanium en lui cédant son énergie. Cette énergie reçue par les électrons du cristal induit un courant électrique. La quantité de charge électrique obtenue est proportionnelle à l'énergie déposée dans le cristal par le rayonnement.

Pour interpréter ce signal électrique, un dispositif de traitement électronique est nécessaire. Un pré-amplificateur puis un amplificateur sous haute tension sont nécessaires pour convertir ces impulsions électriques en un signal analogique dont les amplitudes sont proportionnelles à l'énergie des particules gamma. Ce signal est converti en signal numérique par un codeur. L'analyseur multicanal a pour fonction de collecter et de classer les photons (nombre de coups) détectés dans le canal en fonction de leur énergie respective. Un spectre de raies d'émission est généré pour chaque échantillon et envoyé à l'ordinateur pour être dépouillé (Figure 2.15).

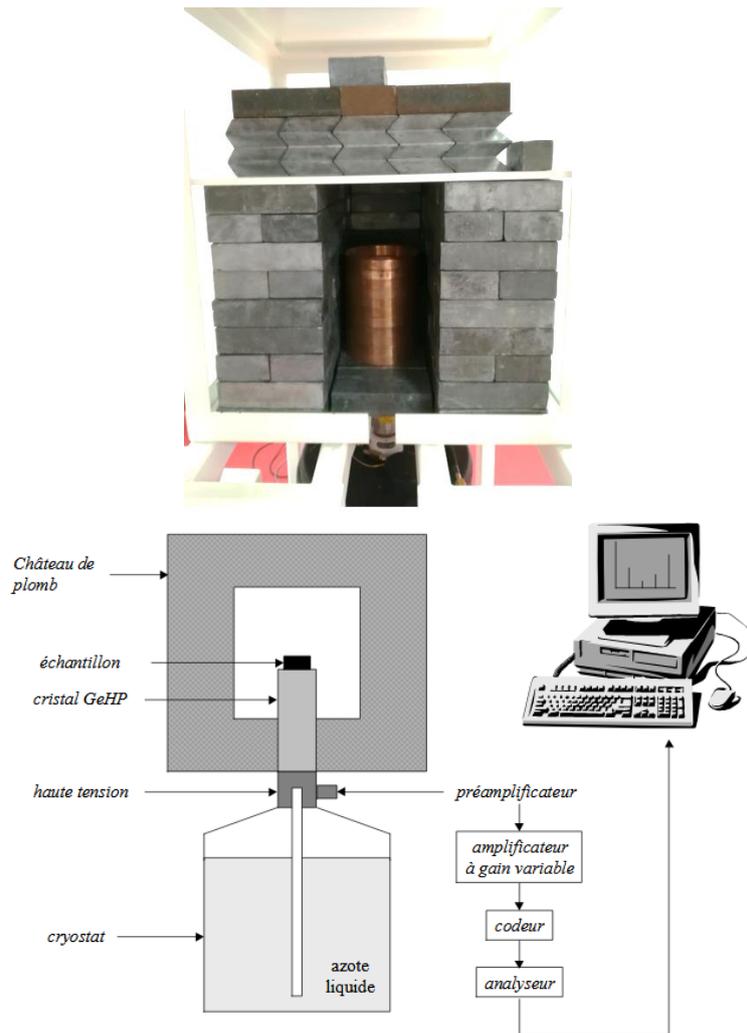


Figure 2.15 : Photographie du détecteur gamma (en haut), source : V. Sellier) et schéma de la chaîne de comptage par spectrométrie gamma (Tessier, 2003)

Une calibration du spectromètre gamma est nécessaire pour pouvoir associer à chaque pic observé l'énergie correspondante, et ainsi interpréter les spectres bruts. Pour cela, nous utilisons des standards dont les activités en radionucléides sont connues et certifiées par l'Agence Internationale de l'Energie Atomique (AIEA). Le rendement et la résolution du spectromètre peuvent ainsi être estimés. Le rendement de comptage se traduit par la capacité du détecteur à absorber les rayonnements gamma. La résolution correspond à la qualité de séparation des pics. Le bruit de fond est, quant à lui, estimé lorsque le spectromètre est vide d'échantillon, il est associé à la radioactivité ambiante du détecteur. Les mesures d'activités peuvent cependant être perturbées par des effets parasites tels que l'effet Compton, l'effet photoélectrique ou la production de paires qui impactent le signal.

Chapitre 2

Les activités de deux types de radionucléides ont été plus spécifiquement étudiées au cours de cette thèse : les radionucléides issus des retombées atmosphériques (^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) et les radionucléides géogéniques (^{228}Th , ^{238}U et ^{40}K).

L'activité du ^{137}Cs est quantifiée à partir de son pic d'émission à 662 keV. L'activité du $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ est calculée à partir de l'activité totale en ^{210}Pb mesurée à 46,5 keV de laquelle on soustrait les activités de ses deux radionucléides-fils, le ^{214}Pb évaluée à 295,2 et 351,9 keV et le ^{214}Bi à 609,3 keV.

Pour ce qui est des radionucléides géogéniques, l'activité du ^{228}Th est déterminée à partir de celles de ses deux radionucléides-fils produits en équilibre séculaire, le plomb 212 (^{212}Pb) à 239 keV et le thallium 208 (^{208}Tl) à 583 keV. De la même façon, l'activité en ^{238}U a été déterminée par l'activité du ^{214}Pb à 295,2 et 351,9 keV. Enfin, l'activité du ^{40}K a été calculée à partir de son pic d'émission à 1460 keV.

Les activités ont été mesurées pendant 48 h. Celles-ci ont été calculées à partir des spectres d'émission auxquels on a soustrait le bruit de fond ; elles ont également été corrigées de la décroissance radioactive qui se produit entre la date de prélèvement et la date d'analyse. Les incertitudes analytiques moyennes associées sont de 10 % (1σ). Pour la présentation des résultats, les activités des radionucléides géogéniques ont été converties en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (1 Bq $^{228}\text{Th}/\text{kg}$ 246 $\mu\text{g}/\text{kg}$ Th, 1 Bq $^{238}\text{U}/\text{kg}$ = 81 $\mu\text{g}/\text{kg}$ U et 1 Bq $^{40}\text{K}/\text{kg}$ = 32,3 mg/kg K), soit en concentrations afin d'être plus facilement comparables aux résultats obtenus avec cette même technique lors de la thèse de Sevin (2014) menée en Nouvelle-Calédonie.

Avant analyses, les échantillons ont été préalablement conditionnés dans des tubes en polyéthylène (15 mL). Les analyses ont été réalisées à partir de quantité d'échantillons comprise entre 1 et 3 g. Étant donné le temps de mesure relativement long, une seule mesure d'activité a été réalisée par échantillon. Ce sont les fractions granulométriques <2 mm et <63 μm des sources et sédiments qui ont été analysées.

Comme il a été dit précédemment, la fraction granulométrique <2 mm est celle définie pour caractériser l'hyper-sédimentation. L'objectif est donc de déterminer la contribution sédimentaire de cette fraction granulométrique. Cependant, la fraction <63 μm , est quant à elle, celle qui est la plus utilisée pour le traçage sédimentaire basée sur les radionucléides de retombées atmosphériques (^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$). En effet, ces radioéléments sont impactés par la sélection granulométrique qui s'opère au moment du cycle sédimentaire (érosion – transport – dépôt). Comme ils se fixent préférentiellement sur les particules fines et que les sédiments présentent une granulométrie plus fine que les sources, on observe fréquemment un enrichissement relatif des activités de ces éléments dans les sédiments

par rapport aux sources (Lacey *et al.*, 2017). Le tamisage à $<63 \mu\text{m}$ est une méthode pour parer à cet effet granulométrique ; il permet de comparer les sources et les sédiments sur la même fraction granulométrique. L'impact éventuel du tri granulométrique sur les radionucléides géogéniques n'est quant à lui pas renseigné dans la littérature et convient d'être déterminé également.

Les analyses de spectrométrie gamma ont été réalisées dans un premier temps au LSCE à Gif-sur-Yvette. Cependant, en raison des faibles activités mesurées en radionucléides issus de retombées atmosphériques (^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$), la suite des analyses s'est poursuivie au Laboratoire Souterrain de Modane (LSM), où le bruit de fond cosmique est le plus faible de France.

3.2.Spectrométrie de fluorescence X

La spectrométrie de fluorescence X est une technique non-destructive qui sert à quantifier la composition élémentaire d'échantillons solides ou liquides. Elle consiste à bombarder l'échantillon de photons émis par un tube à rayons X (rayons X primaires). Les atomes composant l'échantillon vont alors recevoir une énergie suffisante pour éjecter un électron de leur couche interne, induisant une instabilité structurelle des atomes (état ionisé). Pour stabiliser à nouveau l'atome, les électrons des couches supérieures vont alors redescendre successivement pour combler ce déficit. Cette relaxation électronique libère une énergie sous la forme d'un photon (rayons X secondaires) caractéristique de l'atome/élément considéré. En effet, tous les éléments produisent une « fluorescence » caractéristique de par leur formation et leur structure atomique unique (Figure 2.16).

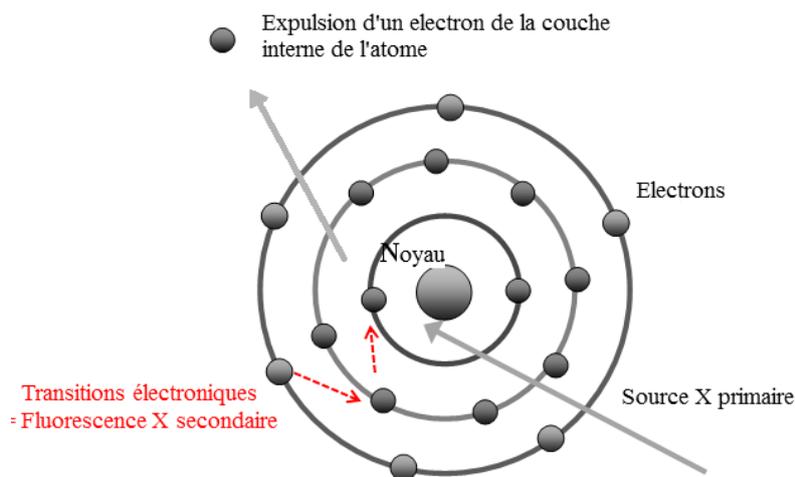


Figure 2.16 : Schéma d'expulsion d'un électron par une source de rayons X primaires et de l'émission associée de rayons X secondaires (adapté de <https://lmops.univ-lorraine.fr/laboratoire/plateformes-de-mesures/plateforme-spectroscopie/fluorescence-X>)

Les rayons secondaires ainsi générés sont collectés par le cristal semi-conducteur du détecteur. De la même façon que pour la spectrométrie gamma, cette collecte génère un courant électrique au niveau du détecteur. Celui-ci est amplifié, converti en tension et numérisé dans un convertisseur analogique-digital. L'analyseur multicanal intervient alors pour classer le nombre de coups détectés selon le canal (énergie du photon). Un spectre est obtenu à l'issue de cette analyse, l'aire sous chaque raie du spectre correspond alors à la concentration de l'élément considéré (Figure 2.17).

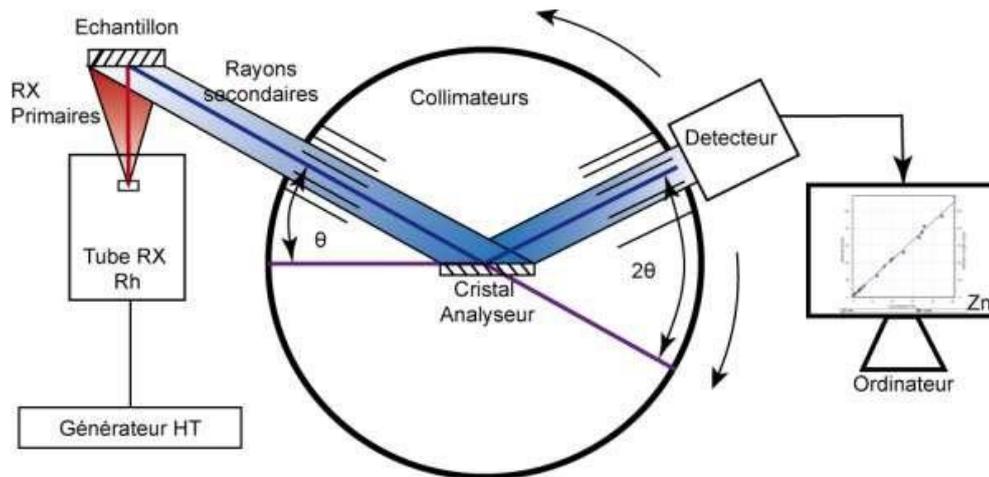


Figure 2.17 : Schéma de principe d'un dispositif de fluorescence X à dispersion de longueur d'onde
 (Source: https://www.researchgate.net/figure/Schema-de-principe-dun-dispositif-de-fluorescence-X-a-dispersion-de-longueur-donde_fig17_281599434)

Dans notre étude, les mesures en fluorescence X ont été menées au LSCE sur un appareil de fluorescence X à énergie dispersive (ED-XRF, Epsilon 3, Malvern Panalytical). Les caractéristiques de cet appareil sont les suivantes :

- Un tube à rayons X à anode Rh émettant des ondes électromagnétiques entre 100eV et 1MeV ($P_{\max} = 15 \text{ W}$, $I = 3 \text{ mA}$ et $U = 50 \text{ kV}$) ;
- Un « Silicon drift » détecteur avec une fenêtre en Be de $8 \mu\text{m}$ d'épaisseur selon une configuration de géométrie optique en 2D.

Le logiciel Epsilon 3 a, quant à lui, permis de dépouiller les spectres. Avant l'analyse des échantillons, une « calibration manuelle » de l'appareil a été effectuée. En effet, l'ED-XRF arrivé au LSCE en janvier 2018 ne fournissait que des teneurs relatives en éléments. Un travail qui s'est déroulé sur 9 mois a été réalisé pour calibrer l'appareil en parallèle des travaux de thèse sur le traçage sédimentaire (Annexe A). À l'issue de cette calibration, 12 éléments géochimiques (*i.e.* Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Cu, Ni et Zn) ont pu être analysés au sein des échantillons.

Les incertitudes associées à chaque élément sont variables en fonction de la qualité de la calibration et sont décrites dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Incertitudes (Root mean square error, RMSE) associées aux différents éléments géochimiques analysés par fluorescence

	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Ni	Si	Ti	Zn
RMSE (%)	20,1	7,3	1	9,9	1,7	15,4	6,6	1,4	4	12,6	7,7	22,6

Les standards et échantillons ont été analysés dans des cellules *Small Mass Holder* (SMH) composées de deux films Mylar. Une quantité d'échantillon comprise entre 0,2 et 0,5 g a été analysée à trois reprises pour chaque échantillon (Figure 2.18). Les fractions granulométriques <2 mm et <63 µm des échantillons ont été analysées. Étant donné le nombre d'éléments géochimiques et les spécificités de chacun, l'impact de la sélection granulométrique au cours des processus d'érosion, de transport et de dépôt sur la conservation des propriétés géochimiques est plus difficile à estimer (Lacey *et al.*, 2017). La fraction granulométrique <63 µm a davantage été choisie dans la continuité de ce qui a été testé sur les autres analyses et également parce qu'elle nous a été recommandée par le constructeur de l'appareil de fluorescence X.



Figure 2.18 : Photographies de l'appareil de fluorescence X à énergie dispersive (ED-XRF) à gauche et des échantillons analysés en cellule SMH (Sources : V. Sellier)

3.3.Spectrocolorimétrie

La spectrocolorimétrie est une technique d'analyse non-destructive qui vise à analyser les propriétés colorimétriques des échantillons (*e.g.* spectre de réflectance, paramètres colorimétriques). L'analyse consiste à émettre un faisceau lumineux sur l'échantillon. À son contact, une partie de la lumière est réfléchi, celle-ci est spécifique de l'échantillon. Cette lumière réfléchi est captée par un réseau de diffraction dont l'objectif est de séparer le spectre de la lumière selon les longueurs d'onde

dans le domaine du visible (360-740 nm). Ce spectre ainsi décomposé est réfléchi sur un capteur composé de diodes photosensibles caractéristiques d'une longueur d'onde ou d'une bande de longueurs d'onde. L'ordinateur traite alors l'ensemble des données obtenues (pourcentage de réflectance par longueurs d'onde/bande de longueur d'onde) et fournit un spectre de réflectance de l'échantillon (Figure 2.19).

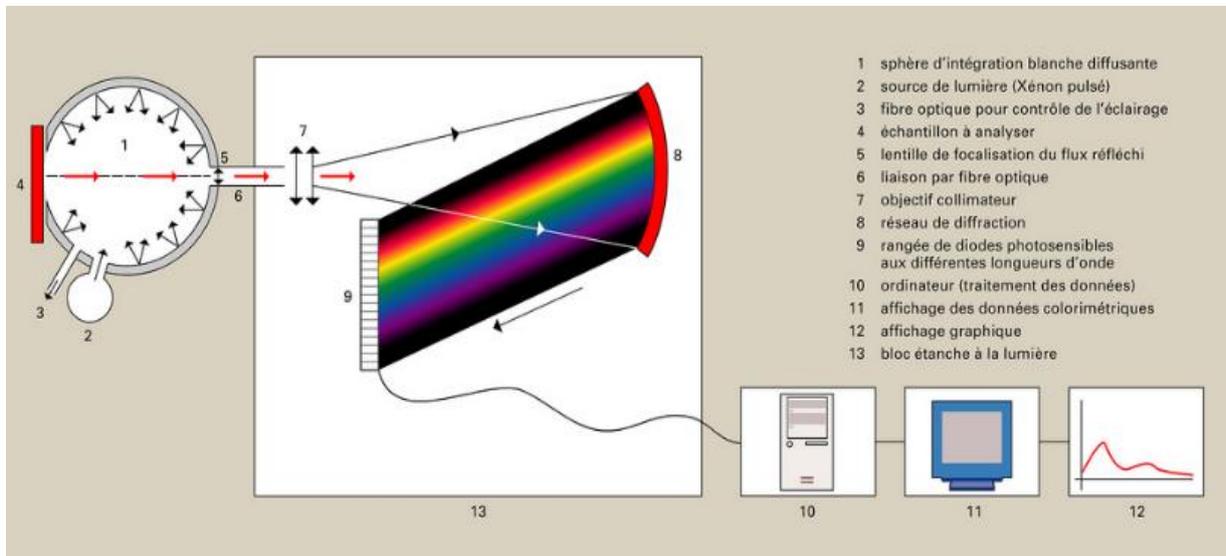


Figure 2.19 : Schéma du principe de l'analyse par spectrorimétrie (Source : <https://www.universalis.fr/encyclopedie/colorimetrie/7-colorimetres-et-spectrorimétries/>)

Les échantillons de cette étude ont été analysés avec un spectrorimétre Minolta 2600d à l'Institut des Géosciences de l'Environnement (IGE) à Grenoble. Le spectrorimétre présente une sphère d'intégration et une ergonomie horizontale (Figure 2.20). Il intègre une technologie numérique brevetée par Konica Minolta, pour le contrôle de la réflexion spéculaire (NGC). Les mesures ont été réalisées avec l'illuminant standard D65, l'observateur à un angle de 10°, la composante spéculaire exclue (SCE) et une fenêtre de mesure de 3 mm de diamètre.



Figure 2.20 : Photographie du spectrorimétre Minolta (Source : V.Sellier)

Un spectre de réflectance entre 360 et 740 nm, avec une résolution de 10 nm a été obtenu pour chaque échantillon. À partir du spectre de réflectance, les valeurs tristimulus XYZ ont été calculées selon les fonctions colorimétriques définies en 1931 par la Commission internationale de l'Éclairage (CIE). Ces dernières ont ensuite été converties selon différents systèmes de coordonnées cartésiennes (espace couleur) : CIE $L^*a^*b^*$, CIE $L^*C^*h^*$, CIE Hunter Lab, CIE $L^*u^*v^*$ et CIE 1976 UCS Diagram. Ce sont donc 15 paramètres colorimétriques (L^* , a^* , b^* , L , a , b , C^* , h^* , u^* , v^* , u' et v') qui ont été dérivés de ce spectre de réflectance.

Afin d'expliciter davantage ce que représentent ces paramètres colorimétriques, nous allons prendre l'exemple du système de coordonnées $L^*a^*b^*$ (Figure 2.21) et définir les informations que ce dernier est capable de fournir :

- La clarté de l'échantillon (L^*) : lorsque que les valeurs de L^* sont positives, la clarté de l'échantillon est orientée vers le blanc ; l'échantillon mesuré est donc plus clair ; à l'inverse, l'échantillon sera plus foncé ;
- La couleur du sédiment (a^* et b^*) : Si les valeurs a^* sont positives, la couleur tend vers le rouge. A l'inverse, si elles sont négatives, la couleur de l'échantillon tend vers le vert. Pour les valeurs de b^* , si celles-ci sont positives, la couleur tend vers le jaune ou, au contraire, si elles sont négatives, elle s'oriente vers le bleu.

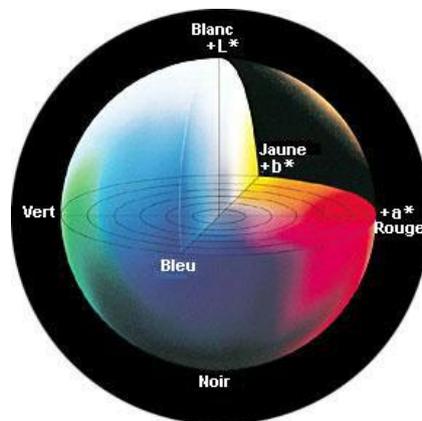


Figure 2.21 : Diagramme de représentation des coordonnées chromatiques (a^* et b^*) et de la clarté (L^*) (Source : konicaminolta.eu)

Avant chaque mesure, le spectrocolorimètre a été préalablement calibré avec un étalonnage du « zéro » et du « blanc ». Des tests avec des plaques de couleur (rouge, jaune, bleu et vert) ont été réalisés avant et après chaque série de mesures pour évaluer les performances mais également la dérive éventuelle de l'appareil. Les analyses de spectrocolorimétrie ont été réalisées sur des échantillons préalablement pesés (0,1 g – 4 g) et stockés dans des flacons en polystyrène. Pour évaluer l'incertitude de la mesure, des triplicats ont été réalisés à différents endroits dans la zone de mesure.

Les analyses ont été essentiellement réalisées sur la fraction granulométrique $<63 \mu\text{m}$. Des tests ($n=9$) ont été réalisés la fraction granulométrique $<2 \text{ mm}$; ils n'ont cependant pas été exploités pour l'étude.

3.4. Granulométrie laser

L'analyse granulométrique est une technique d'analyse consistant à étudier la distribution en taille des sédiments d'un échantillon. Lorsqu'un faisceau laser traverse l'échantillon, les particules composant cet échantillon diffractent la lumière selon un angle qui est fonction de sa taille. Plus une particule a un diamètre important, plus l'angle de diffraction est faible. A l'inverse, plus le diamètre de la particule est petit, plus l'angle de diffraction est important. La lumière diffractée est recueillie par un détecteur multi-éléments. Les données relatives à la lumière diffractée en fonction de l'angle, sont analysées en utilisant un modèle optique et une procédure mathématique (théorie de Mie). Une courbe semi-logarithmique est obtenue en sortie d'analyse pour chaque échantillon, elle traduit la distribution de particules selon le volume (diamètre d'une sphère de volume équivalent).

Les analyses granulométriques ont été menées sur un granulomètre laser de type « Hydro 2000G » de Malvern au laboratoire EVS à Lyon. L'appareil ne tolérant pas des fragments solides supérieurs à 1.6 mm, les échantillons ont été préalablement tamisés à 1 mm (pas de tamis disponibles à 1,6 mm). De la même façon, la présence de MO est fortement déconseillée pour l'analyse, les échantillons ont donc été soumis à une solution de peroxyde d'hydrogène pour éliminer la MO. L'ajout des échantillons dans le granulomètre s'est déroulé par voie humide. L'échantillon est versé dans l'eau puis brassé et soumis à des ultrasons afin de détruire les agrégats (*i.e.* floccs), avant d'être envoyé dans le compartiment où a lieu la diffraction laser. Le degré d'obscurcissement a été réglé entre 12 et 30 %. Pour contrôler la dispersion des échantillons, les réglages de l'agitateur et de la pompe ont été fixés à 750 rpm et 1875 rpm, respectivement. Des triplicats ont été réalisés. Cette technique d'analyse n'a pas été utilisée pour fournir de traceurs potentiels, elle a été appliquée afin de renseigner les distributions granulométriques au sein des sources et des sédiments.

3.5. Récapitulatif des analyses menées

Deux fractions granulométriques ont été principalement analysées : la fraction $<2 \text{ mm}$ correspondant à la fraction granulométrique associée à l'hyper-sédimentation et la fraction $<63 \mu\text{m}$ plus spécifique à certains types de traceurs (*e.g.* radionucléides de retombées atmosphériques) ou certaines techniques d'analyses (*e.g.* fluorescence X). Selon les résultats obtenus progressivement au cours de l'étude, l'une ou l'autre des fractions a été privilégiée pour les trois analyses (spectrométrie gamma, fluorescence X, spectrocolorimétrie), c'est pourquoi les échantillons (sources, sédiments,

carotte) des trois campagnes (2015, 2016, 2017) n'ont pas tous été analysés sur les deux fractions granulométriques (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Tableau récapitulatif des analyses menées pour l'étude du bassin versant de Thio

	Spectrométrie gamma		Fluorescence X		Spectrocolorimétrie		Granulométrie
	< 2 mm	<63 µm	<2 mm	<63 µm	<2 mm	<63 µm	<1 mm
Campagne 2015 (n= 32)	•	•	•	•	n= 9	•	•
Campagne 2016 - Carotte (n= 32)	n= 10	•		•		•	•
Campagne 2017 (n= 12)	•			•		•	•
Mélanges artificiels (n= 21)				•		•	

En se basant sur le jeu d'échantillons-sources (n= 24) collecté sur le bassin versant de Thio, des carottes sédimentaires prélevées dans les plaines alluviales des bassins versants Kouaoua (n= 2 carottes ; Kouaoua 1 – 84 cm de longueur, Kouaoua 2 – 138,5 cm), Tontouta (n =1 ; 126 cm), Ouenghi (n= 1 ; 139,5 cm) et Ngoye (n= 1 ; 98cm) ont été analysées afin d'en déterminer les contributions sédimentaires en sources minières et non-minières. Ces carottes ont été découpées selon le même procédé que celui pour la carotte Thio (*i.e.* basé sur les observations visuelles de dépôts sédimentaires ou découpage selon des intervalles réguliers) ; les analyses menées sur les échantillons associés sont décrites dans le Tableau 2.4. Certaines analyses ont notamment été privilégiées en fonction des résultats obtenus sur le bassin versant de Thio.

Chapitre 2

Tableau 2.4 : Tableau récapitulatif des analyses menées pour l'étude des bassins versants Kouaoua, Tontouta, Ouenghi et Ngoye

	Spectrométrie gamma		Fluorescence X		Spectrocolorimétrie		Granulométrie
	< 2 mm	<63 µm	<2 mm	<63 µm	<2 mm	<63 µm	<1 mm
Kouaoua 1 (n= 16)				•		•	
Kouaoua 2 (n= 28)				•		•	
Tontouta (n= 25)				•		•	
Ouenghi (n= 28)				•		•	
Ngoye (n= 15)				•		•	

4. Références bibliographiques

Alric, R., (2009) Recueil des débits caractéristiques de la Nouvelle Calédonie. Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales (DAVAR). Service de l'eau des statistiques et études rurales. Observatoire de la ressource en eau Nouméa.

Bertrand, M., Liébault, F. (2019) Active channel width as a proxy of sediment supply from mining sites in New Caledonia. *Earth Surface Processes and Landforms* 44, 67-76.

Dumas, P. (2010) Méthodologie de cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion appliquée à la région de Dumbéa à Païta-Bouloupari (Nouvelle-Calédonie). *Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de géographie de Bordeaux* 63, 567-584.

Garcin, M., Gastaldi, Y., Lesimple, S., (2017) Quantification et évolution temporelle des apports miniers dans les rivières calédoniennes. BRGM/RP-66840-FR, 44 p., 23 fig., 5. Bureau des Recherches Géologiques et Minières

Gosset, L., (2016) Rivières engravées à Thio, Nouvelle-Calédonie : vécus et attentes de la population, in: environnement, C.N.s. (Ed.).

Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N. (2017) The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Sci. Rev.* 169, 85-103.

Legout, C., Poulenard, J., Nemery, J., Navratil, O., Grangeon, T., Evrard, O., Esteves, M. (2013) Quantifying suspended sediment sources during runoff events in headwater catchments using spectrophotometry. *J Soils Sediments* 13, 1478-1492.

Poulenard, J., Legout, C., Nemery, J., Bramorski, J., Navratil, O., Douchin, A., Fanget, B., Perrette, Y., Evrard, O., Esteves, M. (2012) Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry (DRIFTS): A case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). *Journal of Hydrology* 414, 452-462.

Sevin, B., (2014) Cartographie du régolithe sur formation ultrabasique de Nouvelle-Calédonie: Localisation dans l'espace et le temps des gisements nickélicifères. Nouvelle Calédonie.

Surell, A. (1841) Étude sur les torrents des Hautes-Alpes. Carilian-Goeury.

Tiecher, T., Caner, L., Minella, J.P., dos Santos, D.R. (2015) Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. *Sci Total Environ* 527-528, 135-149.

Chapitre 3 Apport des radionucléides et de la géochimie élémentaire pour tracer les sources sédimentaires de la rivière Thio

Ce chapitre est constitué d'un article publié en 2019 dans le *Journal of Soils and Sediments*, et intitulé « *Investigating the use of fallout and geogenic radionuclides as potential tracing properties to quantify the sources of suspended sediment in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific* ».

Démarches entreprises

Une première étude de traçage sédimentaire a été menée sur le bassin versant de Thio. Trois types de traceurs – les radionucléides issus de retombées atmosphériques, les radionucléides géogéniques, la géochimie élémentaire – ont été testés pour modéliser les contributions sédimentaires des sources minières et non-minières de la rivière Thio. Les objectifs de cette étude sont (1) de déterminer les traceurs optimaux au sein de trois familles de traceurs précitées et (2) les appliquer pour estimer les variations des contributions des sources sédimentaires tant sur le plan spatial, c'est-à-dire le long de la Thio, que sur le plan temporel, c'est-à-dire au cours de deux crues cycloniques : la crue de 2015 générée par une dépression tropicale et celle de 2017 provoquée par le cyclone Cook.

Des laisses de crues ont été prélevées à la suite de ces deux événements afin de caractériser les sources potentielles (n= 24) et les sédiments transitant dans la Thio (n= 19). Les activités en radionucléides et en éléments géochimiques ont été mesurées sur deux fractions granulométriques (<2 mm et <63 µm) des échantillons.

Principaux résultats

Les radionucléides issus de retombées atmosphériques (^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) n'ont pas permis de discriminer les sources sédimentaires entre elles. Des teneurs plus élevées en ^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ étaient attendues dans les sources non-minières (érosion de surface et de subsurface) par rapport aux sources minières (érosion de subsurface uniquement). Néanmoins, des teneurs très faibles en ces deux radionucléides ont été mesurées dans les deux sources et, ce, dans les deux fractions granulométriques analysées.

Les radionucléides géogéniques (U, Th et K) ont fourni, quant à eux, une très bonne discrimination des sources tout comme les éléments géochimiques (excepté le Zn). Ces traceurs se sont également révélés peu voire pas impactés par l'effet granulométrique (excepté le Cu) puisque les

teneurs mesurées en ces éléments étaient similaires au sein des deux fractions granulométriques analysées (r^2 compris entre 0,77 et 0,99).

Parmi les traceurs géogéniques, l'U a été sélectionné comme unique traceur discriminant les sources minières et non-minières. De la même façon, seul le K a été retenu comme traceur de ces sources pour l'approche géochimique. Ce sont donc des traceurs lithologiques discriminant les contributions des formations volcano-sédimentaires de celles des massifs de péridotites qui ont été choisis pour les approches « radionucléides géogéniques » et « géochimie élémentaire ». Étant donné que l'érosion anthropique domine sur les massifs de péridotites (95 % d'érosion anthropique) et que cette érosion est due à l'exploitation minière, l'U et le K sont des traceurs pertinents pour discriminer les sources minières et non-minières.

Les modèles de mélange basés respectivement sur l'U et le K ont fourni des résultats très similaires et cela, pour les deux crues (différence maximale observée : 29 %). Les résultats associés à ces modèles indiquent que ce sont les sources minières qui dominent les apports sédimentaires, aussi bien pour la crue de 2015 (68 %, SD 28 % pour les deux modèles) que pour la crue de 2017 (86 %, moyenne des deux modèles, SD 7 %). Bien que ce soient les sources minières qui dominent les apports sédimentaires au cours des deux crues, on constate que les contributions de ces sources sont plus faibles pour la crue de 2015 (68 %) que celles estimées pour la crue de 2017 (86 %). Cette différence s'explique notamment par la variabilité spatiale des précipitations au cours de ces deux événements cycloniques. Les précipitations issues de la dépression tropicale de 2015 se sont majoritairement localisées au niveau des sous-bassins versants non-miniers permettant à ces derniers de contribuer davantage aux apports sédimentaires. A l'inverse, les précipitations générées par le cyclone Cook se sont principalement abattues sur les sous-bassins versants miniers des deux mines toujours en activité, Thio Plateau et Camps des Sapins.

Principales conclusions

Bien que les radionucléides issus des retombées atmosphériques n'aient pas permis de discriminer les sources entre elles, ces derniers fournissent des informations quant aux processus érosifs dominants sur le bassin versant de Thio. En effet, les faibles activités mesurées en ^{137}Cs et $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ dans les sources et dans les sédiments indiquent que ce sont les processus d'érosion de subsurface qui dominent sur le bassin versant de Thio. De ce fait, il semblerait que parmi les différentes origines composant les sources non-minières (*i.e.* érosion des zones brûlées, surpâturage et piétinement des espèces invasives, glissements de terrain), ce soient davantage les glissements de terrain qui contribuent aux apports sédimentaires non-miniers.

L'approche géochimie élémentaire qui avait été envisagée initialement pour intégrer dans notre analyse les métaux (*e.g.* Ni, Co, Mn) comme éventuels traceurs des sources des minerais nickélifères, s'est finalement basée sur un traceur lithologique (K). De ce fait, la lithologie apparaît comme le critère dominant pour discriminer les sources minières et non-minières sur le bassin versant de Thio.

Cette étude montre, enfin, l'importance de la variabilité spatiale des précipitations comme facteur pouvant influencer localement les contributions des sources sédimentaires. Néanmoins, les résultats de cette étude sont sans équivoque et indiquent que ce sont les sources minières qui dominent les apports sédimentaires (68 % - 86 %) sur l'ensemble du bassin versant pour les deux crues étudiées (2015, 2017).

Suppléments d'informations

Étant donné que les approches basées sur les radionucléides géogéniques et la géochimie élémentaire utilisent toutes deux un traceur lithologique (*i.e.* respectivement U et K) et que les résultats entre les modèles associés fournissent des résultats similaires, une seule de ces deux approches a été conservée dans le reste du manuscrit. L'approche basée sur la géochimie élémentaire a été privilégiée car la technique d'analyse, *i.e.* la fluorescence X présente moins de contraintes au niveau des analyses que celles associées à la spectrométrie gamma (*e.g.* faible quantité d'échantillon acceptée, temps d'analyses plus court, moins de contraintes sur le bruit de fond).

Les données brutes associées à ce chapitre sont présentes en Annexe B.

Investigating the use of fallout and geogenic radionuclides as potential tracing properties to quantify the sources of suspended sediment in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific

Virginie Sellier¹ • Oldrich Navratil² • J. Patrick Lacey³ • Michel Allenbach⁴ • Irène Lefèvre¹ • Olivier Evrard¹

¹Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), UMR 8212 (CEA/CNRS/UVSQ-IPSL), Université Paris-Saclay, Gif-sur-Yvette, France

²Laboratoire Environnement-Ville-Société (EVS), UMR 5600/IRG, Université Lumière Lyon 2, Lyon (France)

³Environmental Monitoring and Science Division (EMSD), Alberta Environment and Parks (AEP Calgary, Alberta, Canada)

⁴LIVE-EA 4243, Université de Nouvelle-Calédonie, Nouméa, (Nouvelle-Calédonie, France) & LABEX Corail, France

DOI: 10.1007/s11368-019-02447-8

Received 21 May 2019 - Accepted 28 August 2019

Abstract

New Caledonia, a French island located in the south-west Pacific Ocean, has vast nickel resources. Open-cast mining has strongly increased soil erosion and the subsequent downstream transfer of sediments in river systems resulting in fundamental morphological changes (*e.g.* hyper-sedimentation, over-burden). Understanding the sediment source contributions from mining activities is therefore important to guide the implementation of effective management measures.

A pilot sediment tracing study was conducted in the Thio River (397 km²) catchment draining the island's first mine. Sediment deposited during the February 25, 2015 and April 10, 2017 flood events was collected with a tributary tracing design, including main stem (n= 19) and tributary (n= 24) samples. The tributaries were classified into two source types: sub-catchments draining mining sites and sub-catchments devoid of mining activities. Three sets of potential tracing parameters (*i.e.* fallout radionuclides, geogenic radionuclides, and elemental geochemistry) were examined for their potential to model the contributions of sediment from mining versus non-mining tributaries to sediment collected on the Thio River.

The very low fallout radionuclide activities (¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb_{xs}) found in the source and sediment samples demonstrate that most material transiting the river network is derived from subsoil sources. Geogenic radionuclides and elemental geochemistry were therefore utilized in the tributary tracing approach. Accordingly, U and K were selected as the optimal tracers of the two main lithological regions supplying sediment to the main stem of the Thio River. Model results demonstrated that tributaries with mining activity dominated the sediment supply to the Thio River with mean sediment contributions of 68 % (SD 28 %) for the 2015 flood and 86 % (SD 7 %) for the 2017 event.

Geogenic radionuclides and elemental geochemistry were more effective at discriminating between tributaries with and without mines than fallout radionuclides. The similarity of the model results from tracing with geogenic radionuclides and elemental geochemistry illustrates their potential to investigate sediment source contributions in similar catchments across the South Pacific Islands affected by mining activities.

Keywords: Caesium-137 • Nickel mining • Sediment source fingerprinting • Soil erosion
• X-ray fluorescence

1. Introduction

Soil erosion and the associated sediment transfer to river systems are exacerbated in tropical regions exposed to heavy rainfall, particularly during cyclones (Mertes, 1994; Aalto and Nittrouer, 2012). In the South Pacific region, including the French Island of New Caledonia, these tropical depressions frequently generate overbank peak flows that may damage human settlements, public infrastructure and agricultural land (Terry *et al.*, 2008). The flood events generated by cyclones and tropical depressions supply the major part of the sediment flux transiting rivers in this region. For example, during significant rainfall events, riverine suspended sediment concentrations (SSC) have exceeded concentrations of 350 g L⁻¹ resulting in high sedimentation rates (> 3 cm yr⁻¹) on floodplains in Fiji (Terry *et al.*, 2002).

In New Caledonia, a significant proportion of the sediment load is potentially generated by mining activities, which increase the terrigenous inputs to downstream coastal lagoons (Bird *et al.*, 1984). Although the mining sector has contributed to the economic growth of New Caledonia since the 1880s (5 % of GDP (IEOM, 2016)), it is also considered to be the one of the main drivers of environmental degradation on the island (Sabinot and Lacombe, 2015).

Suspended sediment is known to transport large quantities of nutrients and contaminants in river systems (Owens *et al.*, 2001; Owens and Walling, 2002; Walling *et al.*, 2003). In New Caledonia, high concentrations of trace metals, including Ni and Cr, were found in pelagic and freshwater organisms (Hedouin *et al.*, 2007; Hedouin *et al.*, 2008). In addition, the suspended sediment itself degrades coral reef systems (Rogers, 1990). Coral reefs are particularly sensitive to increases in turbidity as they often become stressed by the reduction in light penetration (Rogers, 1979; Heintz *et al.*, 2015; Restrepo *et al.*, 2016). The degradation of 4500 km² of Caledonian coral reefs, listed as a UNESCO World Heritage site, threatens a variety of fundamental ecosystem services (*e.g.* fisheries, coastal protection and tourism) estimated at a value of \$340 million USD per year (Pascal, 2010).

To protect these natural resources, the effective management of mining resources is required (Pascal *et al.*, 2008; David *et al.*, 2010). Open-cast mining is widespread in New Caledonia. The island's soils, developed on ultrabasic rocks (*e.g.* peridotites), are enriched in Fe and transition metals such as Mn, Ni, Cr and Co (Schwertmann and Latham, 1986). The weathering of the peridotite results in the formation of Ni- and Fe-rich smectite, serpentine, goethite and hematite. The migration of these transition metals through the soil profile results in higher Ni concentrations in the saprolite (Ni : 0.5 - 3.5 %) and laterite layers (Ni : 0.9 - 1.8 %) (Trescases, 1973). Both saprolite and laterite are mechanically mined, generating large quantities of overburden material (*e.g.* mining tailings). This mining waste was historically (*i.e.* since 1880) stored on the foothills of the mines. In 1975, the inhabitants of New Caledonia, whose livelihood was already impacted by heavy rainfall events, became increasingly aware of the deleterious consequences of mining activities due to cyclone Alison, which generated extensive flooding and mudflows across the island.

Although the management of overburden material was improved through the prohibition of mining waste storage on foothills and the creation of storage ponds on the mining sites after 1975, a significant quantity of legacy material has accumulated on the hillsides where it is frequently exposed to erosion processes. In addition to these mining-related inputs of both fine sediment and coarser materials, other sources of sediment may supply a significant quantity of particulate material to New Caledonian river systems. Bushfires or land-clearing fires occur frequently in the region (Dumas *et al.*, 2010). These fires can lead to shallow landslides and/or extensive soil erosion of surface material on hillslopes (Blake *et al.*, 2009; Nyman *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2012). Moreover, the deer population significantly increased during the last 40 years. The associated trampling may have further accelerated surface soil degradation (Shellberg *et al.*, 2010).

To help improve the management of deleterious sediment loads in mining-affected regions in New Caledonia, it is important to improve our understanding of the main sediment sources. Sediment fingerprinting techniques have been widely applied to investigate the relative contribution of multiple sources (Walling *et al.*, 1979; Collins *et al.*, 1996; Walling, 2005). These techniques can provide information on the main erosion processes involved in sediment mobilization (*e.g.* mass movement, sheet, rill, gully and channel erosion) and the spatial origin of sources (*e.g.* land-use, lithology) that cannot be provided by traditional monitoring techniques. They consist of the measurement of multiple conservative properties, or fingerprints, in both sediment sources and river sediment in order to quantify the respective source contributions to material transiting river systems (Davis and Fox, 2009; Koiter *et al.*, 2013; Walling, 2013). The commonly used properties can be grouped into four main categories; geochemical (*e.g.* elemental geochemical contents, isotopic ratios), biogeochemical (*e.g.* organic compounds), physical (*e.g.* mineral, magnetic parameters) and nuclear properties (*e.g.*

Introduction

radioactive elements) (Koiter *et al.*, 2013). In recent years, these latter have diversified with the emergence of more alternative sediment fingerprinting techniques based on sediment color (Martínez-Carreras *et al.*, 2010; Legout *et al.*, 2013), pollen plant (Brown *et al.*, 2008) or more recently environmental DNA (Ficetola *et al.*, 2018; Evrard *et al.*, 2019). This diversity in the use of fingerprints has been achieved in conjunction with the improvement of mixing models (*e.g.* reduction of associated uncertainties). Following this progress, Laceby *et al.* (2019) recommend to further develop the combination of multiple sets of fingerprints to enrich the knowledge base of these parameters and the associated potential biases (*e.g.* source variability, particle size selectivity). These authors outlined in particular the need to improve our understanding of processes that establish the source fingerprint signals and their conservative behavior in order to be able to provide a better analysis of key processes driving the mobilization, generation, and deposition of sediment.

In New Caledonia, sediment originates from two main sources. In areas affected by bushfires and grassland degradation, sediment may be derived from a mixture of surface material (*e.g.* hillslope erosion) and subsurface soils (*e.g.* shallow landslides and channel bank erosion). In contrast, sediment associated with mining activities (*e.g.* overburden, bare mining soils, mining prospection and access roads) will likely consist predominantly of subsurface material. One potential approach to discriminate between surface and subsurface sediment sources is the comparison of their fallout radionuclide activities (^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$). In particular, ^{137}Cs ($t_{1/2} = 30$ years), a by-product of thermonuclear bomb testing, which mainly occurred between 1952–1974 in the Southern Hemisphere, was demonstrated to be an effective tracer of surface and subsurface sources in numerous studies conducted in nearby Australia (Olley *et al.*, 2013; Wilkinson *et al.*, 2013; Hancock *et al.*, 2014). Accordingly, ^{137}Cs could potentially discriminate between mining and non-mining sources, the latter of which is hypothesized to have higher ^{137}Cs concentrations owing to a greater proportion of surface material.

In addition to the investigation of fallout radionuclide analyses, the inclusion of other tracers including geochemical elements (Koiter *et al.*, 2013; Laceby *et al.*, 2015; Batista *et al.*, 2018) holds potential to provide additional sediment source information such as whether non-mining or mining sources dominate the supply of sediment. Peridotite massifs where nickel ores are extracted cover one third of the island and are characterized by a depletion of Th, K and U. Contrarily, the volcano-sedimentary formation, that covers approximately the remaining two thirds of the island, are naturally enriched in Th, K and U (Sevin, 2014). Accordingly, the Th, K and U contents may discriminate between sediment contributions from tributaries draining mines compared to watercourses flowing across areas devoid of mining activities.

The objective of this research is to quantify the contribution of mining and non-mining tributaries to the Thio River, one of the first catchments in New Caledonia to be mined for nickel. In particular, three sets of potentially discriminant tracing properties will be tested to quantify sediment source contributions: fallout radionuclides (*i.e.* ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$), geogenic radionuclides (*i.e.* Th, K and U) and elemental geochemistry. The model results will quantify the relative contribution of mining tributaries to sediment loads degrading the Thio River and its estuary. The results will also help to develop an approach to examine source contributions from mining/non-mining catchments across New Caledonia and potentially across similar South Pacific and other tropical islands.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The New Caledonian archipelago is located in the southwestern Pacific Ocean, in Melanesia. The Thio River catchment (397 km²) is located on the east coast of the main island, called La Grande-Terre (17,000 km²). The catchment has a variable topography, with a mean altitude of 416 m asl (above sea level); ranging from 0 to 1352 m asl (Figure 3.1).

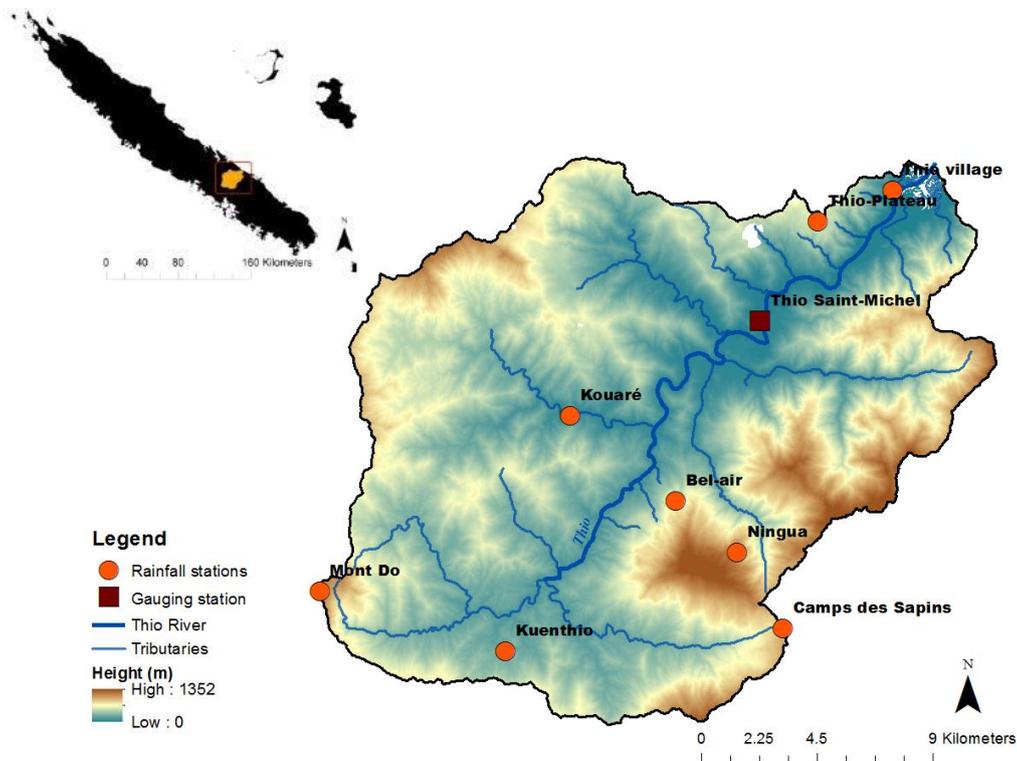


Figure 3.1 : Location of rainfall and river monitoring stations in the Thio River catchment

Materials and methods

On the western part of the catchment, volcanoclastic sandstone, clay rock and magmatic rock formations are composed of cherts (22 %), sandstone (9 %), a mix of basalt, dolerite and gabbro (6 %), polymetamorphic rocks (6 %) and alluvia (4 %). Laterites (18 %), peridotites (17 %), serpentines (10 %) and hazburgites (1 %) constitute the peridotite massifs, which mainly cover the eastern part of the catchment (40 % of the catchment surface), which results in its steeper relief (Garcin *et al.*, 2017) (Figure 3.2). The main land use in the catchment is permanent vegetation including forests (37 %), shrubland (35 %) and bushland (18 %) (Alric, 2009). According to the mining registry, mining concessions cover 40 % of the catchment area including 21 % (Figure 3.3) corresponding to active and abandoned mining sites and exploration.

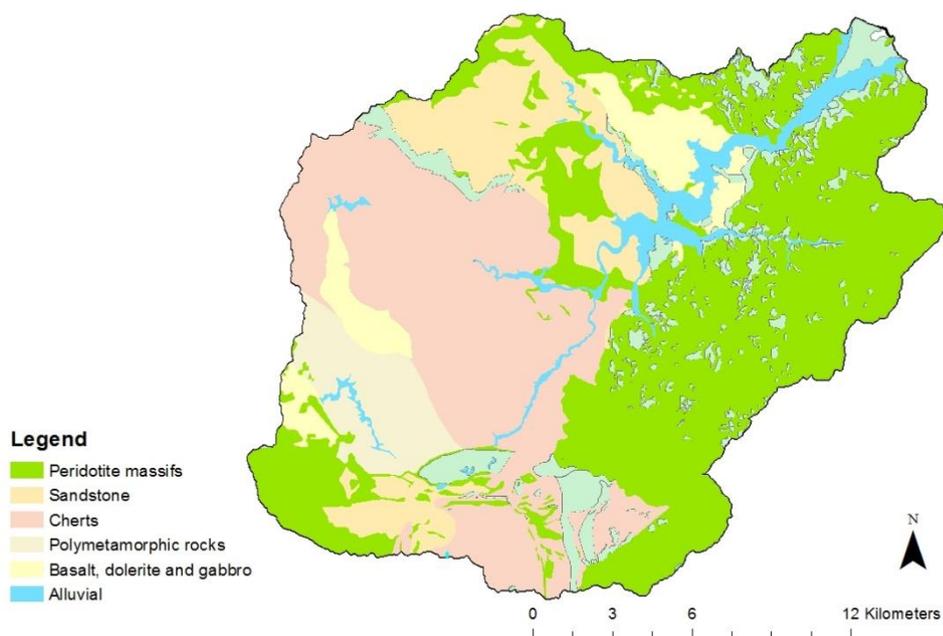


Figure 3.2 : Main lithologies in the Thio River catchment

The climate is tropical and is characterized by the alternation of a hot wet season (November-April; mean temperature of 27 °C) and a cooler dry season (May-October; mean temperature of 20 °C). The mean annual rainfall in the Thio catchment is 1620 mm (1981–2008) (Alric, 2009). About fifty cyclones have affected New Caledonia since the 1880s (*i.e.* a cyclone or a tropical depression occurs on average every 2.7 years) (Garcin, 2010). According to local meteorological records, cyclones may supply more than 20 % of the annual rainfall in only one day (Météo France).

The catchment's river network is dense with 12 tributaries (Figure 3.1) flowing into the main stem of the Thio River (28 km long). Ninety-two percent of the river channel length is characterized with a slope lower than 5 %. The overall slope index Ig (34 ‰) reflects the torrential regime observed

in the Thio River tributaries. The catchment is very reactive to heavy rainfall given the extensive bare soil surface associated with past mining activities (~10 sites), ongoing mining operations (*e.g.* 2 sites: Thio Plateau, Camps des Sapins) and the occurrence of 6 km² of mining roads, which all increase runoff production as they are well connected to the river network (Alric, 2009). Extensive erosion processes are evident across the Thio catchment, including rills, gullies, landslides and channel bank erosion (Danloux and Laganier, 1991).

2.2. Hydro-sedimentary monitoring

Rainfall is recorded at three stations (*i.e.* Thio Plateau, Thio village, Camps des Sapins) operated by Météo France and five stations by the island's local authorities (*i.e.* Kouaré, Bel-Air, Ningua, Kuenthio, Mont Do managed by the DAVAR – Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales), with records available since 1952. Rainfall data at these eight stations was collected for two floods investigated in the current research, the tropical depression on February 25, 2015 and Cyclone Cook on April 10, 2017. Daily discharge has been monitored at a river gauging station located on the main stem of the Thio River section since 1981 by the DAVAR (Figure 3.1).

2.3. Source and river sediment sampling

A tributary tracing design was used to investigate sediment source contributions in the Thio River catchment (Olley and Caitcheon, 2000; Evrard *et al.*, 2015; Laceby *et al.*, 2017). The tributary approach consists of sampling sediment in the different tributaries and using these samples as potential sources of sediment sampled further downstream on the main stem of the Thio River (Figure 3.3). Using lag deposits as potential source samples is a common technique in sediment fingerprinting studies (Bottrill *et al.*, 1999). For those catchments that are not equipped with automatic sediment such as the Thio River catchment, lag deposit sampling is the most suitable alternative for suspended sediment sampling, particularly because it is well representative of the whole catchment area. Olley *et al.* (2013) showed that equivalent results (*i.e.* fallout radionuclide activities) were observed for both lag deposits and suspended sediment samples (*i.e.* <10 µm fraction). However, this sampling technique also has disadvantages such as those outlined by Haddadchi *et al.* (2013), and including a lack of information on the hysteresis effect of flood events and the effect of discharge on sediment contribution from different sources.

Lag deposits were collected at exposed subaerial sites free of vegetation on channel bars. Forty-three samples were collected after two major floods (~10 yr return period): (1) the tropical depression of February 25, 2015 with lag deposits sampled between April 30 and May 5, 2015 (n= 31) and (2) Cyclone Cook on April 10, 2017, sampled between May 16 and 17, 2017 (n= 12). At each sampling site,

five to ten subsamples of fine sediment were collected across a 10-m² surface with a plastic trowel. The subsamples were composited into one sample representative of the fine sediment deposited on the channel bars. Among these samples, 16 were collected in tributaries with mine activities ('mining tributaries'), eight in tributaries draining areas devoid of mining activities ('non-mining tributaries') and 19 on the main stem of the Thio River (Figure 3.3). The samples were oven-dried at 40°C for ~48 hours and sieved to 2 mm and 63 µm.

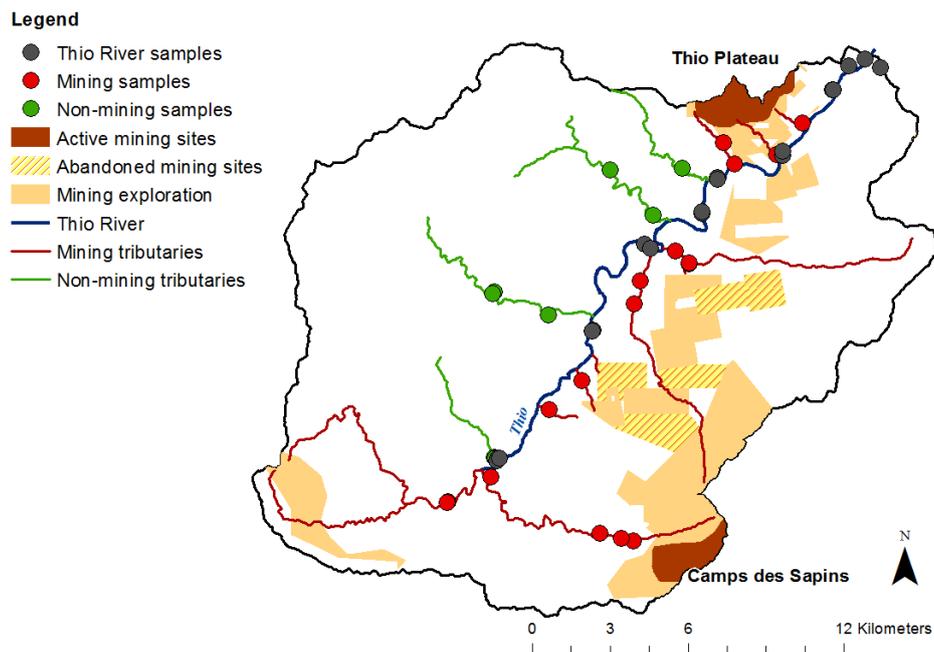


Figure 3.3 : Location of the sediment samples collected along with tributary source classifications and the location of the active and abandoned mining sites along with mining exploration conducted in the Thio River catchment

2.4.Source and river sediment analysis

2.4.1.Particule size

Fine particles are preferentially mobilized and transported over longer distances. This process may lead to the accumulation of finer particles in the lower reaches of the main river channel and receiving water. In the Thio River catchment, this phenomenon has resulted in the hyper-sedimentation observed in the main stem and the lagoon. This particle size selectivity may affect biogeochemical properties (*i.e.* geochemical transformations, organic matter depletion/enrichment) and physical properties (*i.e.* particle size) of source and downstream sediment material (Lacey *et al.*, 2017). Different techniques were implemented to address particle size effects in sediment fingerprinting studies (*e.g.* fractionation of source and sediment material to a narrow particle size range, concentration corrections) (Stout *et al.*, 2013; Foucher *et al.*, 2015; Le Gall *et al.*, 2016). In the

current research, fallout radionuclide activities, geogenic radionuclide and geochemical element contents measured in the <2 mm and <63 μm fractions of samples were compared. Gamma spectrometry and X-ray fluorescence analyses were carried out on a subset of samples ($n= 31$) for which both fractions were analyzed. Linear correlations between the parameters measured in <2 mm and <63 μm fractions was assessed to select properties that were the less affected by a potential particle size effect.

2.4.2. Gamma spectrometry

Tributary and main stem samples ($n= 43$) were packed in 15 mL polyethylene containers for radionuclide analysis with gamma spectrometry using coaxial N- and P-type HPGe detectors (Canberra/Ortec) at the Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE, Gif-sur-Yvette, France). ^{137}Cs activities were measured at the 662 keV emission peak. $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities were calculated by subtracting the supported activity (determined by using two ^{226}Ra daughters), ^{214}Pb (average count number at 295.2 and 351.9 keV) and ^{214}Bi (609.3 keV) from the total ^{210}Pb activity measured at 46.5 keV (Le Gall *et al.*, 2017). Assuming that ^{232}Th and its daughter products were in secular equilibrium, ^{228}Th activities were calculated using the average between the gamma rays of two of its daughter products, ^{212}Pb (239 keV) and ^{208}Tl (583 keV) (Le Gall *et al.*, 2016). Elemental concentrations in Th (mg kg^{-1}) were calculated from ^{228}Th activities. In the same way, ^{238}U was estimated from the gamma rays of its daughter, ^{214}Pb (295 and 352 keV) and the U elemental content was expressed in mg kg^{-1} . ^{40}K was detected at 1460 keV and the K concentration was provided in mg kg^{-1} . Counting efficiencies and calibration were conducted using certified International Atomic Energy Agency (IAEA) standards (IAEA-444, 135, 375, RGU-1 and RGTh-1) prepared in the same containers as the samples.

2.4.3. X-ray fluorescence

X-ray fluorescence measurements were conducted on sediment samples stored in air double X-ray Mylar film small mass holder cells with a sample quantity between 0.2 and 0.5g. Major element contents (*i.e.* Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu and Zn) were analyzed by energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry (Epsilon 3, Malvern PANalytical) at LSCE, Gif-sur-Yvette, France. Samples were irradiated by a primary beam generated by an Rh anode X-ray tube emitting electromagnetic waves between 100 eV and 1 MeV with a maximum power, typical current and voltage fixed to 15 W, 3 mA and 50 kV respectively. The associated Si-drift detector had a Be window thickness of 8 μm and recorded the sample spectrum in a 2D optical geometry configuration. Between 8 and 16 certified reference samples including International Atomic Energy Agency (IAEA) standards were used to derive the calibration curves for the geochemical elements of interest. X-ray intensities were converted into

concentrations using the Epsilon 3 software program through the application of the fundamental parameters method. Correlations between the determined and the standard elemental contents were comprised between 0.90 And 0.99. To validate the calibration, three certified samples different from those used for the calibration were analysed, and the associated mean relative error was 17 % (SD 5 %).

2.4.4. Conservative behavior and source discrimination

A multi-parameter composite fingerprinting approach was developed by Collins *et al.* (1996) to identify the spatial sediment sources and quantify their contributions in the river network. This approach first selects an optimal suite of tracers that discriminate different sediment sources. Second, this approach estimates the relative source contributions to target sediments using end member mixing models.

The fingerprinting technique relies on the ability of tracers to discriminate between sediment sources while remaining conservative. The use of non-conservative tracers may lead to incorrect source group prediction resulting in inaccurate estimations of source contributions (Sherriff *et al.*, 2015). Accordingly, it is generally considered important to restrict the tracing parameters to those that demonstrate conservative behavior. Therefore, each set of potential tracing properties (*i.e.* fallout radionuclides, geogenic radionuclides and elemental geochemistry) was plotted to ensure that the tributary source properties plotted within the source range.

Thereafter, the Mann-Whitney U-test ($\alpha = 0.05$, $p\text{-value} < 0.1$) selected parameters that significantly discriminated between the two sediment sources (*i.e.* mining and non-mining tributaries) for each group of potential tracers. A stepwise discriminant function analysis (DFA) was then used to select the optimal number of potential tracers through the selection of those that collectively maximized the discrimination between both sediment sources for each set of tracers. The optimal tracers for modelling were selected by minimizing the Wilks' lambda values in the backwards mode, with a $p > 0.05$ used to select a tracer and $p < 0.05$ used to remove a tracer.

2.4.5. Source contribution modelling

A distribution modelling approach was used to model the source contributions from the mining and non-mining tributaries to target sediment (Lacey *et al.*, 2015; Lacey and Olley, 2015). This approach incorporates distributions throughout the entire modelling framework, including the source contribution terms and the target sediment. For this two-source model, it is assumed that sediment samples constitute a discrete mixture of their sources, with the contribution from Source A being x , and the contribution of Source B being $(1-x)$ where:

$$Ax + B(1 - x) = C \quad \text{Equation 1}$$

C is the target Thio River sediment distribution, A and B are again the two source distributions (*i.e.* mining and non-mining tributaries), and x is modelled as a truncated normal distribution ($0 \leq x \leq 1$) with a mixture mean (μ_m) and standard deviation (σ_m) (Laceby and Olley, 2015). The model is solved by minimizing the median difference between the distributions of both sides of Equation 1 (*e.g.* C and $Ax + B(1 - x)$) with the Optquest algorithm in Oracle's Crystal Ball software with a randomly generated mixture mean (μ_m) and standard deviation (σ_m). Source contributions (x) were determined by simulating all distributions in Equation 1 with 2500 Latin Hypercube samples from 500 bins and varying the mixture mean (μ_m) and standard deviation (σ_m). This simulation and solving procedure repeated 2500 times and the median proportional source contribution from these 2500 additional simulations being reported as the source contribution to the target sediment. Uncertainty was determined through summing three quantifiable model uncertainties: (1) the median absolute deviation of the individual source median contribution for the additional 2500 simulations; (2) the modelled standard deviation; and (3) the median absolute deviation of this modelled standard deviation for the 2500 model additional simulations (Laceby *et al.*, 2015).

3.Results

3.1.Conservative behavior and source discrimination

3.1.1.Fallout radionuclides

Although the samples were analyzed in an ultra-low background laboratory, fallout radionuclide activities (*i.e.* ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) were below detection limits for 10 samples for ^{137}Cs , and 5 samples for $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ for <2 mm fraction of samples (Table 3.1). When analyzing the <63 μm fraction, the results remained below detection limits for five sediment samples for ^{137}Cs and for two samples for $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$. For the samples above the detection limit, mean activities for ^{137}Cs were 0.3 Bq kg^{-1} (SD 0.3 Bq kg^{-1}) for mining sources. Slightly higher mean ^{137}Cs activities were measured in non-mining sources (1 Bq kg^{-1} ; SD 0.5 Bq kg^{-1}). Similar values were found in the Thio River target sediment samples (*i.e.* on the main stem) in 2015 (0.7 Bq kg^{-1} ; SD 0.4 Bq kg^{-1}) (Table 3.1, <63 μm fraction). $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities were lower in mining sources (6 Bq kg^{-1} ; SD 7 Bq kg^{-1}) compared to non-mining sources (19 Bq kg^{-1} ; SD 15 Bq kg^{-1}). $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities in the Thio River target sediment samples were similar to non-mining sources in 2015 (15 Bq kg^{-1} ; SD 8 Bq kg^{-1}) (Figure 3.4-b, Table 3.1, <63 μm fraction).

Fallout radionuclide activities measured in both <63 μm and <2 mm fractions of sediment were correlated; with r^2 coefficients of 0.66 for ^{137}Cs and 0.73 for $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Figure 3.5-a, b). Owing to particle

Results

size effect affecting fallout radionuclides activities (Figures 3.4 and 3.5, Table 3.1) and a larger number of results above the detection limits in the $<63 \mu\text{m}$ fraction, the sediment fingerprinting approach was carried out exclusively on the finest fraction of samples. ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities found in river sediment samples plotted within the range of activities measured in the potential source samples, indicative of conservative behavior (Figure 3.2-b). However, the p-values associated with the Mann-Whitney U test ($\alpha=0.05$, p-value <0.1) for both ^{137}Cs (0.7720) and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (0.1109) indicated that these tracers were not able to significantly discriminate between sediment sources (*i.e.* mining and non-mining tributaries). Accordingly, fallout radionuclides were not used to model sediment source contributions in the Thio River catchment.

Table 3.1 : Fallout radionuclide activities and geogenic radionuclide contents (mean, M; standard deviation, SD) in the <2 mm and <63 µm fractions of sediment sources and Thio River sediment

		Mining tributaries (n= 16)				Non-mining tributaries (n= 8)				Thio River sediment 2015 (n= 11)				Thio River sediment 2017 (n= 8)			
Fingerprinting property	Particle size	M	SD	Min	Max	M	SD	Min	Max	M	SD	Min	Max	M	SD	Min	Max
¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹)	<2 mm	0.3	0.1	0.1	0.6	0.6	0.3	0.3	1.2	0.7	0.1	0.2	1.3	0.5	0.4	0.1	0.5
	< 63 µm	0.3	0.3	0.01	0.9	1	0.5	0.5	1.4	0.7	0.4	0.2	1.3	ND	ND	ND	ND
²¹⁰ Pb _{xs} (Bq kg ⁻¹)	<2 mm	3	3	1	12	10	10	2	34	9	5	4	18	8	5	2	15
	<63 µm	6	7	0.1	19	19	15	7	44	15	8	6	44	ND	ND	ND	ND
K (mg kg ⁻¹)	<2 mm	1386	1848	57	5973	12097	3980	5181	17296	4711	2270	1593	9347	2792	880	1691	4292
	<63 µm	1140	1298	121	4742	12051	1394	10060	13697	5969	3030	1979	9240	ND	ND	ND	ND
Th (mg kg ⁻¹)	<2 mm	0.6	0.7	0.08	2	6	2	2	7	1	0.6	0.6	6	2	1	0.6	2
	<63 µm	0.5	0.4	0.1	1	7	1	6	8	3	2	0.8	6	ND	ND	ND	ND
U (mg kg ⁻¹)	<2 mm	0.1	0.1	0.04	0.5	1.2	0.3	0.3	1.5	0.3	0.1	0.2	1.2	0.4	0.3	0.4	0.4
	<63 µm	0.1	0.1	0.05	0.2	1.3	0.1	1.2	1.5	0.6	0.3	0.2	1	ND	ND	ND	ND

Results

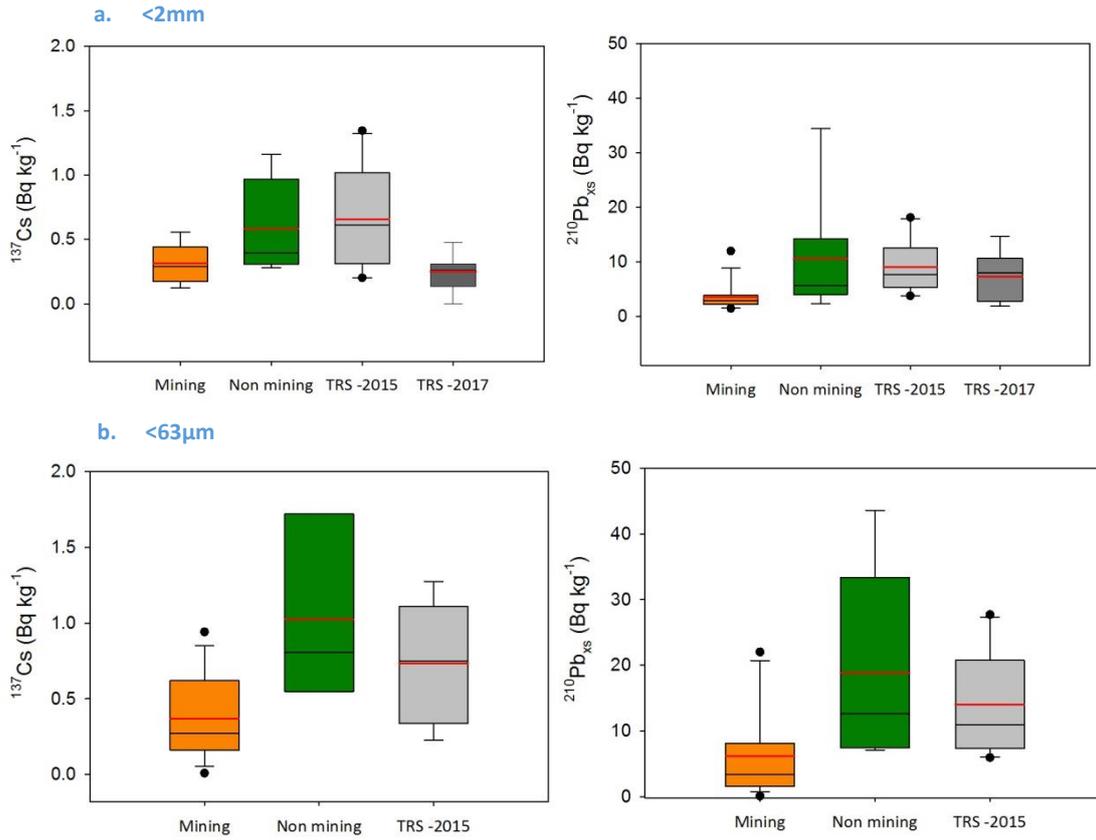


Figure 3.4 : Box-plots of fallout radionuclide activities (*i.e.* ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) in the <2 mm (a) and the <63 μm (b) fractions of sediment collected on the mining tributaries (Mining), non-mining tributaries (Non mining) and the main Thio River (Thio river sediment)

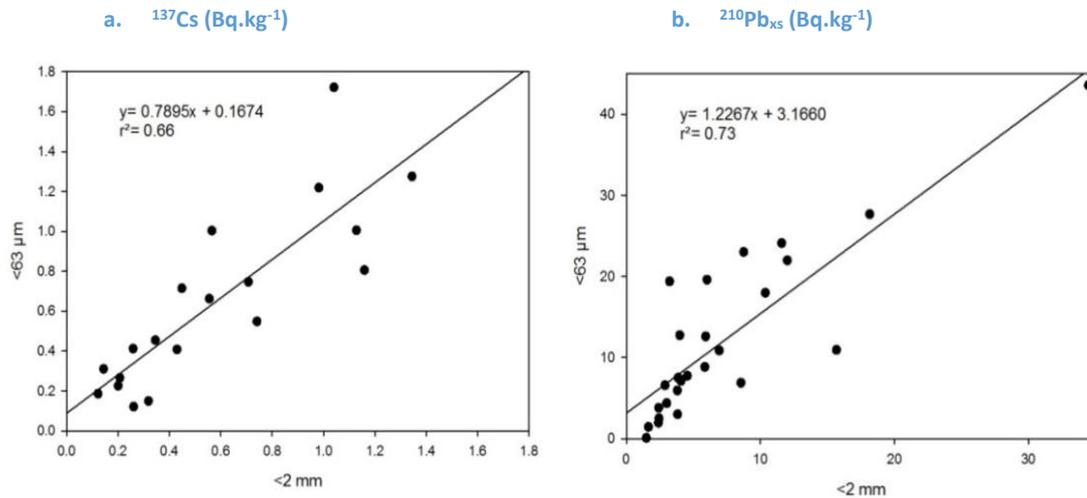


Figure 3.5 : Comparison of ^{137}Cs (a) and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (b) activities measured in the <63 μm and the <2 mm fractions of sediment samples collected in the Thio River catchment

3.1.2. Geogenic radionuclides

There were 10-fold higher Th, U, K contents found in non-mining source samples compared to mining source samples (Figure 3.6, Table 3.1, <2 mm). Mean Th contents were 6 mg kg⁻¹ (SD 2 mg kg⁻¹) in non-mining source samples versus 0.6 mg kg⁻¹ (SD 0.7 mg kg⁻¹) for mining source samples. Mean K content was 12,097 mg kg⁻¹ (SD 3980 mg kg⁻¹) for non-mining source samples relative to 1386 mg kg⁻¹ (SD 1848 mg kg⁻¹) in mining source samples. Finally, mean U contents were 1.2 mg kg⁻¹ (SD 0.3 mg kg⁻¹) in non-mining sources and 0.1 mg kg⁻¹ (SD 0.1 mg kg⁻¹) in mining source samples (Table 3.1). Target river sediment samples were characterized by low geogenic radionuclide contents, similar to those found in mining source samples (Figure 3.6). These contents remained similar in sediment collected after both 2015 and 2017 flood events (Figure 3.6, Table 3.1). Mean Th contents in the Thio River sediment samples were 1 mg kg⁻¹ (SD 0.6 mg kg⁻¹) in 2015 and 2 mg kg⁻¹ (SD 1 mg kg⁻¹) in 2017. Mean K content was 4711 mg kg⁻¹ (SD 2270 mg kg⁻¹) in 2015 relative to 2792 mg kg⁻¹ (SD 880 mg kg⁻¹) in 2017. Finally, mean U contents were 0.3 mg kg⁻¹ (SD 0.1 mg kg⁻¹) in 2015 and 0.4 mg kg⁻¹ (SD 0.3 mg kg⁻¹) in 2017 (Table 3.1, <2 mm).

Analyses conducted on the <2 mm and <63 µm fractions (n= 31) demonstrated that Th, K and U contents were very well correlated in fine and coarse material (r²= 0.96, 0.92, 0.90 respectively) (Figure 3.7-a, b, c). Accordingly, these geogenic radionuclide properties were considered not to be significantly impacted by a potential particle size effect. As the elements were highly correlated between the two particle size fractions, the <2 mm was used in the modelling process.

According the Mann-Whitney U test results, all three geogenic radionuclides provided significant discrimination between the sediment sources (*i.e.* p-value < 0.1, Table 3.2). U was selected by the DFA to model sediment source contributions from mining and non-mining tributaries (Table 3.2) with a Wilk’s lambda value was 0.1742 and 96 % of sources correctly classified.

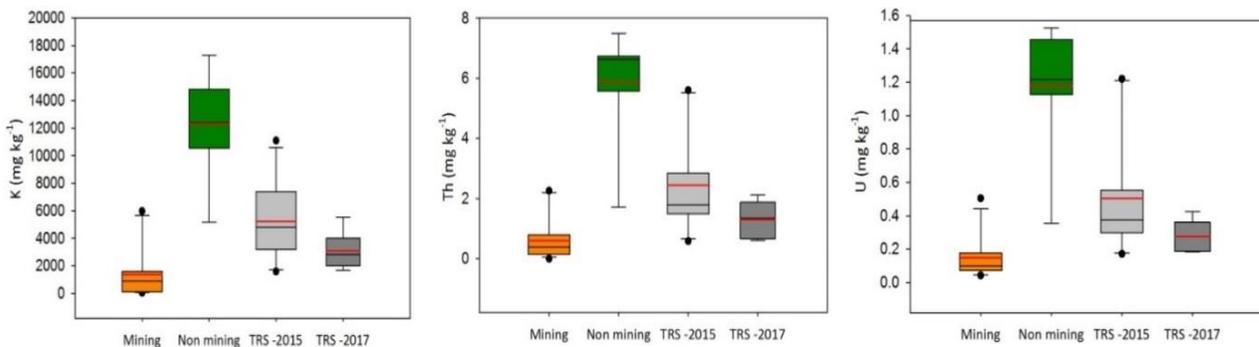


Figure 3.4 : Box-plots of geogenic radionuclide contents (*i.e.* K, Th, U) in the <2 mm fraction of sediment collected on the mining tributaries (Mining), non-mining tributaries (Non mining) and the main Thio River (Thio River sediment (TRS) - flood events of 2015 and 2017). The box indicates the location of the first and third quartiles; the black line indicates the median value; the red line indicates the mean value

Results

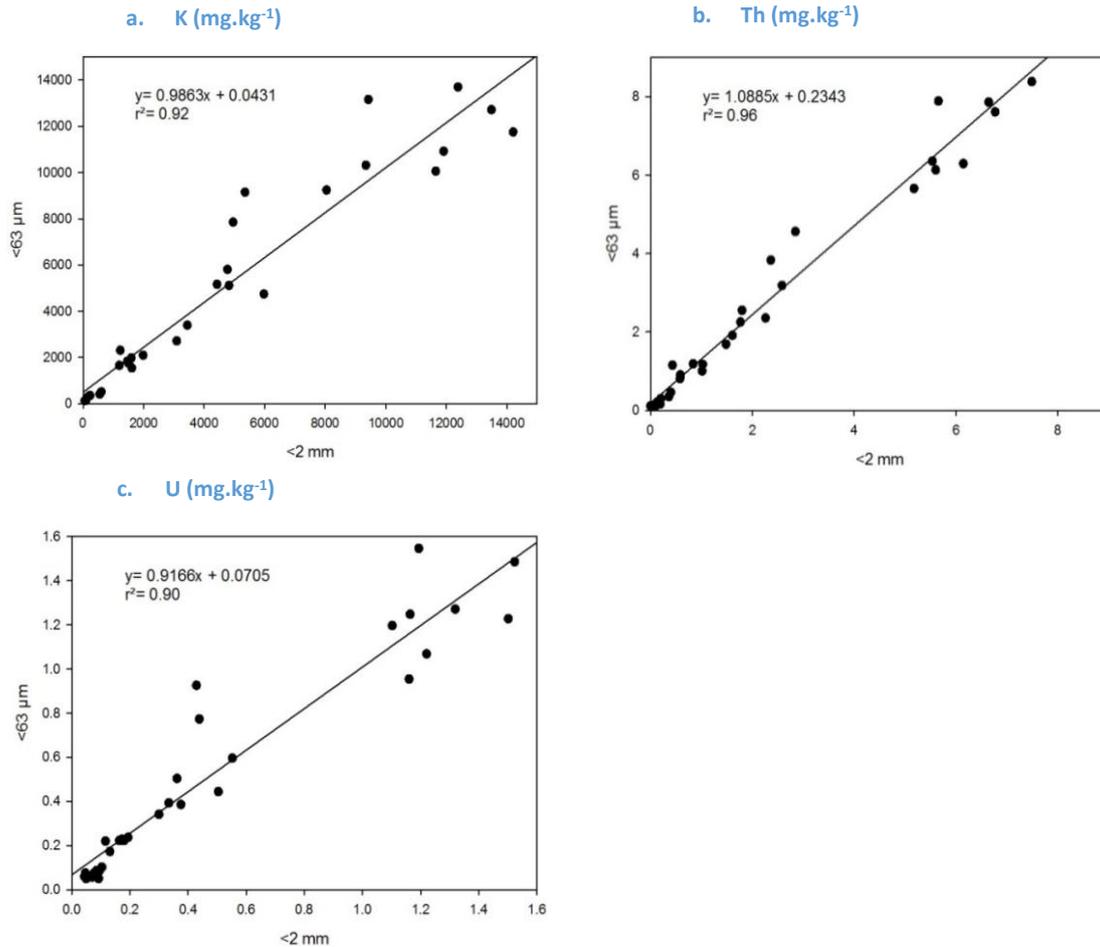


Figure 3.5 : Comparison of K (a), Th (b) and U (c) contents measured in the <63 μm and the <2 mm fractions of sediment samples collected in the Thio River catchment

3.1.3. Geochemistry

The concentrations of several geochemical elements were higher in mining source samples compared to non-mining sources, with 17-fold higher levels of Ni, 10-fold higher levels of Cr, 5-fold higher levels of Mg and two-fold higher concentrations of Fe and Mn (Figure 3.8). On the contrary, K, Ti and Al were enriched in non-mining source samples compared to mining sources, with 8-fold higher K concentrations, 3-fold higher Ti concentrations and two-fold Al concentrations. Zn contents were similar in both source types, with mean concentrations of 125 mg kg⁻¹ (SD 4 mg kg⁻¹) in non-mining sources compared to 146 mg kg⁻¹ (SD 47 mg kg⁻¹) in mining sources. Elemental concentrations measured in the river sediment samples generally plotted closer to the levels measured in mining sources compared to non-mining sources (Figure 3.8). They were similar in deposits collected in 2015 and 2017, except for the Mg contents that increased (32 %) and the Al and Ti contents that decreased (31 % and 44 %) between both flood events.

When comparing measurements on the <2 mm and <63 μm fractions, concentrations in most elements (*i.e.* Al, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Si, Ti and Zn) were not impacted by particle size (r^2 between 0.77 and 0.99) (Figure 3.9-a, b, c, e, f, g, h, i, j, k, l). In contrast, Cu contents were not well correlated in both fractions ($r^2= 0.35$) (Figure 3.9-d). Accordingly, Cu was not included in as a potential tracer. As the elements were highly correlated between the two particle size fractions, the <2 mm was used in the modelling process.

All ten geochemical elements (*i.e.* Al, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Si and Ti) that showed similar concentrations and correlations between the <2 mm and <63 μm fractions significantly discriminated between the potential sediment sources (*i.e.* Mann-Whitney U test ($\alpha= 0.05$, p-value < 0.1), Table 3.2). The DFA selected K as the optimal tracer of mining and non-mining source sediments with a Wilk's lambda of 0.1691 and 96 % of the source samples were correctly classified (Table 3.2).

Results

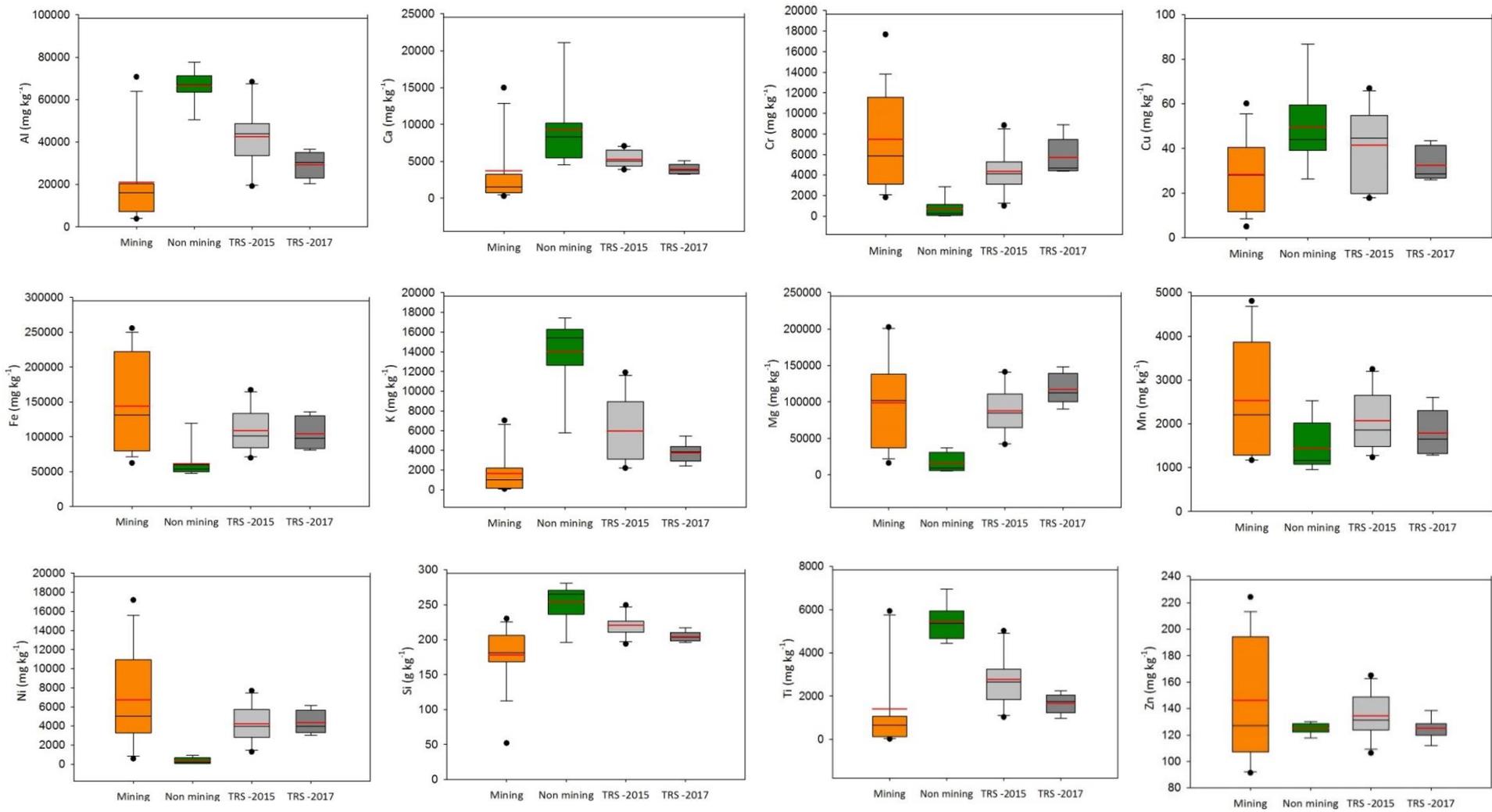


Figure 3.6 : Box-plots of geochemical element contents in the <63µm fraction of sediment collected on the mining tributaries (Mining), non-mining tributaries (Non-mining) and the main Thio River (Thio River sediment (TRS) - flood events of 2015 and 2017). The box indicates the location of the first and third quartiles; the black line indicates the median value; the red line indicates the mean value

Chapitre 3

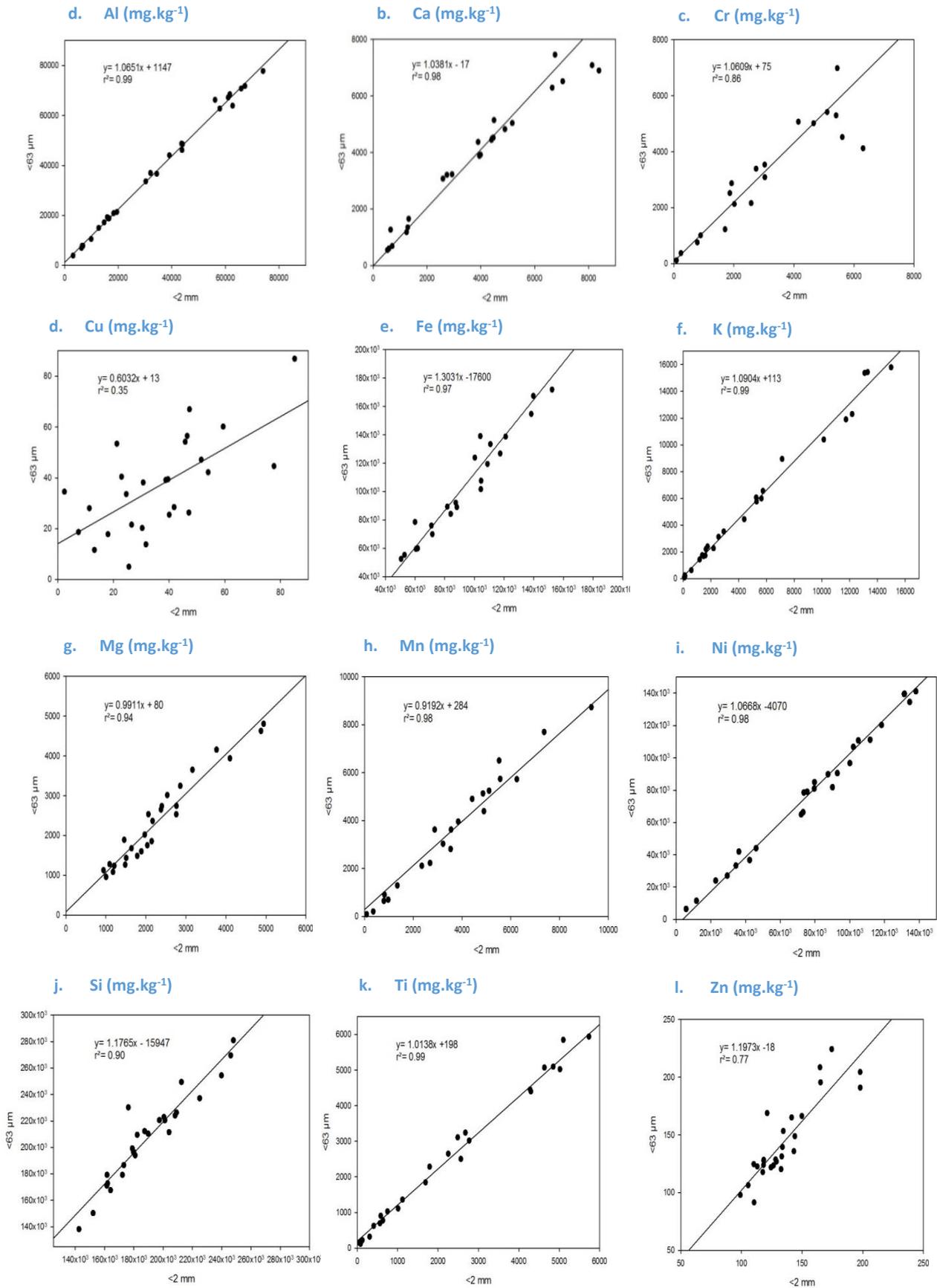


Figure 3.7 : Comparison of geochemical elemental contents measured in the <63 μm and the <2 mm fractions of sediment samples collected in the Thio River catchment

Results

Table 3.2 : Results of Mann-Whitney U test and the DFA used to identify the optimum tracer combination to differentiate sources supplying sediment to the Thio River for the <2 mm particle size fraction with the geogenic approach and for the <63 µm particle size fraction with the elemental geochemistry approach

Fingerprinting property	Mann-Whitney U test		DFA- backward mode			
	U value	p value	Wilk's Lambda	Variance explained by the variables (%)	Squared Mahalanobis distance	Correctly classified samples (%)
^{137}Cs (Bq kg^{-1})	38	0.7720	-	-	-	-
$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg^{-1})	16	0.1109	-	-	-	-
K (mg kg^{-1})	2	< 0.0001	-	-	-	-
Th (mg kg^{-1})	2	< 0.0001	-	-	-	-
U (mg kg^{-1})	2	< 0.0001	0.1742	82.6	19.6	96
Al (mg kg^{-1})	8	0.000	-	-	-	-
Ca (mg kg^{-1})	21	0.007	-	-	-	-
Cr (mg kg^{-1})	124	< 0.0001	-	-	-	-
Cu (mg kg^{-1})	23	0.011	-	-	-	-
Fe (mg kg^{-1})	121	0.000	-	-	-	-
K (mg kg^{-1})	2	< 0.0001	0.1691	83.1	20.3	96
Mg (mg kg^{-1})	119	0.000	-	-	-	-
Mn (mg kg^{-1})	108	0.006	-	-	-	-
Ni (mg kg^{-1})	125	< 0.0001	-	-	-	-
Si (g kg^{-1})	6	< 0.0001	-	-	-	-
Ti (mg kg^{-1})	13	0.001	-	-	-	-
Zn (mg kg^{-1})	68	0.834	-	-	-	-

3.2 Modelling results

The geogenic model (U) estimated that 68 % (SD 31 %) of sediment transiting the Thio River during the 2015 flood event originated from mining tributaries. Nevertheless, the large standard deviation (31 %) (Table 3.3) reflects the change of dominant source after different confluence depending on the tributary characteristics. In uppermost areas of the catchment, the contribution of mining tributaries clearly dominated (97 %) (Figure 3.10, Table 3.3, sampling point [1]). After the confluence with the Kouaré River (Figure 3.10, tributary [c]), the non-mining sources became the highest (95 %) (Table 3.3, sampling point [3]). Further downstream, the proportions of the mining sources increased again to reach 79 % (Thio Plateau input, Figure 3.10, tributaries [j, k, l], Table 3.3, sampling point [8]). Near the estuary, these mining sources remained largely dominant with sediment contributions between 80 - 86 % (Table 3.3, sampling point [9-11]).

During the 2017 flood event, the geogenic model also estimated that the mining tributaries dominated the supply of sediment throughout the main stem of the Thio River with a mean contribution of 87 % (SD 8 %) (Table 3.4). The only exception was the Kouaré River which likely supplied a significant contribution of non-mining sediment to the main stem of the Thio River (Figure 3.11,

tributary [c], Table 3.4, sampling point [4]). However, the mining tributary contribution remained dominant in the estuary with a contribution of 86 % (SD 0.1 %) (Figure 3.11, Table 3.4, sampling points [7-8]).

The elemental geochemistry model (K) demonstrated that mining tributaries supplied 68 % (SD 25 %) of the sediment material transiting the Thio River during the 2015 flood event. The results were similar with those obtained with the geogenic model (U): sediment material was mainly supplied by mining tributaries except after the confluence with the Kouaré River where the non-mining sources dominated with a mean contribution of 80 % (Table 3.3, sampling point [3]). In the estuary, the mining tributary contribution was estimated to vary between 63-89 % (Table 3.3, sampling points [9-11]). The largest difference between both model outputs was 29 % for the 2015 flood (Table 3.3, sampling point [5]). For the 2017 flood, results obtained with this model indicated that 84 % (SD 7 %) of sediment material originated from mining tributaries. Along the main stem of the Thio River, mining tributary contributions dominated the supply of sediment (Table 3.4, sampling points [1-8]). Again, the largest difference observed between the results of both models remained low (7 %).

Results

Table 3.3 : Source contributions calculated by both approaches using gamma spectrometry or X-Ray Fluorescence measurements for sediment deposited during the flood of February 25, 2015

Sampling point	Mining tributary contribution (%)		Non-mining tributary contributions (%)	
	U – Gamma spectrometry	K – XRF	U – Gamma spectrometry	K – XRF
1	97	95	3	5
2	96	95	4	5
3	5	20	95	80
4	64	69	36	31
5	75	46	25	54
6	76	79	24	21
7	11	33	89	67
8	79	86	21	14
9	86	89	14	11
10	80	69	20	31
11	82	63	18	37
M (%)	68	68	32	32
SD (%)	31	25	31	25
Minimum (%)	5	46	3	5
Maximum (%)	97	95	95	80

Legend

Source contributions (%)

-  Mining tributaries
-  Non-mining tributaries
-  Active mining sites
-  Abandoned mining sites
-  Mining exploration
-  Thio River
-  Mining tributaries
-  No-mining tributaries

- a. Watou
- b. Fanama
- c. Kouaré
- d. Kouergoa
- e. Koua
- f. Creek des Japonais
- g. Creek Jeanne et Marie
- h. Nakalé
- i. Nembrou
- j. Creek cimetière
- k. Mué
- l. Tomuru

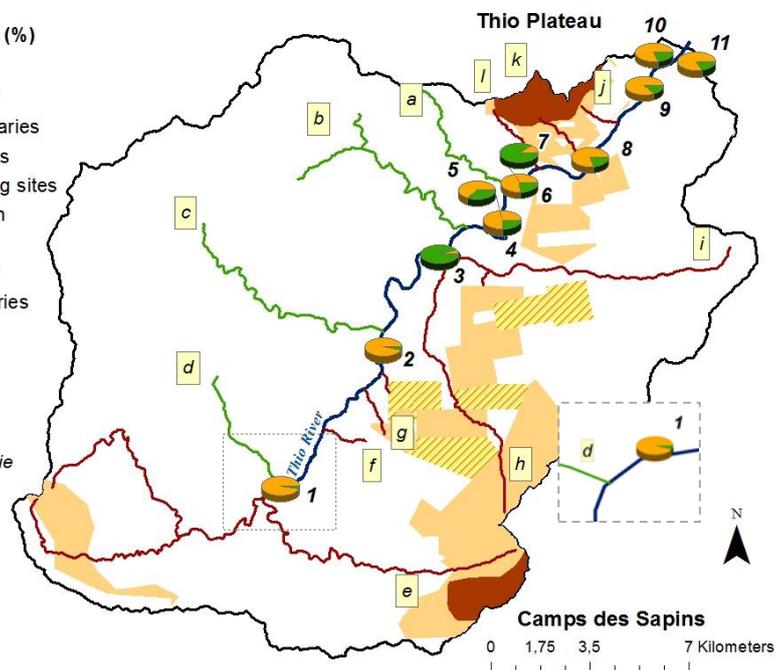


Figure 3.8 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) on the <2 mm fraction measurements using the geogenic model (U)

Table 3.4 : Source contributions calculated by both approaches using gamma spectrometry or X-Ray Fluorescence measurements for sediment deposited during the flood of February 25, 2015

Sampling point	Mining tributary contribution (%)		Non mining tributary contributions (%)	
	U – Gamma spectrometry	K – XRF	U – Gamma spectrometry	K – XRF
1	96	90	4	10
2	96	93	4	7
3	95	90	5	10
4	76	73	24	27
5	84	83	16	17
6	79	81	21	19
7	86	79	14	21
8	86	84	14	16
M (%)	87	84	13	16
SD (%)	8	7	8	7
Minimum (%)	76	73	4	7
Maximum (%)	96	93	24	27

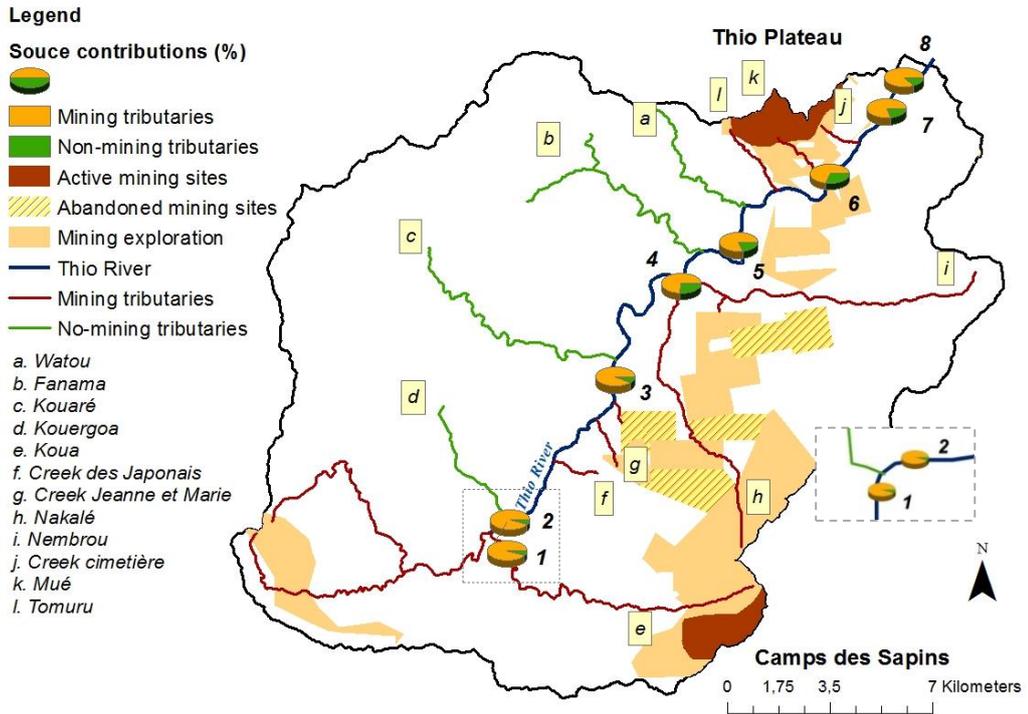


Figure 3.9 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood event) based on the <2 mm fraction measurements using the geogenic model (U)

4. Discussion

4.1. Implications for tracing the impact of mining activities on sediment supply in the South Pacific

One original assumption of the current research was that fallout radionuclides should provide discrimination between non-mining tributaries, with more surface soil erosion from shallow landslides and areas affected by bushfires and grassland degradation, compared to mining tributaries with higher subsoil erosion from mining related activities including the overburden, bare mining soils and access roads. Accordingly, higher ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities were expected in potential source samples collected in non-mining tributaries whereas they were assumed to be depleted in mining tributaries where topsoil has been removed to provide access to the laterite and saprolite layers enriched in nickel. However, the results demonstrated low ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities in both source tributaries. The fallout radionuclide activities in the non-mining tributary sediment were ~ 10 times lower than those measured in surface sources collected in nearby Australia. Wallbrink *et al.* (1998) showed that ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities were comprised between 0.6 - 3 Bq kg $^{-1}$ for subsurface sources and 18 - 270 Bq kg $^{-1}$ for surface sources when analyzing the <2 mm fraction. More recent studies focused on those fallout radionuclide activities contained in the finest fractions (*i.e.* <63 μm and <10 μm) of source samples, to which fallout radionuclides are preferentially bound (Smith *et al.*, 2011; Olley *et al.*, 2013; Wilkinson *et al.*, 2013). In these studies, ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities ranged from 4 to 10 Bq kg $^{-1}$ for subsurface sources and from 22 to 200 Bq kg $^{-1}$ for surface sources when analyzing the <63 μm fraction (Smith *et al.*, 2011). When restricting the analysis to the <10 μm fraction, fallout radionuclide activities were similar to those measured on the <2 mm and <63 μm fractions, varying between 0.15-15 Bq kg $^{-1}$ for subsurface sources and 10 - 150 Bq kg $^{-1}$ for surface sources (Olley *et al.*, 2013; Wilkinson *et al.*, 2013). Consequently, the low ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities found in both source tributaries in the current research should likely not to be attributed to the particle size fractions analyzed (*i.e.* <2 mm and <63 μm). On the contrary, Krause *et al.* (2003) showed that ^{137}Cs activity signatures equivalent to those measured in the Thio River catchment area were rather representative of gullied catchments. The results obtained in the current research indicate that both the mining and non-mining tributaries, and the target sediment collected on the main stem of the Thio River, are derived primarily from subsurface sources. These results are consistent with earlier observations made by Danloux and Laganier (1991) who observed the dominance of subsoil erosion processes in the New Caledonian mining catchments with the widespread occurrence of rills, gullies, landslides and channel bank erosion. These authors also outlined the specific impacts of mining activities conducted during the last 150 years in New Caledonia (*e.g.* soil stripping over several meters) as responsible for the expansion of these subsoil erosion processes, resulting in the massive supply of sediment to river systems during extreme rainfall

events occurring during the cyclone season (*i.e.* between January and April) (Terry *et al.*, 2002; Terry *et al.*, 2008).

Despite the occurrence of particle size effects during erosion and sediment transfer processes, the current research showed that a large number of tracers were not impacted by particle size. Geogenic radionuclides (*i.e.* Th, K, U) and elemental geochemistry (*i.e.* Al, Ca, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Si, Ti, and Zn) were well correlated in both particle size fractions (*i.e.* < 2 mm and <63 μm). The geogenic radionuclides are particularly promising as they provide a strong discrimination between both potential sediment sources with very minimal particle size differences. Furthermore, the source discrimination for the geogenic radionuclides is based on a well-established physico-chemical basis. Sevin (2014) reported that, in New Caledonia, the volcano-sedimentary rock formations naturally contained high U and K elemental contents, whereas peridotite massifs were depleted in these elements. As mining sites are concentrated in peridotite massifs, the application of these tracers for identifying the mining source contribution is straightforward. Although U and K trace the lithological regions supplying sediment to the rivers (*i.e.* contributions of peridotite massifs vs. volcano-sedimentary formations), they may also provide indirect information on the land-use contributions. About half of the peridotite massif surface area is occupied by mining exploration, active and abandoned mining sites, whereas these activities are virtually absent from the areas underlain by volcano-sedimentary formations.

4.2. Spatial and temporal variations of sediment source contributions

The geogenic and elemental geochemistry models were based on different fingerprints (*i.e.* U and K respectively) and particle size fraction analyzes (*i.e.* <2 mm and <63 μm fractions). Nevertheless, both fingerprinting techniques provided similar estimations of source contributions to sediment even though local differences in modelling results were as high as 29 % (Tables 3.3 and 3.4).

Although the two investigated events corresponded to floods with a return period of 10 years ($3500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$), they were generated by storms that contributed very different proportions of the annual rainfall (7 % in 2015 vs. 25 % in 2017). Furthermore, the spatial pattern of rainfall across the catchment strongly differed. The first event (February 25, 2015) generated more rainfall on the western part of the catchment (230 mm at Kouaré rainfall station vs. 136 mm at Bel-Air rainfall station, Figure 3.12). The Kouaré River sub-catchment received twice more rainfall than observed in the rest of the Thio River catchment. This heterogeneous spatial rainfall distribution may explain the relatively high contribution of the non-mining source to the sediment deposited in the Thio River after the confluence with the Kouaré River (Figure 3.10, tributary [c] 80-95 %).

Discussion

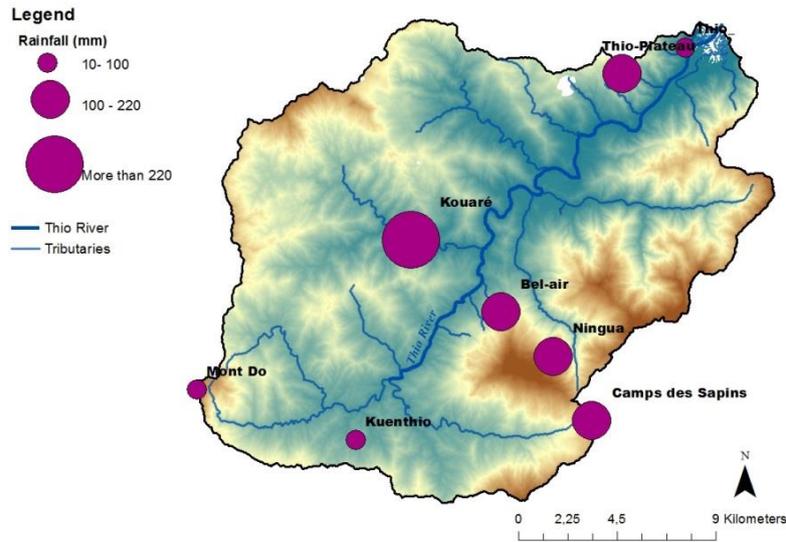


Figure 3.10 : Spatial rainfall distribution during flood event of February 25, 2015 on the Thio River catchment

On the contrary, rainfall preferentially affected the eastern part of the catchment (409 mm at *Thio Plateau* station, 493 mm at *Camps des Sapins* station vs. 60 mm at Kouaré station) during the second event (April 10, 2017) (Figure 3.13). The maximum rainfall was recorded at stations located nearby the mines currently in operation (*i.e.* Thio Plateau, Camps des Sapins) during the cyclone. During this event, the contribution of mining tributaries was larger than that of non-mining tributaries, reducing their relative contribution to 24 - 27 % (Figure 3.11, tributary [c]).

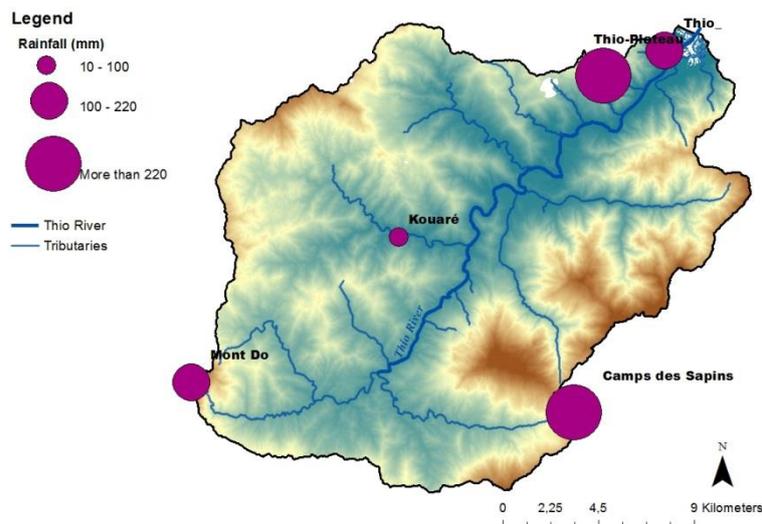


Figure 3.11 : Spatial rainfall distribution during flood event of April 10, 2017 on the Thio River catchment

Although the mining source contributions largely dominated the sediment production across the entire catchment during the two investigated events, the results of the current research showed that the spatial distribution of rainfall may locally or sporadically modify the sediment supply to the river. Nevertheless, the dominant sediment source remained the mining tributaries with contributions varying between 63 - 82 % during the 2015 event and 84 - 86 % during the 2017 event near the estuary. These results demonstrate that nickel mining activities directly impact sediment dynamics in this New Caledonia catchment.

5. Conclusions

In New Caledonia, mining activities have been postulated to exacerbate soil erosion and increase sediment transfer to the rivers and the lagoons. In this current study, it was demonstrated that tributaries draining mining sources (*e.g* overburden, bare mining soils, mining prospection and access roads) dominated the sediment supply to the main stem of the Thio River. During the 2015 event, 68 % (SD 28 %, combined results of both models) of sediment transiting the Thio River originated from mining tributaries. In the 2017 event, the mining tributaries provided 86 % (SD 7 %, combined results of both models) of the sediment input into the main stem of the Thio River. Although the spatial distribution of rainfall was shown to locally modify the respective contributions of non-mining and mining tributaries, the latter provided the main contribution to the sediment collected in the Thio River estuary after both 2015 and 2017 flood events (63-89 %). These results suggest that catchment management should focus on mining tributaries, including those draining the *Thio Plateau* mine located near the estuary.

In this study, substantial efforts were made to address the potential effects of changes in particle size composition (*i.e.* <63 μm and <2 mm) on sediment properties in a mining catchment. Indeed, detachment, mobilization, transportation and deposition processes did generate a particle size effect illustrated by the differences in fallout radionuclide activities observed in the <63 μm and <2 mm fractions. These results remained consistent with those found in other studies compiled by Lacey et al. (2017). This study also provided additional information on the behaviour of geochemical tracers (*i.e.* geochemical properties and geogenic radionuclides) in a mining environment, in which very few sediment tracing studies have been conducted so far. Interestingly, geochemical properties and geogenic radionuclide contents were not or only slightly affected by the particle size effect. It would be useful to investigate whether such a conservative behaviour is observed in other mining catchments.

Conclusions

Future applications of the sediment tracing technique in mining catchments of New Caledonia and the South Pacific should rely on the measurement of geogenic radionuclide contents and geochemical properties in potential source and sediment material. Furthermore, the current research demonstrated that geogenic radionuclides had the highest discrimination potential between both potential sediment sources. In contrast, the very low fallout radionuclide levels found in sediment analyzed during the current research prevented their use for sediment tracing, although these results illustrated that subsoil erosion dominated in this mining catchment. In the future, additional tracers should be used (*e.g.* colour, organic matter properties) to provide more detailed source information, in relation with the diversity of land uses and soil types found in similar catchments of the South Pacific Islands in general, and New Caledonia in particular.

Acknowledgements

This work was supported by the National Technical Research Center (CNRT) « Nickel and its environment », Noumea, New Caledonia » (n°10PS2013-CNRT.UNC/IMMILA). Virginie Sellier received a PhD fellowship from the French Atomic Energy Commission (CEA, Commissariat à l’Energie Atomique et aux Energies Alternatives).

6.References

- Aalto, R., Nittrouer, C.A. (2012) 210Pb geochronology of flood events in large tropical river systems. *Philos Trans A Math Phys Eng Sci* 370, 2040-2074.
- Alric, R., (2009) Recueil des débits caractéristiques de la Nouvelle Calédonie, Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales (DAVAR), Service de l'eau des statistiques et études rurales. Observatoire de la ressource en eau Nouméa.
- Batista, P.V.G., Laceby, J.P., Silva, M.L.N., Tassinari, D., Bispo, D.F.A., Curi, N., Davies, J., Quinton, J.N. (2018) Using pedological knowledge to improve sediment source apportionment in tropical environments. *J Soils Sediments*.
- Bird, E.C.F., Dubois, J.P., Iltis, J.A. (1984) The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. Tokyo, Japan, United Nations University.
- Blake, W.H., Wallbrink, P.J., Wilkinson, S.N., Humphreys, G.S., Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Tomkins, K.M. (2009) Deriving hillslope sediment budgets in wildfire-affected forests using fallout radionuclide tracers. *Geomorphology* 104, 105-116.
- Bottrill, L., Walling, D., Leeks, G. (1999) Geochemical characteristics of overbank deposits and their potential for determining suspended sediment provenance; an example from the River Severn, UK. *Geological Society, London, Special Publications* 163, 241-257.
- Brown, A., Carpenter, R., Walling, D. (2008) Monitoring the fluvial palynomorph load in a lowland temperate catchment and its relationship to suspended sediment and discharge. *Hydrobiologia* 607, 27-40.
- Collins, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (1996) Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial suspended sediment : a case study of the Exe and Severn river basins, United Kingdom. *Géomorphologie* 2, 41-53.
- Danloux, J., Laganier, R., (1991) Classification et quantification des phénomènes d'érosion, de transport et de sédimentation sur les bassins touchés par l'exploitation minière en Nouvelle Calédonie.
- David, G., Leopold, M., Dumas, P.S., Ferraris, J., Herrenschmidt, J.B., Fontenelle, G. (2010) Integrated coastal zone management perspectives to ensure the sustainability of coral reefs in New Caledonia. *Mar Pollut Bull* 61, 323-334.
- Davis, C.M., Fox, J.F. (2009) Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. *J Environ Eng* 135, 490-504.
- Dumas, P., Printemps, J., Mangeas, M., Luneau, G. (2010) Developing erosion models for integrated coastal zone management: a case study of The New Caledonia west coast. *Mar Pollut Bull* 61, 519-529.
- Evrard, O., Laceby, J.P., Ficetola, G.F., Gielly, L., Huon, S., Lefèvre, I., Onda, Y., Poulenard, J. (2019) Environmental DNA provides information on sediment sources: A study in catchments affected by Fukushima radioactive fallout. *Sci Total Environ* 665, 873-881.
- Evrard, O., Laceby, J.P., Huon, S., Lefèvre, I., Sengtaheuanghoung, O., Ribolzi, O. (2015) Combining multiple fallout radionuclides (¹³⁷Cs, ⁷Be, ²¹⁰Pbxs) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical, ephemeral riverine systems. *J Soils Sediments* 16, 1130-1144.
- Ficetola, G.F., Poulenard, J., Sabatier, P., Messenger, E., Gielly, L., Leloup, A., Etienne, D., Bakke, J., Malet, E., Fanget, B. (2018) DNA from lake sediments reveals long-term ecosystem changes after a biological invasion. *Sci Adv* 4, eaar4292.
- Foucher, A., Laceby, P.J., Salvador-Blanes, S., Evrard, O., Le Gall, M., Lefèvre, I., Cerdan, O., Rajkumar, V., Desmet, M. (2015) Quantifying the dominant sources of sediment in a drained lowland agricultural catchment: The application of a thorium-based particle size correction in sediment fingerprinting. *Geomorphology* 250, 271-281.

References

- Garcin, M., (2010) Exploitation des granulats en lit vif des cours d'eau de la Grande-Terre, Nouvelle-Calédonie. BRGM/RP-58531-FR. 114 p., 90 fig., 3 tabl. Bureau des Recherches Géologiques et Minières
- Garcin, M., Gastaldi, Y., Lesimple, S., (2017) Quantification et évolution temporelle des apports miniers dans les rivières calédoniennes. BRGM/RP-66840-FR, 44 p., 23 fig., 5. Bureau des Recherches Géologiques et Minières
- Haddadchi, A., Ryder, D.S., Evrard, O., Olley, J. (2013) Sediment fingerprinting in fluvial systems: review of tracers, sediment sources and mixing models. *Int J Sediment Res* 28, 560-578.
- Hancock, G.J., Wilkinson, S.N., Hawdon, A.A., Keen, R.J. (2014) Use of fallout tracers ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs to distinguish the form of sub-surface soil erosion delivering sediment to rivers in large catchments. *Hydrol. Process.* 28, 3855-3874.
- Hedouin, L., Bustamante, P., Fichez, R., Warnau, M. (2008) The tropical brown alga *Lobophora variegata* as a bioindicator of mining contamination in the New Caledonia lagoon: a field transplantation study. *Mar Environ Res* 66, 438-444.
- Hedouin, L., Pringault, O., Metian, M., Bustamante, P., Warnau, M. (2007) Nickel bioaccumulation in bivalves from the New Caledonia lagoon: Seawater and food exposure. *Chemosphere* 66, 1449-1457.
- Heintz, T., Haapkyla, J., Gilbert, A. (2015) Coral health on reefs near mining sites in New Caledonia. *Dis Aquat Organ* 115, 165-173.
- IEOM, (2016) Rapport d'activité 2016 de la Nouvelle-Calédonie. Institut d'Emission Outre-Mer.
- Koiter, A., Owens, P., Petticrew, E., Lobb, D. (2013) The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth-Sci. Rev.* 125, 24-42.
- Krause, A., Franks, S., Kalma, J., Loughran, R., Rowan, J. (2003) Multi-parameter fingerprinting of sediment deposition in a small gullied catchment in SE Australia. *Catena* 53, 327-348.
- Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N. (2017) The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Sci. Rev.* 169, 85-103.
- Lacey, J.P., Gellis, A.C., Koiter, A.J., Blake, W.H., Evrard, O. (2019) Preface evaluating the response of critical zone processes to human impacts with sediment source fingerprinting. *J Soils Sediments*.
- Lacey, J.P., McMahon, J., Evrard, O., Olley, J. (2015) A comparison of geological and statistical approaches to element selection for sediment fingerprinting. *J Soils Sediments* 15, 2117-2131.
- Lacey, J.P., Olley, J. (2015) An examination of geochemical modelling approaches to tracing sediment sources incorporating distribution mixing and elemental correlations. *Hydrol. Process.* 29, 1669-1685.
- Le Gall, M., Evrard, O., Foucher, A., Lacey, J.P., Salvador-Blanes, S., Maniere, L., Lefevre, I., Cerdan, O., Ayrault, S. (2017) Investigating the temporal dynamics of suspended sediment during flood events with ^7Be and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ measurements in a drained lowland catchment. *Sci Rep* 7, 42099.
- Le Gall, M., Evrard, O., Foucher, A., Lacey, J.P., Salvador-Blanes, S., Thil, F., Dapoigny, A., Lefevre, I., Cerdan, O., Ayrault, S. (2016) Quantifying sediment sources in a lowland agricultural catchment pond using (^{137}Cs) activities and radiogenic $(^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr})$ ratios. *Sci Total Environ* 566-567, 968-980.
- Legout, C., Poulénard, J., Nemery, J., Navratil, O., Grangeon, T., Evrard, O., Esteves, M. (2013) Quantifying suspended sediment sources during runoff events in headwater catchments using spectrophotometry. *J Soils Sediments* 13, 1478-1492.
- Martínez-Carreras, N., Udelhoven, T., Krein, A., Gallart, F., Iffly, J.F., Ziebel, J., Hoffmann, L., Pfister, L., Walling, D.E. (2010) The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: application to the Attert River catchment (Luxembourg). *J Hydrol* 382, 49-63.

- Mertes, L.A. (1994) Rates of flood-plain sedimentation on the central Amazon River. *Geology* 22, 171-174.
- Nyman, P., Sheridan, G.J., Smith, H.G., Lane, P.N.J. (2011) Evidence of debris flow occurrence after wildfire in upland catchments of south-east Australia. *Geomorphology* 125, 383-401.
- Olley, J., Brooks, A., Spencer, J., Pietsch, T., Borombovits, D. (2013) Subsoil erosion dominates the supply of fine sediment to rivers draining into Princess Charlotte Bay, Australia. *J Environ Radioact* 124, 121-129.
- Olley, J., Caitcheon, G. (2000) Major element chemistry of sediments from the Darling–Barwon river and its tributaries: implications for sediment and phosphorus sources. *Hydrol. Process.* 14, 1159-1175.
- Owens, P.N., Walling, D.E. (2002) The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. *Water Res.* 36, 685-701.
- Owens, P.N., Walling, D.E., Carton, J., Meharg, A.A., Wright, J., Leeks, G.J.L. (2001) Downstream changes in the transport and storage of sediment-associated contaminants (P, Cr and PCBs) in agricultural and industrialized drainage basins. *Sci. Total Environ.* 266, 177-186.
- Pascal, M., De Forges, B.R., Le Guyader, H., Simberloff, D. (2008) Mining and other threats to the New Caledonia biodiversity hotspot. *Conserv. Biol.* 22, 498-499.
- Pascal, N. (2010) Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie Valeur économique des services écosystémiques Partie I: Valeur financière. IFRECOR Nouvelle-Calédonie, Nouméa 155.
- Restrepo, J.D., Park, E., Aquino, S., Latrubesse, E.M. (2016) Coral reefs chronically exposed to river sediment plumes in the southwestern Caribbean: Rosario Islands, Colombia. *Sci Total Environ* 553, 316-329.
- Rogers, C.S. (1979) The effect of shading on coral reef structure and function. *J Exp Mar. Biol. Ecol.* 41, 269-288.
- Rogers, C.S. (1990) Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62, 185-202.
- Sabinot, C., Lacombe, S., (2015) La pêche en tribu face à l'industrie minière dans le sud-est de la Nouvelle-Calédonie, *Rev. Société Int. D'Ethnographie* 5, La mer et les Hommes, pp. 120-137.
- Schwertmann, U., Latham, M. (1986) Properties of iron oxides in some New Caledonian oxisols. *Geoderma* 39, 105-123.
- Sevin, B., (2014) Cartographie du régolithe sur formation ultrabasique de Nouvelle-Calédonie: Localisation dans l'espace et le temps des gisements nickélicifères. Nouvelle Calédonie.
- Shellberg, J., Brooks, A., Spencer, J., (2010) Land-use change from indigenous management to cattle grazing initiates the gullyng of alluvial soils in northern Australia, 19th World Congress of Soil Science: Soil Solutions for a Changing World, pp. 1-6.
- Sherriff, S.C., Franks, S.W., Rowan, J.S., Fenton, O., Ó'hUallacháin, D. (2015) Uncertainty-based assessment of tracer selection, tracer non-conservativeness and multiple solutions in sediment fingerprinting using synthetic and field data. *J Soils Sediments* 15, 2101-2116.
- Smith, H.G., Sheridan, G.J., Lane, P.N.J., Noske, P.J., Heijnis, H. (2011) Changes to sediment sources following wildfire in a forested upland catchment, southeastern Australia. *Hydrol. Process.* 25, 2878-2889.
- Smith, H.G., Sheridan, G.J., Nyman, P., Child, D.P., Lane, P.N.J., Hotchkis, M.A.C., Jacobsen, G.E. (2012) Quantifying sources of fine sediment supplied to post-fire debris flows using fallout radionuclide tracers. *Geomorphology* 139-140, 403-415.
- Stout, J.C., Belmont, P., Schottler, S.P., Willenbring, J.K. (2013) Identifying Sediment Sources and Sinks in the Root River, Southeastern Minnesota. *Ann. Assoc. Am. Geogr* 104, 20-39.
- Terry, J.P., Garimella, S., Kostaschuk, R.A. (2002) Rates of floodplain accretion in a tropical island river system impacted by cyclones and large floods. *Geomorphology* 42, 171– 182.
- Terry, J.P., Kostaschuk, R.A., Wotling, G. (2008) Features of tropical cyclone-induced flood peaks on Grande Terre, New Caledonia. *Water Environ J* 22, 177-183.
- Trescases, J.J. (1973) Weathering and geochemical behaviour of the elements of ultramafic rocks in New Caledonia. *BMRJ. Aust. Geol and Geophys.* 141, 149-161.

References

Wallbrink, P., Murray, A., Olley, J., Olive, L. (1998) Determining sources and transit times of suspended sediment in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Water Resour Res* 34, 879-887.

Walling, D., Peart, M., Oldfield, F., Thompson, R. (1979) Suspended sediment sources identified by magnetic measurements. *Nature* 281, 110.

Walling, D.E. (2005) Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Sci Total Environ* 344, 159-184.

Walling, D.E. (2013) The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *J Soils Sediments* 13, 1658-1675.

Walling, D.E., Owens, P.N., Carter, J., Leeks, G.J.L., Lewis, S., Meharg, A.A., Wright, J. (2003) Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry* 18, 195-220.

Wilkinson, S.N., Hancock, G.J., Bartley, R., Hawdon, A.A., Keen, R.J. (2013) Using sediment tracing to assess processes and spatial patterns of erosion in grazed rangelands, Burdekin River basin, Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* 180, 90-102.

Chapitre 4 Apport de la « couleur » pour tracer les sources sédimentaires de la rivière Thio

Dans ce chapitre, une troisième technique d'analyse pour le traçage sédimentaire est utilisée : la spectrocoulométrie. Cette technique d'analyse présente l'avantage d'être peu coûteuse, rapide et moins contraignante que les autres techniques d'analyse utilisées précédemment. À titre d'exemple, l'une des difficultés en spectrométrie gamma est de limiter au maximum le bruit de fond cosmique. Pour ce faire, les analyses de spectrométrie gamma réalisées au cours de cette étude ont été menées au Laboratoire Souterrain de Modane situées dans le tunnel routier de Fréjus, soit sous une épaisseur de 1700 m de roches. Cette technique d'analyse n'est donc pas facile d'accès à la différence de la spectrocoulométrie. En résumé, si cette technique d'analyse s'avère fournir des résultats probants pour le traçage sédimentaire, elle pourrait être plus accessible en termes d'utilisation et de coûts pour les laboratoires/collectivités locales sur l'archipel calédonien.

Le travail réalisé sur l'utilisation de la spectrocoulométrie comme technique d'analyse pour le traçage des sources sédimentaires fait l'objet de la rédaction d'un article intitulé « *Combining visible-based-colour parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific Islands* ».

Démarches entreprises

Cette étude se base sur le même jeu d'échantillons que celui du chapitre précédent (campagnes d'échantillonnage de 2015 et 2017). La fraction fine (<63 µm) des sources (n= 24) et des sédiments transitant dans la Thio (n= 19) a été analysée par fluorescence X et spectrocoulométrie.

Suite à ces analyses, quatre approches de traçage sédimentaire ont été testées à partir (1) des paramètres colorimétriques, (2) de la géochimie élémentaire, (3) des paramètres colorimétriques couplés à la géochimie élémentaire et (4) des spectres dans le visible (*i.e.* 365-735 nm). L'objectif ici est à la fois d'évaluer les performances de cette technique d'analyse en termes d'approches de traçage sédimentaire individuelles (1 et 4), comparée (2) et combinée à une autre technique d'analyse telle que la fluorescence X qui renseigne la géochimie élémentaire (3).

Les traceurs optimaux associés aux approches de traçage sédimentaire (1), (2) et (3) ont été sélectionnés selon l'approche statistique conventionnelle (*i.e.* test de conservation, test discriminant) et utilisés dans un modèle de mélange mathématique multivarié. L'approche de traçage sédimentaire à partir de l'analyse des spectres dans le visible (4) est, quant à elle, basée sur des modèles de mélange

expérimentaux et non-mathématiques construits à partir de mélanges artificiels créés en laboratoire (*i.e.* dont on connaît les proportions de chaque source). Les mélanges ainsi créés ont notamment été utilisés pour tester la fiabilité des modèles de mélange mathématiques obtenus pour les approches (1), (2) et (3).

Principaux résultats

L'approche de traçage sédimentaire (1) ne s'est pas révélée concluante. En effet, les paramètres colorimétriques n'ont pas fourni une discrimination suffisante entre les sources. Cela est dû au fait qu'au sein des sources minières, deux sous-groupes se sont distingués (*i.e.* 'Amont' et 'Aval') dont l'un (*i.e.* 'Amont') présente une signature colorimétrique similaire à celle des sources non-minières. De la même façon, l'approche de traçage sédimentaire basée sur les spectres dans le visible (4), seconde approche individuelle basée sur la spectrorimétrie, n'a pas fourni de résultats probants. Là encore, deux signatures spectrales distinctes ont été observées entre l'amont et l'aval au niveau des sources minières dont l'une (*i.e.* 'Amont') est similaire à celles des sources non-minières, ce qui a entraîné un biais dans l'estimation des contributions des sources sédimentaires dans le modèle expérimental. Cependant, la combinaison de paramètres colorimétriques et géochimiques (3) s'est révélée plus performante avec une meilleure discrimination des sources que pour l'approche géochimique simple basée sur le K (2), ce qui atteste de l'intérêt de la spectrorimétrie pour le traçage sédimentaire. L'approche combinée (3) repose, cependant, en grande partie sur le pouvoir de discrimination du K, ce qui explique que les résultats obtenus entre l'approche combinée (3) et l'approche géochimique (2) soient autant similaires (différence moyenne : 4 %, SD 4 %, différence maximale : 18 % entre les deux modèles). Les tests réalisés avec les mélanges artificiels ont montré une surestimation des contributions minières de l'ordre de 7 % pour l'approche combinée (3). Pour l'approche géochimique (2), une surestimation des sources minières a également été observée mais celle-ci est variable. En résumé, plus un échantillon se caractérise par une faible contribution en sources minières (*i.e.* tend vers 0 %), plus le modèle géochimique aura tendance à surestimer (15.5 % au maximum) les contributions des sources minières par rapport aux résultats attendus. Cependant et à l'inverse, plus l'échantillon se caractérise par une forte contribution en sources minières (*i.e.* tend vers 100 %), plus la prédiction du modèle géochimique est fiable, voire même plus fiable que celle du modèle combiné (3).

Principales conclusions

Ces deux approches de traçage sédimentaire (2) et (3) semblent donc être les plus pertinentes dans le contexte calédonien et elles ont, de plus, été validées expérimentalement par le biais des mélanges artificiels.

Cette étude montre que 68 % (SD 25 %) des apports sédimentaires générés par la crue de 2015 proviennent des sources minières tandis que, pour la crue de 2017, les contributions de ces dernières ont été estimées à 88 % (SD 8 %) (résultats du modèle combiné (3)). Bien que toutes les approches sédimentaires n'aient pas abouti à des résultats concluants, celles-ci ont cependant fourni des informations qualitatives quant aux contributions des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio. Une tendance en termes de contributions sédimentaires a notamment pu être observée sur le bassin versant pour les deux crues. En amont du bassin versant, ce sont les sources minières qui dominent majoritairement (99 % pour 2015 et 100 % pour 2017) avec une contribution dominante de l'affluent Koua qui draine la mine Camps des Sapins. La contribution des sources minières diminue plus en aval, devenant parfois même minoritaire face aux contributions des affluents non-miniers notamment l'affluent Kouaré (cas de la crue de 2015). Cependant, celles-ci augmentent à nouveau à la confluence entre la Thio et les affluents miniers drainant la mine Thio Plateau (*i.e.* Mué, Tomuru, Creek cimetière). De manière générale, on observe une distinction en termes de contributions des sources minières entre l'amont et l'aval du bassin versant : les affluents miniers à l'amont dont l'affluent Koua contribuent significativement aux apports sédimentaires à l'amont et ceux en aval drainant la mine Thio Plateau vont majoritairement contribuer aux apports sédimentaires sur la zone aval et notamment à l'estuaire. Cette étude nous montre donc que les affluents drainant les mines toujours en activité de Thio Plateau et Camps des Sapins contribuent de façon significative aux apports sédimentaires et que des aménagements pourraient être envisagés en conséquence sur ces derniers pour réduire leurs contributions sédimentaires.

Les données brutes associées à ce chapitre sont présentées en Annexe B.

Combining visible-based-colour parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination in a mining catchment (New Caledonia, South Pacific Islands)

Virginie Sellier¹ • Oldrich Navratil² • J. Patrick Lacey³ • Michel Allenbach⁴ • Irène Lefèvre¹ • Olivier Evrard¹

¹Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), UMR 8212 (CEA/CNRS/UVSQ-IPSL), Université Paris-Saclay, Gif-sur-Yvette (France)

² Université de Lyon, Université Lumière Lyon 2, CNRS, UMR 5600 EVS, F-69635

³Environmental Monitoring and Science Division (EMSD), Alberta Environment and Parks (AEP Calgary, Alberta (Canada)

⁴LIVE-EA 4243, Université de Nouvelle-Calédonie, Nouméa, (Nouvelle-Calédonie, France) & LABEX Corail

Abstract

During the last decades, human activities induced significant land-cover changes that have accelerated soil erosion processes around the world. In New Caledonia, a French island located in the south-west Pacific Ocean, open-cast nickel mining has raised many concerns regarding the impact of these activities on the morphological changes of river systems (*i.e.* hyper-sedimentation, overburden) and the island's ecosystem degradation (*i.e.* flooding, lagoon siltation, water pollution).

A pilot sediment tracing study has been conducted to quantify the contribution of mining versus non-mining sub-catchments in one of the first areas exploited for nickel mining, the Thio river catchment (397 km²). Sediment deposited during two cyclonic events (*i.e.* 2015 and 2017) was collected following a tributary design approach. Source (n= 24) and river sediment (n= 19) samples were analyzed by X-ray fluorescence and spectroscopy in the visible (*i.e.* 365-735 nm). Four fingerprinting approaches based on (1) colour parameters, (2) geochemical properties, (3) colour parameters coupled with geochemical properties and (4) the entire visible spectrum were tested to estimate sediment source contributions.

The results showed that the individual sediment tracing methods based on spectroscopy measurements (*i.e.* (1) and (4)) did not provide sufficient discrimination between sources. However, the inclusion of colour properties in addition to geochemical parameters (3) provided the highest discrimination between sources (*i.e.* 92.6 % of source variance explained). Although with a slightly lower discrimination potential (*i.e.* 83.1 % of variance explained in sources), the geochemical approach (2) provided conclusive results similar to those obtained with the approach (3). In addition, mixed linear models associated with these two approaches have been experimentally validated with artificial mixture samples. The results obtained with model (3) showed that mining source contributions

strongly dominated the sediments inputs with a mean contribution of 68 % (SD 25 %) for the 2015 flood event and 88 % (SD 8%) for the 2017 flood event.

Keywords: Nickel mining • Sediment source fingerprinting • Soil erosion • Modeling

1. Introduction

At the dawn of a fourth industrial revolution, demand for metalliferous minerals continues to increase and impact the world market (Highley *et al.*, 2004; Prior *et al.*, 2013). Open-cast mining generates more than three-quarters of the world's metal ores. However, the extraction of these minerals is associated with deleterious impacts on the environment. These mines are in particular responsible for the increase in soil erosion and the transfer of sediment in rivers (Abel *et al.*, 2000; Dumas *et al.*, 2010; Yellishetty *et al.*, 2013). New Caledonia, an island located in the south-western Pacific Ocean and currently the world's sixth-largest producer of nickel, is in particular confronted to problems of hyper-sedimentation and over-burden of its river systems. Several studies outline the mining activities started in 1875 as being responsible for these river morphological changes (Bird *et al.*, 1984; Iltis, 1992; Garcin *et al.*, 2017). The excessive sediment inputs transferred mainly during extreme rainfall events (*e.g.* cyclone, tropical depression) lead to the increased occurrence of flooding events in these tropical regions. Owing to the occurrence of major cyclones in New Caledonia – *i.e.* on average one cyclone every 2.7 years (Garcin, 2010), the local populations regularly have to deal with the damage generated by these flood events (*i.e.* damage to human settlements, public infrastructure, agricultural land and, human casualties). Moreover, their food resources are impacted (*e.g.* agriculture and fishery). Indeed, suspended sediment is known to transport large quantities of contaminants in river systems (Bradley and Lewin, 1982; Vaithyanathan *et al.*, 1993). Hedouin *et al.* (2007) and more recently Baudrimont *et al.* (2019) observed high concentrations of trace metals, including Ni and Cr, in marine and freshwater organisms. On a more global level, this anthropogenic activity also threatens a heritage resource as a UNESCO World Heritage site. Indeed, the second largest coral reef in the world after Australia's is found in New Caledonia; and the turbidity associated with sediment supply could disrupt coral metabolism – *e.g.* photosynthetic process (Juillot, 2019). These coral reefs provide an exceptional biological diversity and deliver several essential ecosystem services to the local populations including fisheries, coastal protection or tourism (Pascal, 2010). The implementation of effective and perennial sediment control measures on mining sites (*e.g.* sediment retention basin, revegetation) is therefore required to reduce sediment inputs into the lagoon.

However, erosion generated by open-cast nickel mining (*i.e.* mining bare soil, mining roads, mining prospection and mining waste) do not provide the only sediment source in New Caledonia's

mining catchments. The clearing fire practice conducted by the local population for farming, pasture and hunting increase the area of bare soils (Dumas, 2010). These soils that are left uncovered by vegetation are more sensitive to erosion and they may be exposed to shallow landsliding (Blake et al., 2009; Smith et al., 2011). Moreover, several invasive species such as deers or wild pigs also threaten soil stability through trampling and overgrazing (Shellberg et al., 2010). The contributions of mining tributaries (*i.e.* draining mining areas) and non-mining tributaries (*i.e.* draining areas without mining activities) should therefore be discriminated. This discrimination has particularly become important since the mining industries are required to fund according to the extent of the damage generated by mining activity on the environment according to the "polluter pays" principle applied since 1975. There is therefore a real social, environmental and financial challenge in discriminating between sediment sources generated by mining activities and other potential sediment sources.

Sediment fingerprinting techniques have been developed since the 1970s so as to determine the spatial origin of sediment sources and quantify their contributions (Walling et al. 1979, Collins et al., 1996). These techniques are based on the analysis of multiple conservative properties both in the sediments and their potential sources. Fallout radionuclides (Wallbrink *et al.*, 1998; Evrard *et al.*, 2015), geochemical (Collins *et al.*, 1997; Lacey and Olley, 2015) and mineral properties (Klages and Hsieh, 1975; Walden *et al.*, 1997) are the most frequently used tracers to quantify sediment source contributions. More recently, spectroscopy in the mid-infrared (MIR) (Poulenard *et al.*, 2009), the visible near-infrared (VNIR) and the shortwave-infrared (SWIR) (Brosinsky *et al.*, 2014) regions of spectra have been used to quantify the sediment source contributions. Spectroscopy has in particular the advantages of being faster and less expensive compared to the more conventional methods. It is also non-destructive and requires low quantities of sample material. Spectroscopy could therefore meet both the need for a simple and rapid sediment tracing method in a context where flood events are frequent. Moreover and overall, New Caledonia has a specific geological feature which is at the origin of its mineral wealth: one third of its surface area is covered with peridotite massifs. The weathering of these rocks enriched in Fe and transition metals such as Mn, Ni, Cr and Co results in the formation of Ni- and Fe-rich smectite, serpentine, goethite and hematite. The oxidized minerals (*i.e.* goethite and hematite) provide a particularly reddish-orange colour to mining sources that distinguishes them from non-mining sources, which tend to be grey in colour. The differences made visually between the two sources further encourage the analysis of sources by spectroscopy and especially spectroscopy in the visible region of the spectrum (*i.e.* 365-735 nm). In particular, the colorimetric parameters derived from the visible spectrum have been shown to be effective in discriminating sediment sources. Their discrimination power has been tested both individually (Martínez-Carreras *et al.*, 2010; Evrard *et al.*, 2019; Uber *et al.*, 2019) and in combination with other

tracers – *e.g.* geochemical properties (Tiecher *et al.*, 2015) – according to the conventional fingerprinting approach (*i.e.* statistical analysis and use of a mixing model). A more alternative approach based on the entire visible spectrum with the partial least square regression (PLSR) models has also been developed to trace origin of sediment sources in the literature (Legout *et al.*, 2013; Tiecher *et al.*, 2015).

The objective of this study is therefore to evaluate the performance of methods based on (1) colour parameters, (2) geochemical properties, (3) colour parameters coupled with geochemical properties and (4) PLSR models based on the whole visible spectrum to estimate sediment source contributions in the Thio River catchment (397 km²), one of the first catchments in New Caledonia to be mined for nickel.

2. Materials and methods

The main methodological information is provided in this section. For more information, see Chapters 2 and 3.

2.1. Sources and river sediment sampling

To trace the origin of sediment, lag deposits were collected as an alternative of suspended sediment sampling on channel bars of mining tributaries (n= 16), non-mining tributaries (n= 8) and the Thio River (n= 19) according to the tributary approach recommended by Laceby *et al.* (2017). They were sampled after two major floods (~10 yr return period): (1) the tropical depression of February 25, 2015 (n= 31) and (2) Cyclone Cook on April 10, 2017, (n= 12). These two sample sets were respectively sampled between April 30 and May 5, 2015 and between May 16 and 17, 2017. Among these samples, 16 were collected in tributaries with mining activities ('mining tributaries'), 8 in tributaries draining areas devoid of mining activities ('non-mining tributaries') and 19 on the main stem of the Thio River. The samples were oven-dried at 40°C for ~48 hours and sieved to 63 µm.

2.2. Preparation of artificial mixture samples

Equal quantities of all mining source samples (n= 16) were collected and mixed together to create a composite sample of mining sources. The same process was carried out with non-mining source samples (n= 8). The two composite samples respectively corresponding to mining and non-mining sources were then mixed in known proportions to create artificial mixture samples (n= 21, 0-100 % with a 5 % step, Appendix A).

2.3. Source, river sediment and artificial mixture sample analyses

A portable diffuse reflectance spectrophotometer (Konica Minolta 2600d) was used to measure the spectra in the visible (365-735 nm with a 10-nm resolution) on Thio river sediment (n= 19), tributary source (n= 16) and artificial mixture samples (n= 21). Sample quantities between 0.1 g and 4 g were stored in 60 mL polystyrene tubes. Because of the rather small measuring area (*i.e.* 3-mm radius circle), and to take into account the possible heterogeneity within the samples, three measurements were carried out on river sediment and sources samples, and four for artificial mixture samples. Several parameters (*i.e.* D65 illuminant, 10° angle observer and specular component excluded) were applied for each measurement. Raw data collected were the spectral reflectance percentage for each of the 39-wavelength class. From these raw data, 15 of various colorimetry models were derived. Among these components, XYZ tri-stimulus values were calculated based on the colour-matching functions defined by the International Commission on Illumination (CIE 1931). The standardized tri-stimuli were then converted into CIE Lab and CIE Lu'v' cartesian coordinate systems using the equations provided by CIE (1976) and then into CIE Lch, CIE L*a*b* cartesian coordinate systems using the equations provided by CIE (1994). First Derivative reflectance Spectra (FDS) of each sample was also derived from the initial reflectance spectrum. According to Tiecher *et al.* (2015), the use of FDS avoids differences in baseline positions and to get rid of the small differences due to uncontrolled sources of variation, as sample packaging.

Measurements of 11 geochemical elements (*i.e.* Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Ni and Zn) were carried out on samples set (*i.e.* river sediment, source and artificial mixture samples) with an energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry (Epsilon 3, Malvern PANalytical).

2.4. Statistical analysis and sediment tracing

2.4.1. Conventional mixing model

The conventional fingerprinting approach is composed of four steps: (1) range test, (2) the Mann-Whitney U test, (3) a stepwise discriminant function analysis and (4) a mixing model (Collins *et al.*, 1996). For the range test, all variables that showed concentrations in the river sediment samples that were outside of the range found in the potential sources (*i.e.* between the minimum and maximum values found in source samples) were excluded from the analysis. It is important to restrict the tracing parameters to those that show a conservative behavior to avoid incorrect source prediction and consequently inaccurate estimations of source contributions (Sherriff *et al.*, 2015). Thereafter, the Mann-Whitney U test ($\alpha= 0.05$, p-value <0.01) was performed to evaluate whether remaining variables could discriminate the source samples. A stepwise discriminant function analysis (DFA) was

Materials and methods

independently tested on three set of potential tracing properties: (1) colour parameters (*i.e.* 'colour'), (2) geochemical properties (*i.e.* 'geochemistry') and (3) colour parameters and geochemical properties (*i.e.* 'colour + geochemistry'). For the last set, the concentrations taken by the variables were normalized in order to make them comparable. Indeed, several colour parameters showed an order of magnitude around 0.01 whereas this one could be around 10^6 mg kg⁻¹ for some geochemical parameters which resulted in an ill-conditioned matrix for the DFA. The following calculation was therefore applied on the variable concentrations to normalize them: $x_i - x_{min} / x_{max} - x_{min}$ where x_i was concentration found in source sample (i), x_{min} and x_{max} were respectively the minimum and maximum concentrations found in these samples. DFA was carried out to select within these three sets the optimal number of potential tracers to discriminate the sources, *i.e.* the optimal number of potential tracers which must provide the lowest Wilks' lambda value from analysis of variance. Indeed, the closer the Wilks' lambda value is to 1, the lower the variability within the sources compared to the total variability. DFA was performed in the backward mode with a $p > 0.01$ used to select a tracer and $p < 0.01$ used to remove a tracer.

Finally, a classical solver-based mixing model was used to model the source contributions from the mining and non-mining tributaries to target sediment through simultaneously minimizing the mixing model difference (MMD):

$$MMD = \sum_{i=1}^n ((C_i - (A_i x + B_i(1 - x))) / C_i) \quad \text{Equation 1}$$

Where n is the number of parameters in the model chosen by the selection process (*i.e.* steps 1, 2, 3); C_i is the Thio river sediment sample parameter (i); x and $(1-x)$ were respectively the contributions of source A and (*i.e.* mining and non-mining tributaries); A_i is the mean of parameter (i) in source A and B_i is the mean of parameter (i) in source B. The proportional contribution from each source (x) was modelled by solving Equation 1 with the Solver Function in Microsoft Excel with x being between 0 and 1 and the sum of source contributions (*i.e.* x and $1-x$) equaling 1. The GRG Non-Linear solving method was used with automatic scaling in Solver, ignoring integer constraints, with a maximum run time of 5000 and allowing for 2500 iterations. A multi-start population size of 2500 was used along with the same random seed for each of the model runs while requiring bounds on the variables. A constraint precision and convergence of $1.0 \cdot 10^{-6}$ were selected. To test the reliability of the 'colour', 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' models, these latter were tested on artificial mixture samples.

2.4.2.FDS- PLSR model

PLSR models were built following the methodology described in Poulenard *et al.* (2012). The first step consisted in applying a principal component analysis (PCA) to evaluate the overall variability between FDS (*i.e.* 38 wavelengths) of source samples. Subsequently, a discriminant analysis (DA) was conducted based on the PCA scores. The purpose of this analysis was to compare the Mahalanobis distance between sources samples and to determine if FDS of source samples could discriminate the sources. Relationships between FDS (x variate) and the corresponding weight contribution of the sediment source data sets (y variate) were analyzed using PLSR. The PLSR models were carried out based on the component set providing the lowest predictive error (PRESS, option on XLStat software). Two independent PLSR models were built to estimate the sediment source contributions. As the artificial mixtures were measured four times by spectroscopy, 84 FDS of artificial mixture samples were generated including 50 values that were randomly selected to build the models (training set (st)) and 34 to validate the models (validation set (sv)). The sv:st ratio used was approximately 1:2, which is in agreement with recommendations provided in the literature (Daszykowski *et al.*, 2002). To evaluate the performance of PLSR models, several indicators such as coefficient linear regression (r^2), root mean square error of calibration (RMSEC) and root mean square error of prediction (RMSEP) values were calculated. Unlike the conventional fingerprinting approach, the estimated contributions of sources were not limited to be in the range of 0 % and 100 %. In a similar way, the sum of source contributions was not constrained to be equal to 100 %. As a result, another way to control the reliability of predictions was to sum the prediction proportions of both models (Legout *et al.*, 2013). FDS of river sediment samples were then introduced into these PLSR models to estimate the contribution of sediment sources.

3.Results

3.1.Source description

The value ranges of colour parameters found in source and river sediment samples are provided both in Figure 4.1 and Table 4.1. As shown in Figure 4.1, the ranges of values of all colour parameters measured in the Thio River sediment samples systematically plotted within the range of values observed in the two potential sources (*i.e.* mining and non-mining tributaries). The range test results confirmed the conservative character of these parameters. For geochemical properties, the potential similarities or differences between mining and non-mining tributaries had previously been explained in Chapter 3. According to the range test results, all properties were determined to be conservative.

Results

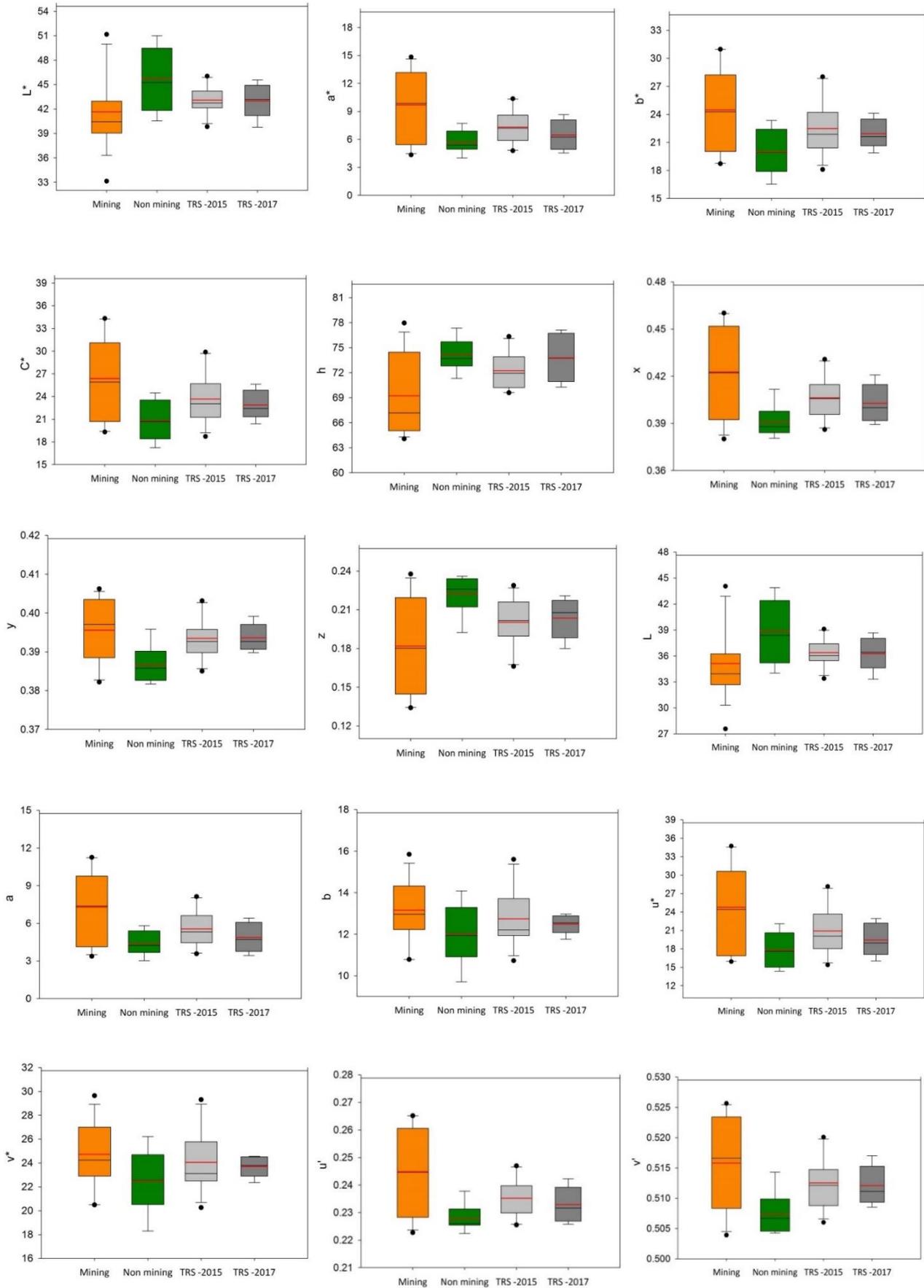


Figure 4.1 : Box-plots of colour parameter values in the <math><63\mu\text{m}</math> fraction of sediment collected on the mining tributaries (Mining), non-mining tributaries (Non-mining) and the main Thio River (Thio River sediment (TRS) - flood events of 2015 and 2017). The box indicates the location of the first and third quartiles; the black line indicates the median value; the red line indicates the mean value

Table 4.1 : Geochemical element contents and colour parameter values in the <63 µm fraction of sediment sources and Thio River sediment; results of Mann-Whitney U test and individual DA used to identify the potential tracers to differentiate sources supplying sediment to the Thio River

Fingerprinting property	Mann-Whitney U test		DA- correctly classified samples (%)	Mining tributaries (n= 16)	Non-mining tributaries (n= 8)	Thio River sediment 2015 (n= 11)	Thio River sediment 2017 (n= 8)
	U-value	p-value					
<i>Geochemical tracers</i>							
Al ($g\ kg^{-1}$)	8	0.000	87.5	21 ± 21	67 ± 8	43 ± 15	29 ± 6
Ca ($mg\ kg^{-1}$)	21	0.007	62.5	3731 ± 470	9286 ± 5194	5281 ± 1201	3945 ± 666
Cr ($mg\ kg^{-1}$)	124	< 0.0001	83.3	7480 ± 4606	706 ± 967	4359 ± 2185	5715 ± 1786
Fe ($g\ kg^{-1}$)	121	0.000	91.6	144 ± 70	62 ± 24	43 ± 15	29 ± 6
K ($mg\ kg^{-1}$)	2	< 0.0001	95.8	1657 ± 2160	14019 ± 3702	5944 ± 3294	3750 ± 974
Mg ($g\ kg^{-1}$)	119	0.000	83.3	99 ± 59	16 ± 13	88 ± 33	117 ± 21
Mn ($mg\ kg^{-1}$)	108	0.006	83.3	2531 ± 1317	1439 ± 606	2068 ± 667	1786 ± 516
Ni ($mg\ kg^{-1}$)	125	< 0.0001	91.6	6576 ± 5075	358 ± 339	4218 ± 1938	4341 ± 1239
Si ($g\ kg^{-1}$)	6	< 0.0001	91.6	178 ± 42	254 ± 28	221 ± 15	204 ± 7
Ti ($mg\ kg^{-1}$)	13	0.001	87.5	1409 ± 2077	5446 ± 835	2771 ± 1197	1663 ± 457
Zn ($mg\ kg^{-1}$)	68	0.834	-	146 ± 47	125 ± 4	134 ± 17	125 ± 8
<i>VIS-based-color parameters</i>							
L*	24	0.013	-	41.6 ± 4.6	45.7 ± 3.9	43.1 ± 1.7	43.0 ± 2.0
a*	104	0.013	-	9.7 ± 3.8	5.7 ± 1.2	7.3 ± 1.9	6.5 ± 1.7
b*	106	0.009	70.8	24.5 ± 4.5	20.0 ± 2.5	22.5 ± 3.0	21.9 ± 1.6
C*	108	0.006	66.6	26.4 ± 5.5	20.8 ± 2.7	23.7 ± 3.5	22.9 ± 2.0
h	26	0.019	-	69.2 ± 4.8	74.2 ± 1.9	72.2 ± 2.2	73.8 ± 2.9
x	107	0.007	75	0.42 ± 0.03	0.39 ± 0.01	0.41 ± 0.01	0.40 ± 0.01
y	111	0.003	79.2	0.396 ± 0.008	0.387 ± 0.005	0.393 ± 0.005	0.394 ± 0.004
z	19	0.005	75	0.18 ± 0.04	0.22 ± 0.01	0.20 ± 0.02	0.20 ± 0.02
L	27	0.013	-	35.1 ± 4.2	38.9 ± 3.7	36.4 ± 1.6	36.3 ± 1.9
a	103	0.016	-	7.3 ± 2.9	4.4 ± 1.0	5.6 ± 1.5	4.9 ± 1.2
b	91	0.106	-	13.1 ± 1.5	12.0 ± 1.5	12.7 ± 1.4	12.5 ± 0.4
u*	101	0.023	-	24.8 ± 6.9	17.8 ± 2.8	20.9 ± 4.0	19.4 ± 2.7
v*	93	0.081	-	24.7 ± 2.8	22.5 ± 2.7	24.1 ± 2.6	23.7 ± 0.8
u'	105	0.011	-	0.245 ± 0.016	0.228 ± 0.005	0.235 ± 0.007	0.233 ± 0.007
v'	111	0.003	79.2	0.516 ± 0.008	0.507 ± 0.004	0.513 ± 0.004	0.512 ± 0.003

3.2. Selection of parameters/properties for modelling

3.2.1. 'Colour' model

According to the Mann-Whitney U test results, six colour parameters (*i.e.* b^* , C^* , x , y , z , v') provided significant discrimination between the sediment sources (*i.e.* p -value < 0.01 , Table 4.1). The backward DFA selected only v' as the optimal tracer of mining and non-mining source sediments (Figure 4.1, Table 4.2). Although this parameter correctly classified 79.2 % of sources, the high Wilk's lambda value obtained (*i.e.* 0.7209, Table 4.2) induced that only 27.9 % of variance is explained by v' . The low Mahalanobis distance value obtained (*i.e.* 1.6) confirmed that sediment sources were not well separated. Accordingly and owing to the high error percentage of the source discrimination provided by this approach (*i.e.* 72.1 %), source contributions were not modeled with the 'colour' model.

3.2.2. 'Geochemistry' model

When considering the two potential sediment sources, all geochemical properties (except Zn) were selected as potentially discriminant by the Mann-Whitney U test (*i.e.* p -value < 0.01 , Table 4.1). Among the 10 potential tracers, K was selected by the backward DFA to model sediment source contributions from mining and non-mining tributaries with 95.3 % of sources correctly classified and 83.1 % of variance explained by K. This percentage of variance explained was deduced from the final Wilk's lambda value obtained (*i.e.* 0.1691). Moreover, the Mahalanobis distance value showed that the sediment sources were well separated from each other with a significant distance of 20.3 (Table 4.2).

3.2.3. 'Colour + geochemistry' model

When combining colour parameters and geochemical properties, the DFA selected five optimal tracers (*i.e.* K, Ca, Ti, b^* , C^*) able to correctly classify 100 % of the sources. A significant improvement in the source discrimination was observed with the lowest Wilk's lambda value obtained (*i.e.* 0.0734) and the highest percentage of variance explained (*i.e.* 92.6 %). Moreover, the Mahalanobis distance value obtained (*i.e.* 52.1) was more than 2.5 times higher than that estimated with the 'geochemistry' model (Table 4.2), thus resulting in a better separation between sediment sources than the previous approach (*i.e.* 'geochemistry').

Table 4.2 : Results of the DFA used to identify the optimum tracer combination to differentiate sources supplying sediment to the Thio River

Fingerprint property selected	Wilks' Lambda	Variance explained by the variables (%)	Squared Mahalanobis distance	Correctly classified samples (%)
'Colour'				
v'	0.7209	27.9	1.6	79.2
'Geochemistry'				
K	0.1691	83.1	20.3	95.3
'Colour + Geochemistry'				
K, Ca, Ti, b*, C*	0.0734	92.6	52.1	100

3.3. Modelling test on artificial mixture samples

Prior to applying mixing models to river sediments, preliminary tests were conducted to control the validity of the models (*i.e.* 'geochemistry' and 'colour + geochemistry') and the associated estimations of source contribution errors. When applying these models on the artificial mixture samples, actual and predicted proportions were well correlated for both models (*i.e.* $r^2 = 0.99$ and $r^2 = 0.98$ respectively for 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' models) (Figure 4.2).

However, the 'geochemistry' model described in Figure 4.2-a showed that the contributions of mining tributaries were overestimated. With 100 % of actual mining contributions, 100 % of mining contribution was predicted by the model. However, instead of 0 % of actual mining contributions, a mining contribution of 15.5% was predicted by the model. It means that the more the estimated mining source contributions tends towards 0%, the greater the associated overestimation (*i.e.* maximum 15.5 %) (Figure 4.2-a). The 'colour + geochemistry' model also provided a slight overestimation of the contribution of mining tributaries (*i.e.* 7 % intercept of the regression line, Figure 4.2-b). Given the slope of the regression line calculated is close to 1 (*i.e.* 0.98), this 7% overestimation remains constant over the entire range of potential contributions.

Results

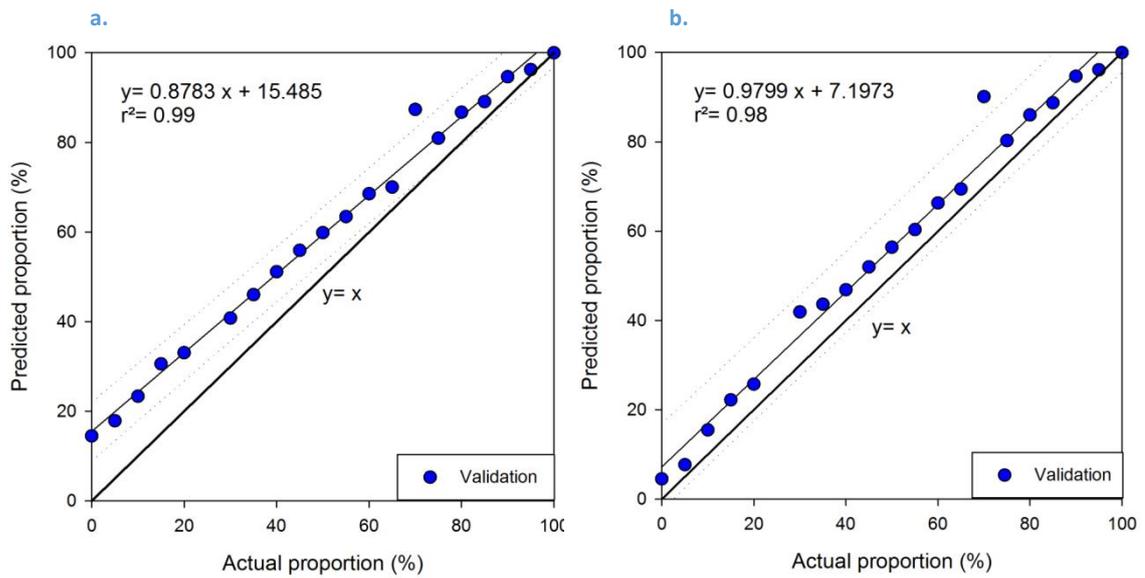


Figure 4.2 : Comparison between actual proportions prepared in artificial mixtures and the source proportions predicted by the 'geochemistry' (a) and 'colour + geochemistry' (b) models

3.4. Building partial least-squares models based on FDS

Mining sources are characterized by a red-orange color while sediments originating from non-mining sources are grey. The color contrasts may be explained by the distinct geochemical composition of these sources. Mean FDS in sources indicated the presence of goethite (*i.e.* at 445 and 525 nm), hematite (*i.e.* at 555, 565 and 575 nm), and organic matter (*i.e.* between 600-700 nm) (Debret *et al.*, 2011) in both mining and non-mining sources (Figure 4.3). In similar way, the Thio River sediment samples (2015, 2017) showed similar characteristics since the variations of the mean FDS remained between those found in the sources (Figure 4.3). Nevertheless, some differences can be observed between the sources. The spectral signature of goethite is slightly stronger at 445 nm in non-mining tributaries compared to mining tributaries. No difference between sources was observed at 525 nm, *i.e.* the second wavelengths characterizing the presence of goethite. In contrast, the spectral signature of hematite (*i.e.* at 555, 565 and 575 nm) was stronger in mining tributaries than in non-mining tributaries.

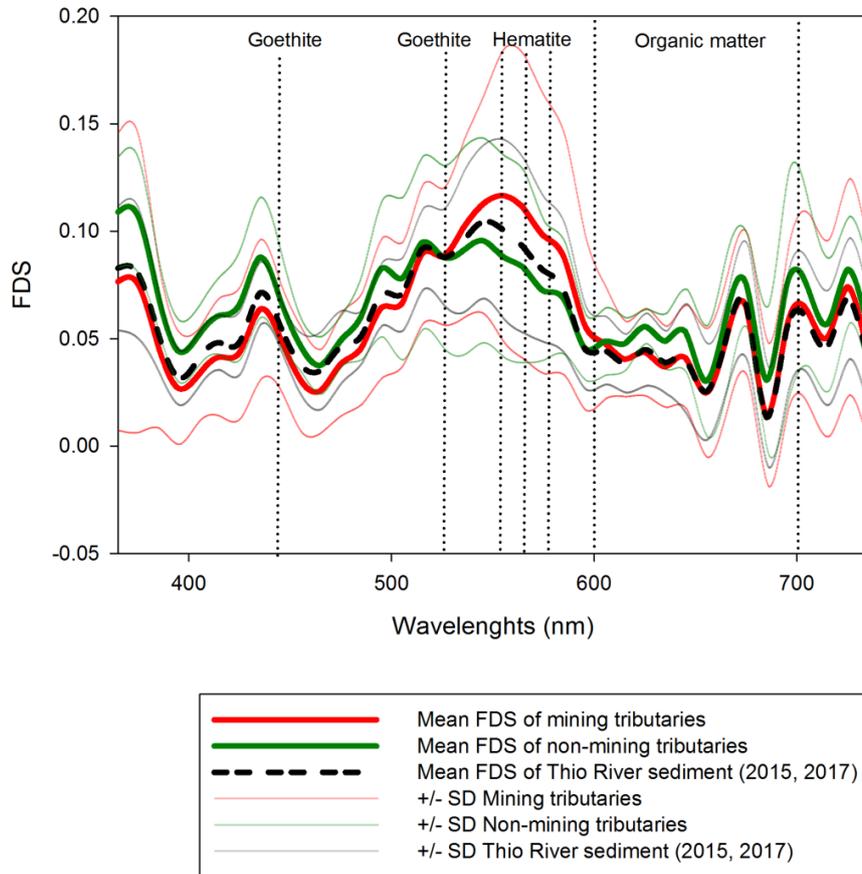


Figure 4.3 : FDS measured in the <63 μm fraction of sediment sources and Thio River sediment

To test the potential discrimination offered by FDS, a PCA was applied on the source data set. The first ten principal components from PCA explained 99 % of the total variation in the spectra. The DFA performed on these components resulted in a final Wilks' lambda value of 0.1585. It means that 84.1 % of variance is explained by these ten components. Moreover, 100 % of the source samples were correctly classified. The performances of PLSR models are described in Figure 4.4. The mining and non-mining tributary PLSR models provided an excellent correlation between actual and predicted proportions with r^2 and slopes close to 1 and intercepts of linear regression close to 0. The root mean square error of calibration (RMSEC) values estimated for both models were low, *i.e.* 3.4 % and 3.1 % respectively for mining and non-mining tributary models. These models also provided a good predictability of source contributions with low root mean square error of prediction (RMSEP) values (*i.e.* 8.0 % and 4.7 % respectively for mining and non-mining tributary models). Another way to control the reliability of predictions was to sum the predicted proportions of both models (Legout et al., 2013). Considering the whole data set used in the construction of the partial least-squares regression models

Results

(i.e. calibration and validation) led to a mean sum of the predicted source proportions of 102 % (SD 3 %, range: 98-114 %), thus highlighting the good prediction performance of FDS-PLS-R models.

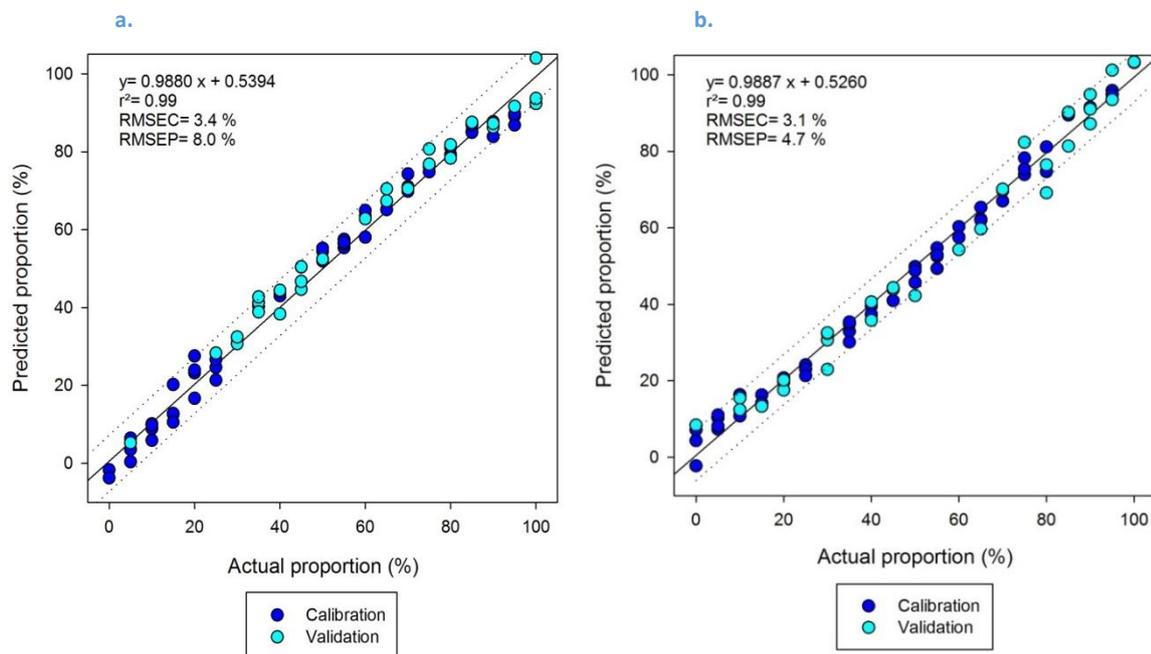


Figure 4.4 : Building of the FDS-PLSR models for mining sources (a) and non-mining sources (b)

3.5. Source apportionment modelling

3.5.1. 'Geochemistry' model

The 'geochemistry' model estimated that the mining tributaries contributed an average of 65 % (SD 27 %) of the Thio River sediment during the 2015 flood event; they therefore dominated sediment inputs overall during this event. Nevertheless, non-mining tributaries locally and mainly contributed to the sediment inputs at three sampling points along the Thio River (Figure 4.5, Table 4.3, sampling points [3, 5, 7]). These contributions did not, however, compensate those provided by mining tributaries in particular at the estuary (63-89 %). Indeed, the dominant mining contributions found in upstream river reaches (96 %, Figure 4.5, Table 4.3, sampling point [1]) gradually decreased along the Thio River, fluctuating between 17 – 77 % before increasing again at the confluence between the Thio River and the mining tributaries draining the Thio Plateau mining area (i.e. 85 %, Figure 4.5, Table 4.3, sampling point [8]) and reaching 60 – 64 %.

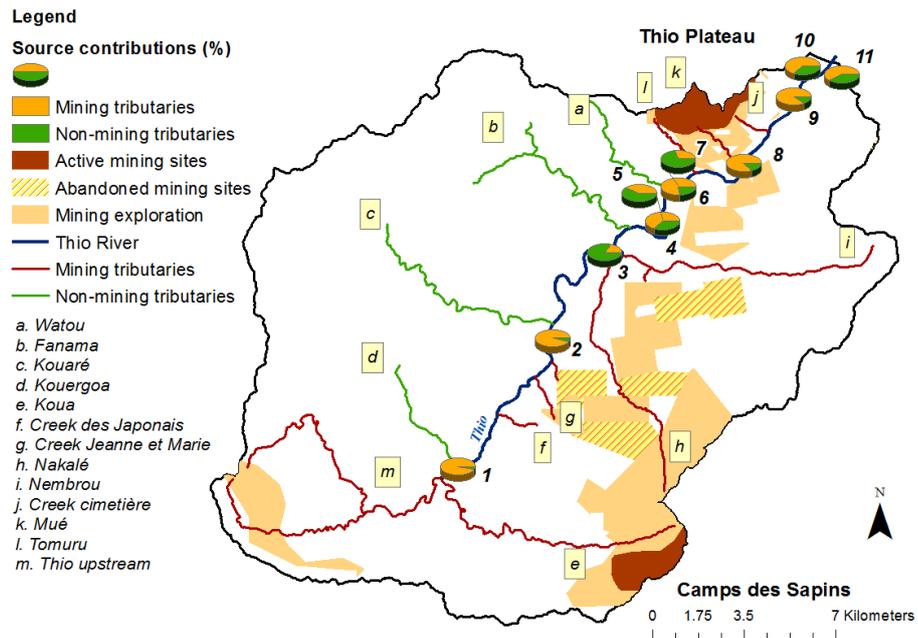


Figure 4.5 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) using the ‘geochemistry’ model

This model also demonstrated that mining tributaries dominated sediment inputs with a mean contribution of 83 % (SD 8%) during the 2017 flood event (Table 4.4). The lowest mining tributary contributions estimated (*i.e.* 69 %) was found after the confluence with the Kouaré non-mining tributary (Figure 4.6, Table 4.4, sampling point [4]). Nevertheless, further downstream, the proportions of the mining sources increased again to reach 77 – 83 % in the estuary (Figure 4.6, Table 4.4, sampling points [7, 8]).

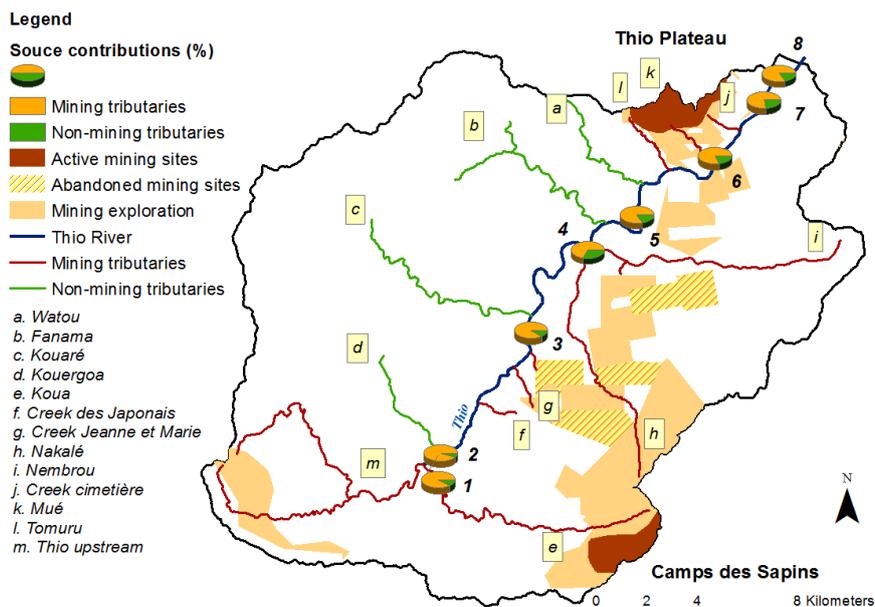


Figure 4.6 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood Event) using the ‘geochemistry’ model

Results

3.5.2. 'Colour + geochemistry' model

Similar results were obtained with the 'colour + geochemistry' model. The contributions of mining tributaries were estimated to an average of 68 % (SD 25 %) for the 2015 flood event. Mining tributary contributions provided almost all the sediment transiting the uppermost reach of the Thio River (*i.e.* 99 %, Figure 4.7, Table 4.3, sampling point [1]). However, after the confluence with the Kouaré tributary, non-mining tributaries dominated with a contribution of 83 % (Figure 4.7, Table 4.3, sampling point [3]). Further downstream, the contribution of mining tributaries increased again with supplies varying between 34 – 89 % to reach 58 – 70 % in the estuary (Figure 4.7, Table 4.3). The largest difference between 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' model outputs was 18 % for the 2015 flood event.

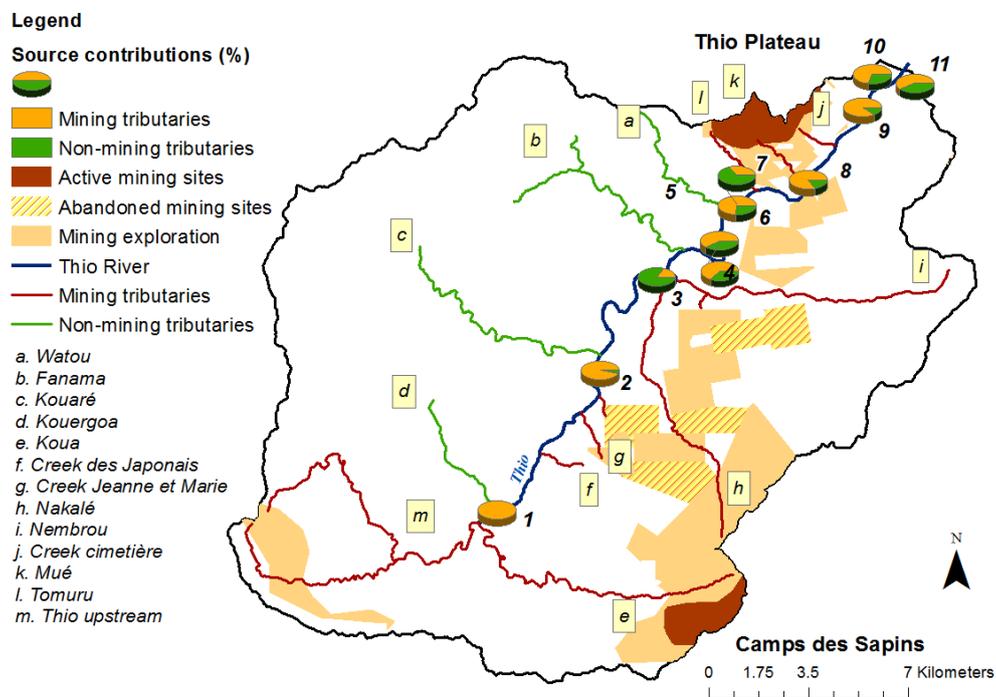


Figure 4.7 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) using the 'colour + geochemistry' model

The 'colour + geochemistry' model also demonstrated that 88 % (SD 8 %) of the sediment supply originated from mining tributaries during the 2017 flood event. Along the Thio River, mining tributary contributions varied between 100 % in the uppermost reach, 74% after the Kouaré river confluence and 83-85% in the estuary (Figure 4.8, Table 4.4). The largest difference between 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' model outputs was 10 % for the 2017 flood event (Table 4.4).

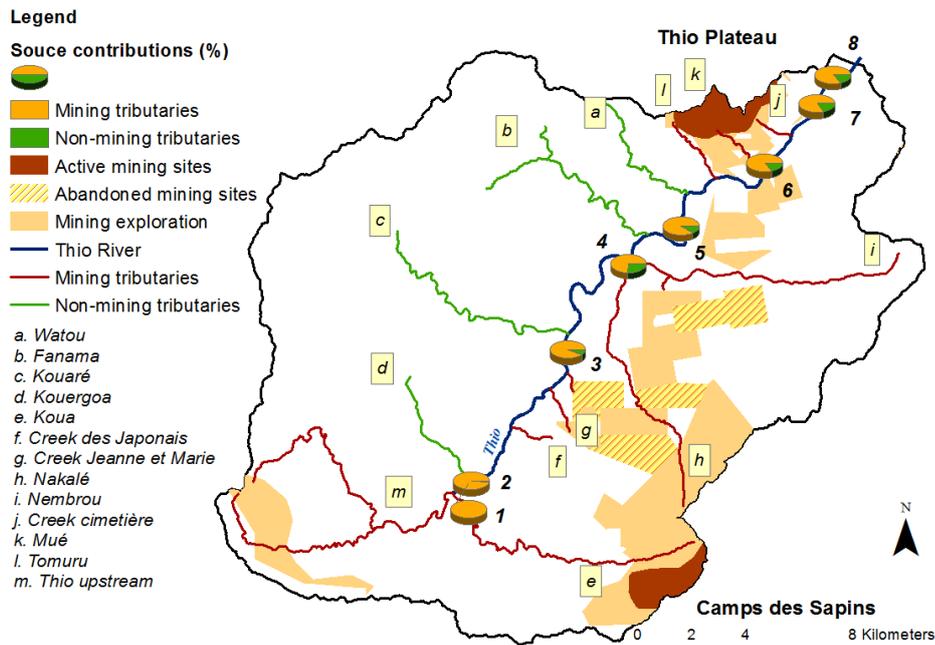


Figure 4.8 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood Event) on the <63 μm fraction measurements using the 'colour + geochemistry' model

3.5.3.FDS-PLSR model

When applying the FDS-PLSR models (*i.e.* mining and non-mining tributary contributions) to the river sediment samples (2015, 2017), the mean sums of the source contributions were 92 % (SD 8 %) and 80 % (SD 13 %), respectively, for the 2015 and 2017 flood events (Tables 4.3 and 4.4). Owing that predicted sums were relatively different from the expected 100%, a bar display of the source contributions has been chosen to facilitate the interpretation of the results (Figures 4.9 and 4.10).

According to the FDS-PLSR model results, 34 % (SD 22 %) of sediment supply originated from mining tributaries while non-mining tributary contribution provided 58 % (SD 18 %) of the sediment input for the 2015 flood event (Figure 4.9, Table 4.3). In the upper part of the Thio River catchment, non-mining tributaries largely dominated with a contribution of 80 % versus 6 % for mining tributaries. Along the Thio River, mining tributary contributions gradually increased to reach 70 % after the Mué tributary confluence (*i.e.* one of tributaries draining the Thio Plateau Mine, Figure 4.9, Table 4.3, sampling point [9]). The non-mining tributary contributions fluctuated along the Thio River between 41 – 85 % (Figure 4.9, Table 4.3, sampling points [2-8]) and reached a minimum (*i.e.* 28 %, Figure 4.9, Table 4.3, sampling point [9]) after the Mué tributary confluence. In the estuary, sediment supply was originated from 51 – 70 % of mining tributaries and 28 – 52 % of non-mining tributaries (Figure 4.9, Table 4.3, sampling points [9, 10, 11]).

Results

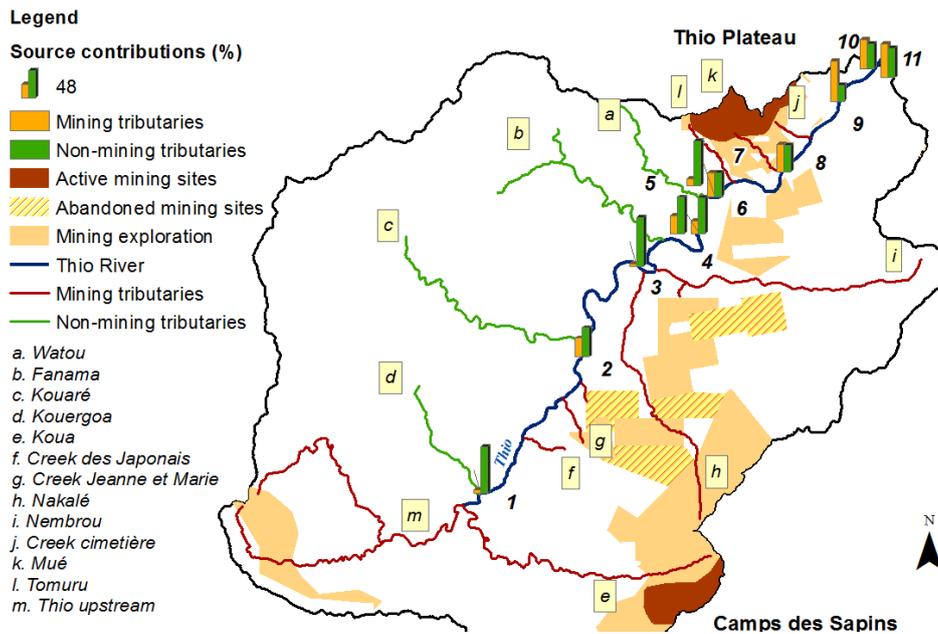


Figure 4.9 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2015 Flood Event) using the FDS-PLSR models

The FDS-PLSR models also indicated that mining and non-mining tributaries respectively contributed a mean of 29 % (SD 20 %) and 51 % (SD 11 %) of sediment (Figure 4.10, Table 4.4) during the 2017 flood event. In a similar way, mining contributions gradually increased along the Thio River from 11 % in upper parts to reach 52-58 % in the estuary. On the contrary, non-mining contributions gradually decreased from 56 % in uppermost parts to reach 35-36 % in the estuary (Figure 4.10, Table 4.4).

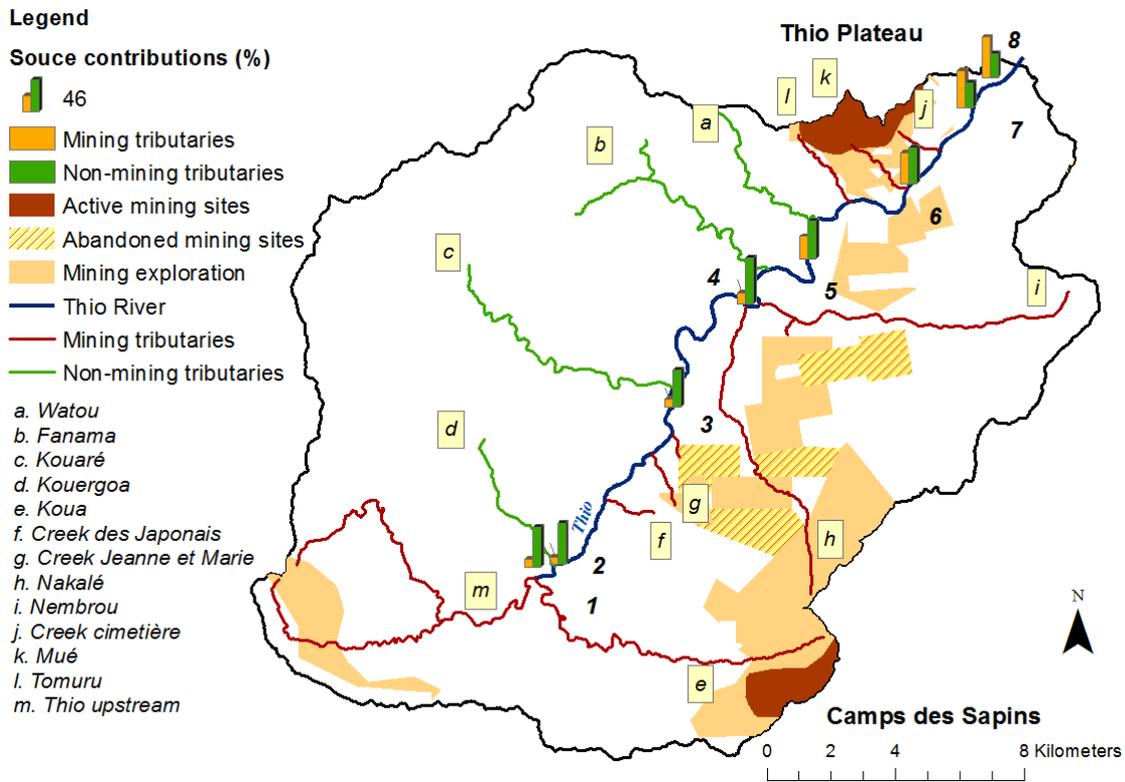


Figure 4.10 : Relative contributions of mining and non-mining tributaries to the sediment collected in the Thio River (2017 Flood Event) using the FDS-PLSR models

In summary, the FDS-PLSR models provided opposite results to those of the conventional sediment fingerprinting approach (*i.e.* ‘geochemistry’ and ‘colour + geochemistry’ models). According to the FDS-PLSR models, non-mining tributaries mainly contributed to sediment supply for the 2015 (58 %, SD 18 %) and 2017 (51 %, SD 11 %) flood events. On the contrary, the ‘geochemistry’ and ‘colour + geochemistry’ models demonstrated that mining tributary contributions dominated sediment supply for the 2015 (*i.e.* respectively 65 % (SD 27%) and 68 % (SD 28 %)) and 2017 flood events (*i.e.* respectively 83% (SD 8%) and 88 % (SD 8%)).

Results

Table 4.3 : Source contributions calculated by FDS-PLSR, 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' approaches for sediment deposited during the flood of February 25, 2015

Sampling point	Mining tributary contributions (%)			Non-mining tributary contributions (%)			Sum of source contributions (%)		
	FDS- PLSR	Geochemistry (n= 1)	Colour + Geochemistry (n= 5)	FDS- PLSR	Geochemistry (n= 1)	Colour + geochemistry (n= 5)	FDS- PLSR	Geochemistry (n= 1)	Colour + geochemistry (n= 5)
1	6	96	99	80	4	1	86	100	100
2	33	95	96	51	5	4	84	100	100
3	4	17	17	85	83	83	90	100	100
4	32	65	65	64	35	35	96	100	100
5	22	41	59	63	59	41	85	100	100
6	42	77	74	41	23	26	83	100	100
7	12	29	34	79	71	66	91	100	100
8	47	85	83	46	15	17	93	100	100
9	70	88	89	28	12	11	98	100	100
10	51	64	70	44	36	30	94	100	100
11	59	60	58	52	40	42	111	100	100
M (%)	34	65	68	58	35	32	92	100	100
SD (%)	22	27	25	18	27	25	8	-	-
Minimum (%)	4	17	17	28	4	1	84	-	-
Maximum (%)	70	96	99	85	83	83	111	-	-

Table 4.4: Source contributions calculated by FDS-PLSR, 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' approaches for sediment deposited during the flood of April 10, 2017

Sampling point	Mining tributary contributions (%)			Non-mining tributary contributions (%)			Sum of source contributions (%)		
	FDS- PLSR	Geochemistry (n= 1)	Colour + Geochemistry (n= 5)	FDS- PLSR	Geochemistry (n= 1)	Colour + geochemistry (n= 5)	FDS- PLSR	Geochemistry (n= 1)	Colour + geochemistry (n= 5)
1	11	90	100	56	10	0	66	100	100
2	9	94	98	58	6	2	68	100	100
3	11	89	92	52	11	8	63	100	100
4	16	69	74	66	31	26	82	100	100
5	32	82	89	54	18	11	86	100	100
6	44	81	84	51	19	16	95	100	100
7	52	77	83	36	23	17	88	100	100
8	58	83	85	35	17	15	92	100	100
M (%)	29	83	88	51	17	12	80	100	100
SD (%)	20	8	8	11	8	8	13	-	-
Minimum (%)	9	69	74	35	6	0	63	-	-
Maximum (%)	58	94	100	66	31	26	95	-	-

3.6. Complementary tests: representativeness of artificial mixture samples used for the FDS-PLSR models compared to source samples

Given the opposite results obtained in terms of source contributions between FDS-PLSR models on the one hand and 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' models on the other hand, complementary analyses were carried out on source samples to estimate their composition in terms of source contributions with FDS-PLSR models. They were considered as river sediment samples. A mean sum of the predicted source proportions of 94 % (SD 17 %, range: 49-131 %) was calculated from the source sample data set. The compositions of mining and non-mining tributary samples were described in Figure 4.11. Figure 4.11 shows that artificial mixture samples built from a mix between the composite mining source sample and the composite non-mining source sample did not cover entirely the range of values found in all the sources samples, which may explain why some source samples showed mining and non-mining tributary composition lower than 0 and/or higher than 100 %.

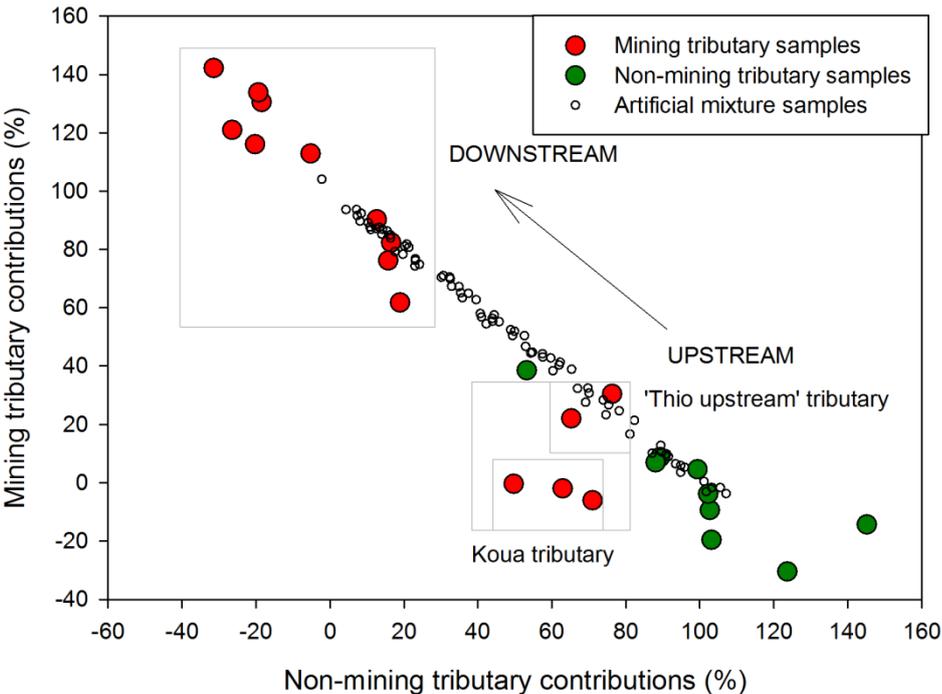


Figure 4.11 : Relative compositions of mining and non-mining sources estimated by the FDS-PLSR models within sediment sources

Moreover, two sub-groups of mining tributary samples can be distinguished, the first one corresponding to samples collected on the mining tributaries located in the uppermost part of the catchment and the second to samples collected on the mining tributaries located further downstream. The FDS-PLSR differentiated rather well the second group since the mining tributary composition is dominant in these samples. On the contrary, the first group referred to as 'Upstream' merged with the

non-mining tributary samples (Figure 4.11). Indeed, Figure 4.12 shows the mining tributaries located in the upper part of the catchment were defined as ‘non-mining tributaries’ by the FDS-PLSR model.

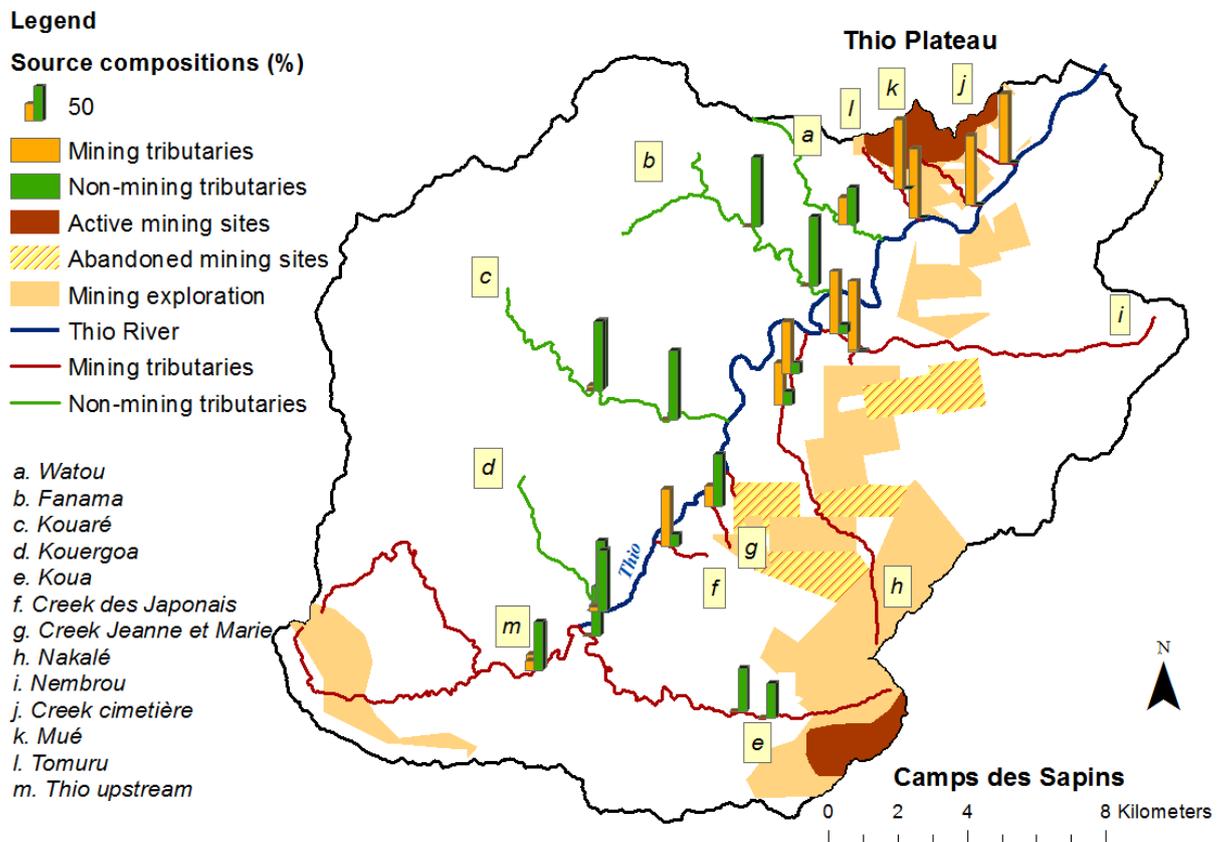


Figure 4.12 : Relative compositions of mining and non-mining sources estimated by the FDS-PLSR models within sediment sources in the Thio River catchment

The low K contents found in these samples confirmed, however, that they were mainly supplied by mining sources (Figure 4.13). Nevertheless, a colour difference could be observed visually and through variations of the a^* parameter: the a^* values increased from upper parts to lower, which results in an increasingly red coloration of mining tributary samples in downstream direction. Figure 4.13 shows also that the a^* values found in samples collected in the upper catchment part overlapped with those of non-mining tributary samples. Among the ‘upstream’ mining tributary samples, only three samples collected on the Koua tributary (*i.e.* draining Camp des Sapins mine) showed values that were not comprised in the ranges covered by the artificial mixture samples (Figure 4.11).

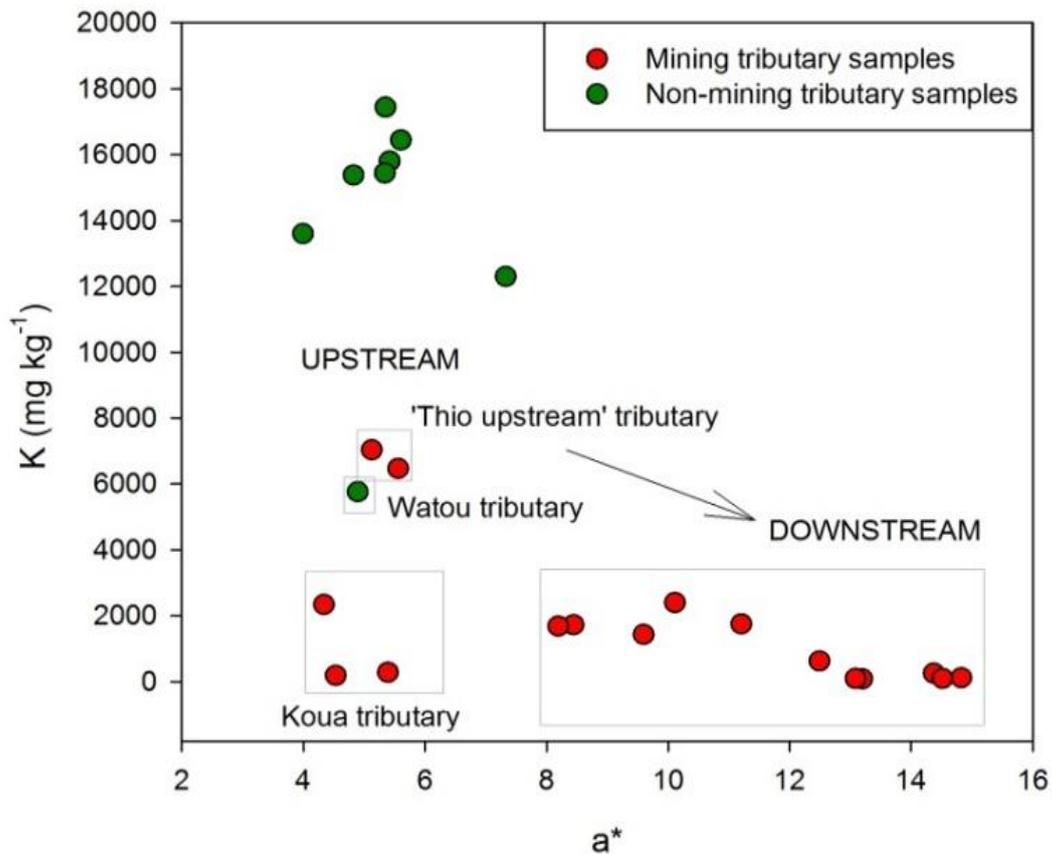


Figure 4.13 : Diagram of K contents as a function of a* parameter values within sediment sources

4. Discussion

4.1. Advantages and limits of models

4.1.1. 'Colour' model

One of the objectives of this study was to test the contribution of spectrophotometry for improving the source discrimination. Indeed, visual observations indicated that mining tributary samples were red-orange whereas non-mining tributary samples were rather grey. However, the results showed that the colour parameters, when used individually, did not provide sufficient discrimination between sources (Table 4.1) to meet this objective. Using the example of parameter a* (Figure 4.13), some mining tributary samples showed colour parameter values similar to those found in non-mining tributary samples. This overlap of value ranges could explain in particular the inability of the 'colour' model to provide satisfactory source discrimination. Nevertheless, results obtained with colour parameter analyses coupled to visual observations highlighted the occurrence of two groups of mining tributary samples (*i.e.* 'Upstream' and 'Downstream'). The coloration differences (*i.e.* orange/

'Upstream' and 'red/Downstream') observed between these two groups could be due to the presence of different types of nickel ores. Indeed, nickel ore formation depends partly on the morphological context, *i.e.* on whether nickel ores are located in a basin, on a plateau or a slope. This morphological context influences the weathering level of peridotites (*i.e.* laterite profile: red laterites at the top >> yellow laterites >> saprolites >> peridotites at the bottom). In the Thio River catchment, nickel ores from the Thio Plateau mine are 'plateau nickel ores' whereas those from the Camp des Sapins mine are 'slope nickel ores' (Mardhel et al., 2018). No information is provided in the literature on the types of nickel ores that were mined in abandoned mining sites. The red coloration of the 'Downstream' mining tributary samples could then be associated with more altered laterite profiles with a thicker layer of red laterites compared to the 'Upstream' mining tributary samples, which could be associated with a laterite profile with a thinner layer of red laterites.

4.1.2. 'Geochemistry' model

The 'geochemistry' model based on K provided significant discrimination between sources (Table 4.2), regardless the types of nickel ores that may be found in the Thio River catchment. K is a lithological tracer discriminating sediments originating from the erosion of the two dominant lithologies (*i.e.* peridotite massifs vs. volcano-sedimentary formations) in the Thio River catchment. As anthropogenic erosion (*i.e.* due to mining activities) dominates on the peridotite massifs (Garcin *et al.*, 2017), K therefore provides an optimal discrimination between mining and non-mining tributary contributions. This parameter classified the source samples rather well (*i.e.* 95.3 % of correct classification, Table 4.2). Indeed, the 16 mining source samples were all correctly classified (100%) and only one non-mining source sample was not correctly classified (87.5 %); it corresponds to the Watou tributary sample (Figure 4.3). Indeed, this sample showed a K content similar to that found in mining tributary samples. The Watou tributary is particular because it drains both volcano-sedimentary formations and peridotite massifs that were not exploited for mining, which justifies that it was considered as a non-mining tributary. The K content measured in this sample could be representative of that found in sediment sources characterized by a mix between the two dominant lithologies. Again, when observing Figure 4.13, two mining tributary samples (*i.e.* 'Thio upstream') showed similar K contents to that found in the Watou tributary sample. The 'Thio upstream' tributary also drains both areas associated with volcano-sedimentary formations and exploited peridotite massifs (*i.e.* mining prospecting), which justifies that it was considered as a mining tributary. The analysis of colour parameters coupled with that of geochemical elements indicated that these samples collected on the 'Thio upstream' tributary showed a less red coloration not because they are associated with a different type of ore, as is the case for the samples collected on Koua tributary draining *Camp des Sapins* mine (Figure 4-13), but because they are characterized by a mix of both lithologies. As a result, the

'geochemistry' model showed a certain limitation to classify source samples characterized by a mix of both lithologies. The performance of the 'geochemistry' model described in Table 4.2 remains, however, excellent. The application of this model on artificial mixture samples provided very satisfactory results (Figure 4.2-a) with a good correlation between the predicted and the actual source proportions ($r^2 = 0.99$). An overestimation of mining tributary contributions is, however, to be taken into account. It was evaluated to a maximum at 15.5 %. This overestimation is greater when the mining contributions estimated by the model tend towards 0 % (maximum: 15.5 %, Figure 4.2-a).

4.1.3. 'Colour + geochemistry' model

The 'colour + geochemistry' (*i.e.* K, Ca, Ti, b^* , C^*) model provided the best discrimination between sources (Table 4.2). The inclusion of colour parameters in the 'colour + geochemistry' approach allowed for the discrimination of source samples (*i.e.* 100 % of correctly classified source samples) that a 'geochemistry' approach alone could not achieve. Results of the tests carried out on the artificial mixture samples also showed an excellent correlation between the predicted and the actual source proportions (*i.e.* $r^2 = 0.98$). A slight overestimation of the mining tributary contributions (7 %) was observed with this approach, which remains rather reasonable (Figure 4.2-b). In this model, K is the lithological tracer which has the higher discriminant power (Table 4.1), which may explain the similarity of results obtained with the 'colour + geochemistry' and the 'geochemistry' models. Indeed, mining tributaries contributed an average of 65 % (SD 27 %) for 'colour + geochemistry' model and 68 % (SD 25 %) for 'geochemistry' model for the 2015 flood event (Table 4.3). For the 2017 flood event, mining source contributions largely dominated the sediment production with a mean contribution of 83 % (SD 8 %) for the 'geochemistry' model and 88 % (SD 8 %) for the 'colour + geochemistry' model.

4.1.4. FDS-PLSR models

The FDS-PLSR models built from artificial mixture samples showed excellent theoretical predictive performances (*e.g.* r^2 , RMSEC, RMSEC, Figure 4.4). However, the application of these models on river sediment samples provided questionable results. Indeed, the artificial mixture samples did not cover entirely the ranges of values found in all sources samples, thus resulting in an overestimation (*i.e.* superior to 100 %) and an underestimation (*i.e.* inferior to 0 %) of source composition (Figure 4.11) in several source samples. Similarly to what was previously observed, three sub-groups of mining tributary samples can be distinguished, one of which (*i.e.* 'Thio Upstream') is partially merged with the non-mining tributary samples (Figure 4.11). When modelling the source contributions with the FDS-PLSR models, a bias was created because the contributions of this mining tributary may be mainly considered as the contributions of non-mining tributaries. As a result, an overestimation of non-mining

tributary contributions may be found in the entire Thio River catchment and particularly in the upper part of the study area. Third, the properties measured in the Koua tributary (*i.e.* draining Camp des Sapins Mine) samples were not comprised in the ranges of values covered by the artificial mixture samples (Figure 4.11). Given the particular colour signature of this tributary (Figure 4.13), its contributions are therefore not taken into account at all by the FDS-PLSR models. Indeed, the sums of the source contributions by FDS-PLSR models are lower than the expected 100% particularly in the uppermost part of the catchment (Tables 4-3 & 4-4), which may indicate that a source is not accounted for. Artificial mixtures were constructed from a homogenized spectral signature of all mining source samples. However, two distinct spectral signatures were observed between the upstream and downstream mining source samples. Homogenizing the spectral signature of the mining samples led to a loss of information in terms of spectral signature, in particular that of the mining samples located upstream. As a result, 3-source FDS-PLSR models (*i.e.* non-mining, upstream and downstream mining sources) would be more appropriate than 2-source FDS-PLSR models in this context.

4.2. Spatial and temporal variations of sediment source contributions

Among the four models tested in this study, the ‘colour + geochemistry’ model is the most appropriate to estimate mining and non-mining tributary contributions in the Thio River catchment. According to the results of this model, mining tributaries provided the main sediment supply to the river system with a mean contribution of 68 % (SD 25 %) for the 2015 flood event and 88 % (SD 8 %) for the 2017 flood event (Tables 4.3 and 4.4). The variability of mining tributary contributions between these two flood events with a return period of 10 years ($3500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) could be explained in particular by the variability of rainfall distribution (Chapter 3). Indeed, during the 2015 flood event, the Kouaré River sub-catchment received twice more rainfall than observed in the rest of the Thio River catchment, which may explain a higher contribution of non-mining tributaries for this event than for the 2017 flood event where rainfall was more intense on the eastern part of the catchment in the vicinity of the mines currently in operation (Thio Plateau, Camp des Sapins). Moreover and although the FDS-PLSR models were unable to properly estimate the source contributions, they provided qualitative indications about the proportion of sediment contribution between ‘Upstream’ and ‘Downstream’ mining tributaries at the level of the estuary. Indeed, only ‘downstream’ mining tributaries were finally identified by the FDS-PLSR models as mining sources. Mining contributions gradually increased in downstream direction. The predicted proportion sums of river sediment samples also tend to reach the expected 100%, which could result in a better predictability of the models. As a result, these models indicated that sediment contribution from downstream reaches dominated that of upstream reaches at the level of the estuary for both events.

Conclusion

Moreover, the analysis of colour parameters coupled to that of geochemical elements highlighted the occurrence of three sub-groups of mining tributary samples, (1) 'Downstream' samples characterized by high a^* values and low K contents, (2) 'Camp des Sapins' samples located in the upstream characterized by low a^* values and low K contents and (3) 'Thio upstream' samples corresponding to a mix of both dominant lithologies (*i.e.* peridotite massifs and volcano-sedimentary formations) characterized by low a^* values and higher K contents (*i.e.* 4 times higher than for the two previous sub-groups) (Figure 4.13). Owing to the low K contents found in Thio River sediment samples collected in the uppermost part (*i.e.* $\sim 2200 \text{ mg kg}^{-1}$ in 2015 and $\sim 2600 \text{ mg kg}^{-1}$ in 2017), which were similar to those measured in samples of sub-group (2, $\sim 2400 \text{ mg kg}^{-1}$), it would appear that the Koua tributary draining Camp des Sapins mine dominated the sediment supply in the upstream for both events.

5. Conclusion

The current study showed that the contributions of mining sources dominated the sediment inputs with mean contributions of 68 % (SD 25 %) for the 2015 flood event and 88 % (SD 8 %) for the 2017 flood event (results of 'colour + geochemistry' model). Although the spatial variability of rainfall may impact local sediment source contributions, a trend in terms of sediment source contributions is observed along the Thio River for both flood events. In the uppermost part of the catchment, mining source contributions dominated (99% in 2015, 100% in 2017) with a dominant contribution from the Koua tributary draining the *Camp des Sapins* mine. The first non-mining tributary encountered in downstream direction, *i.e.* Kouergoa tributary, contributed little to sediment supply; it is rather the next non-mining tributaries including Kouaré tributary which provided most of the sediment inputs (83 % in 2015, 26 % in 2017). Nevertheless, these contributions were compensated in downstream direction by those from mining sources generated by tributaries draining Thio Plateau mine. Finally, at the estuary, mining sources dominated (58-70% in 2015, 83-85 % in 2017). These results therefore suggest that catchment management should focus on mining tributaries draining active mining sites (*i.e.* Camp des Sapins and Thio Plateau).

One of the objectives of this study was to evaluate the performance of sediment tracing methods based on spectroscopy measurements (*i.e.* colour parameters and FDS). The results showed that these individual fingerprinting approaches did not provide sufficient discrimination between sources to be used for the modelling of sediment source contributions. Nevertheless, the inclusion of colour properties in addition to geochemical parameters turned out to be the optimal combination of tracers providing the highest discrimination between sediment sources. This 'colour + geochemistry' model is, however largely based on the discriminatory power provided by K, which means that the

'geochemistry' approach is also relevant to quantify sediment sources. Both approaches have, moreover, been experimentally validated. As a result, the use of these approaches could be extended to other mining catchments of New Caledonia but also to other similar nickel mining catchments (*i.e.* Ni oxidized ores based on peridotite massifs) around the world (*e.g.* Australia, Brazil, Dominican Republic, Cuba).

6. References

- Abel, A., Michael, A., Zartl, A., Werner, F. (2000) Impact of erosion-transported overburden dump materials on water quality in Lake Cospuden evolved from a former open cast lignite mine south of Leipzig, Germany. *Environmental Geology* 39, 683-688.
- Baudrimont, M., Dominique, Y., Feurtet-Mazel, A., Gonzalez, P., Gourvès, P.-Y., Gunkel-Grillon, P., Laporte-Magoni, C., Lefrançois, E., Letourneur, Y., Marquié, J., Maury-Brachet, R., Monna, F., Pasquet, C., Rivière, E., Roth, E. (2019) - Rapport scientifique final. Programme « Dispersion des métaux de la mine au lagon ». CNRT « Nickel & son environnement ». 192 pages.
- Bird, E.C.F., Dubois, J.P., Iltis, J.A. (1984) The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. Tokyo, Japan, United Nations University.
- Bradley, S., Lewin, J. (1982) Transport of heavy metals on suspended sediments under high flow conditions in a mineralised region of Wales. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 4, 257-267.
- Brosinsky, A., Foerster, S., Segl, K., Kaufmann, H. (2014) Spectral fingerprinting: sediment source discrimination and contribution modelling of artificial mixtures based on VNIR-SWIR spectral properties. *Journal of Soils and Sediments* 14, 1949-1964.
- Collins, A., Walling, D., Leeks, G. (1997) Use of the geochemical record preserved in floodplain deposits to reconstruct recent changes in river basin sediment sources. *Geomorphology* 19, 151-167.
- Collins, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (1996) Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial suspended sediment : a case study of the Exe and Severn river basins, United Kingdom. *Géomorphologie* 2, 41-53.
- Daszykowski, M., Walczak, B., Massart, D. (2002) Representative subset selection. *Analytica chimica acta* 468, 91-103.
- Debret, M., Sebag, D., Desmet, M., Balsam, W., Copard, Y., Mourier, B., Susperrigui, A.-S., Arnaud, F., Bentaleb, I., Chapron, E. (2011) Spectrocolorimetric interpretation of sedimentary dynamics: the new "Q7/4 diagram". *Earth-Science Reviews* 109, 1-19.
- Dumas, P., Printemps, J., Mangeas, M., Luneau, G. (2010) Developing erosion models for integrated coastal zone management: A case study of The New Caledonia west coast. *Marine Pollution Bulletin* 61, 519-529.
- Evrard, O., Durand, R., Foucher, A., Tiecher, T., Sellier, V., Onda, Y., Lefèvre, I., Cerdan, O., Laceby, J.P. (2019) Using spectrocolourimetry to trace sediment source dynamics in coastal catchments draining the main Fukushima radioactive pollution plume (2011–2017). *Journal of Soils and Sediments*, 1-12.
- Evrard, O., Laceby, J.P., Huon, S., Lefèvre, I., Sengtaheuanghoung, O., Ribolzi, O. (2015) Combining multiple fallout radionuclides (¹³⁷Cs, ⁷Be, ²¹⁰Pbxs) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical, ephemeral riverine systems. *J Soils Sediments* 16, 1130-1144.
- Garcin, M., (2010) Exploitation des granulats en lit vif des cours d'eau de la Grande-Terre, Nouvelle-Calédonie. BRGM/RP-58531-FR. 114 p., 90 fig., 3 tabl. Bureau des Recherches Géologiques et Minières

References

- Garcin, M., Gastaldi, Y., Lesimple, S., (2017) Quantification et évolution temporelle des apports miniers dans les rivières calédoniennes. BRGM/RP-66840-FR, 44 p., 23 fig., 5. Bureau des Recherches Géologiques et Minières
- Hedouin, L., Pringault, O., Metian, M., Bustamante, P., Warnau, M. (2007) Nickel bioaccumulation in bivalves from the New Caledonia lagoon: Seawater and food exposure. *Chemosphere* 66, 1449-1457.
- Highley, D., Chapman, G.R., Bonel, K. (2004) The economic importance of minerals to the UK. British Geological Survey.
- Iltis, J. (1992) La mine, élément de la controverse écologique dans le Pacifique Sud. *L'Espace géographique*, 193-205.
- Juillot, F. (2019) – Rapport scientifique final. Programme « Dynamique des métaux de la mine au lagon ». CNRT « Nickel & son environnement ». 202 pages.
- Klages, M., Hsieh, Y. (1975) Suspended Solids Carried by the Gallatin River of Southwestern Montana: II. Using Mineralogy for Inferring Sources 1. *Journal of Environmental Quality* 4, 68-73.
- Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N. (2017) The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Sci. Rev.* 169, 85-103.
- Lacey, J.P., Olley, J. (2015) An examination of geochemical modelling approaches to tracing sediment sources incorporating distribution mixing and elemental correlations. *Hydrol. Process.* 29, 1669-1685.
- Legout, C., Poulenard, J., Nemery, J., Navratil, O., Grangeon, T., Evrard, O., Esteves, M. (2013) Quantifying suspended sediment sources during runoff events in headwater catchments using spectrophotometry. *J Soils Sediments* 13, 1478-1492.
- Mardhel, V., Iseppi, M., Regninger, P.A., Sevin, B. (2018) Connaissance de l'ophiolite, géophysique aéroportée et étude de la structure. Rapport scientifique final. Programme «OPHIOSTRUCT». CNRT «Nickel & son environnement».
- Martínez-Carreras, N., Udelhoven, T., Krein, A., Gallart, F., Iffly, J.F., Ziebel, J., Hoffmann, L., Pfister, L., Walling, D.E. (2010) The use of sediment colour measured by diffuse reflectance spectrometry to determine sediment sources: application to the Attert River catchment (Luxembourg). *J Hydrol* 382, 49-63.
- Pascal, N. (2010) Ecosystèmes coralliens de Nouvelle-Calédonie. Valeur économique des services écosystémiques. Partie I: Valeur financière. IFRECOR.
- Poulenard, J., Legout, C., Nemery, J., Bramorski, J., Navratil, O., Douchin, A., Fanget, B., Perrette, Y., Evrard, O., Esteves, M. (2012) Tracing sediment sources during floods using Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectrometry (DRIFTS): A case study in a highly erosive mountainous catchment (Southern French Alps). *Journal of Hydrology* 414, 452-462.
- Poulenard, J., Perrette, Y., Fanget, B., Quetin, P., Trevisan, D., Dorioz, J.-M. (2009) Infrared spectroscopy tracing of sediment sources in a small rural watershed (French Alps). *Science of The Total Environment* 407, 2808-2819.
- Prior, T., Daly, J., Mason, L., Giurco, D. (2013) Resourcing the future: Using foresight in resource governance. *Geoforum* 44, 316-328.
- Sellier, V., Navratil, O., Lacey, J.P., Allenbach, M., Lefèvre, I., Evrard, O. (2019) Investigating the use of fallout and geogenic radionuclides as potential tracing properties to quantify the sources of suspended sediment in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific. *Journal of Soils and Sediments*, 1-17.
- Sherriff, S.C., Franks, S.W., Rowan, J.S., Fenton, O., Ó'hUallacháin, D. (2015) Uncertainty-based assessment of tracer selection, tracer non-conservativeness and multiple solutions in sediment fingerprinting using synthetic and field data. *J Soils Sediments* 15, 2101-2116.
- Tiecher, T., Caner, L., Minella, J.P., dos Santos, D.R. (2015) Combining visible-based-color parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination and apportionment. *Sci Total Environ* 527-528, 135-149.

Chapitre 4

Uber, M., Legout, C., Nord, G., Crouzet, C., Demory, F., Poulenard, J. (2019) Comparing alternative tracing measurements and mixing models to fingerprint suspended sediment sources in a mesoscale Mediterranean catchment. *Journal of Soils and Sediments*, 1-19.

Vaithyanathan, P., Ramanathan, A., Subramanian, V. (1993) Transport and distribution of heavy metals in Cauvery River. *Water, air, and soil pollution* 71, 13-28.

Walden, J., Slattery, M.C., Burt, T.P. (1997) Use of mineral magnetic measurements to fingerprint suspended sediment sources: approaches and techniques for data analysis. *Journal of Hydrology* 202, 353-372.

Wallbrink, P., Murray, A., Olley, J., Olive, L. (1998) Determining sources and transit times of suspended sediment in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Water Resour Res* 34, 879-887.

Yellishetty, M., Mudd, G.M., Shukla, R. (2013) Prediction of soil erosion from waste dumps of opencast mines and evaluation of their impacts on the environment. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 27, 88-102.

References

Chapitre 5 Dynamique temporelle des contributions des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio

Le bassin versant de Thio est l'un des premiers bassins versants à avoir été exploité sur l'archipel, il a donc été le témoin de toutes les évolutions de l'exploitation minière depuis les années 1880 jusqu'à maintenant (*i.e.* 1880-1950 : pré-mécanisation, 1950-1975 : mécanisation, 1975-maintenant : post-mécanisation). L'objectif de ce chapitre est de reconstruire l'évolution temporelle des contributions des sources sédimentaires sur ce bassin versant. Ce chapitre est présenté sous la forme d'un article intitulé « *Reconstructing the impact of nickel mining activities on sediment supply to the rivers and the lagoon of South Pacific Islands: lessons learnt from the Thio early mining site (New Caledonia)* ». La soumission est prévue prochainement dans la revue *Geomorphology*.

Démarches entreprises

Une carotte sédimentaire a été prélevée dans la plaine alluviale du bassin versant de Thio. Sur cette carotte, une approche multi-paramètres a été réalisée visant à (1) tracer les contributions des sources sédimentaires, (2) établir une datation de cette carotte afin (3) de pouvoir mettre en regard d'éventuelles tendances en termes de contributions de sources sédimentaires selon les différentes périodes d'exploitation minière.

Principaux résultats

Le traçage des sources sédimentaires réalisé sur la carotte ne se base pas sur l'approche combinant les paramètres couleurs et la géochimie élémentaire. En effet, les paramètres colorimétriques qui se sont montrés conservatifs et discriminants pour tracer l'origine de dépôts sédimentaires récents à l'échelle d'un évènement de crue (crues de 2015 et de 2017, Chapitre 4) sont non-conservatifs au sein de la carotte sédimentaire. Ces résultats ne figurent pas dans l'article, ils sont présentés dans l'Annexe C. De ce fait, seule l'approche basée sur la géochimie élémentaire est appliquée dans cette étude. Le K est, lui, conservatif au sein de la carotte sédimentaire. Le modèle de mélange associé montre que les sources minières ont contribué en moyenne à 74 % (SD 13 %) des apports sédimentaires constituant la carotte. Au sein de cette carotte, trois unités sédimentaires se sont distinguées ; celles-ci ont pu être datées de façon relative en se basant sur la correspondance entre les dépôts de crue identifiés et la chronologie des crues débordantes établies par Schneider *et al.* (2018).

Chapitre 5

Une première épaisseur de sédiment (unité 1), correspondant au bas de la carotte (*i.e.* 111,5 - 160 cm de profondeur), présente les plus faibles contributions minières avec une contribution moyenne de 59 % (SD 5 %). Elle est associée aux années avant 1950, *i.e.* pré-mécanisation. Bien que les contributions minières soient majoritaires dans cette unité, elles restent néanmoins inférieures à celles estimées dans le reste du profil. Cela s'explique par le fait que l'exploitation minière avant 1950 était plutôt limitée techniquement car l'extraction des minerais nickélifères se faisait manuellement. De plus, cette exploitation était concentrée spatialement car les entreprises minières se focalisaient principalement sur les minerais les plus enrichis (sapolites), ce qui délimitait les zones exploitées.

Une seconde unité sédimentaire (unité 2) correspondant à la partie médiane de la carotte (*i.e.* 65 - 111,5 cm de profondeur) se caractérise par une contribution moyenne en sources minières de 77 % (SD 14 %), soit une augmentation de 18 % par rapport à l'unité 1. Cette unité 2 datée entre 1950-1990 retranscrit notamment la période de mécanisation de l'activité minière initiée dès les années 1950. L'augmentation rapide de la superficie des zones exploitées et des pistes minières sur le bassin versant de Thio sur cette période pourrait expliquer cette augmentation des contributions des sources minières. Cette mécanisation a également résulté en une forte augmentation de la production des stériles miniers sur le bassin versant de Thio (multiplication du tonnage par ~ 7 entre 1950 - 1975 avec ~ 30 millions de tonnes, Garcin *et al.* (2017)). Ces stériles miniers, en l'absence de réglementations environnementales, ont été stockés pendant plusieurs décennies sur les flancs de montagne. Ce n'est qu'au cours d'un cyclone particulièrement intense, le cyclone Alison (1975), que ces derniers ont commencé à se déverser dans les cours d'eau du bassin versant de Thio (Gosset, 2016). Ce point de basculement est observé au sein de la carotte sédimentaire. Il est situé à 84 cm de profondeur et se caractérise par la plus forte contribution des sources minières estimée sur le profil sédimentaire (97 %). Depuis 1975 et de façon concomitante au cyclone Alison, un ensemble de réglementations environnementales sont apparues pour réduire la pollution sédimentaire générée par l'exploitation minière.

Cependant et au regard des résultats obtenus dans l'unité 3 correspondant à la partie supérieure de la carotte (*i.e.* 0-65 cm de profondeur, 1990-2015), il semblerait que ces dernières aient eu un impact encore assez limité. Les contributions minières au sein de cette unité restent en effet élevées et varient peu autour de 80 % (SD 4 %).

Principales conclusions

Cette étude a permis de retracer l'évolution des contributions des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio et, notamment, l'augmentation des contributions en sources minières induite par l'intensification de l'exploitation minière (*i.e.* période de mécanisation). Le point de basculement

correspond au rapide transfert des stocks de stériles miniers déversés depuis des décennies dans les creeks par le cyclone Alison. Il illustre notamment bien le décalage temporel qu'il peut y avoir entre l'amplification d'une activité anthropique, ici l'exploitation minière (*i.e.* 1950-1775), et l'impact de cette dernière sur la dynamique sédimentaire (*i.e.* à partir de 1975). Le déstockage des stériles miniers serait d'ailleurs toujours en cours d'après Garcin *et al.* (2018). Cette approche ne permet néanmoins pas de discriminer spécifiquement les contributions passées et actuelles des sources minières. Les résultats indiquent néanmoins que, malgré la mise en place de réglementations environnementales à partir de 1975, les contributions minières restent élevées avec, en moyenne, 80 % (SD 5 %). Ces résultats sont en adéquation avec ceux obtenus dans les chapitres 3 et 4 indiquant que les contributions minières dominent majoritairement les apports sédimentaires, *i.e.* 68 % (SD 25 %) pour la crue de 2015 et 88 % (SD 8 %) pour la crue de 2017.

Suppléments d'information

L'analyse de cette carotte sédimentaire a montré que les paramètres colorimétriques n'étaient pas conservatifs (Annexe C). La non-conservation ici ne serait pas associée au tri granulométrique généré au cours des processus d'érosion-transport-sédimentation car la même fraction granulométrique (*i.e.* $<63 \mu\text{m}$) a été analysée au sein des sources, sédiments (Chapitre 4) et carotte (Annexe C) mais elle pourrait être davantage associée à une altération de la signature colorimétrique de ces derniers au cours du temps. Cette altération pourrait être induite par des processus biogéochimiques (Phillips and Marion, 2001). La non-conservation du Fe indique que ces processus pourraient notamment affecter les oxydes et hydroxydes de fer.

À l'inverse, le K s'est, lui, montré conservatif. Il est donc à la fois peu impacté par l'effet granulométrique (Chapitre 3) et peu impacté par les processus biogéochimiques. Cette approche géochimique basée sur le K sera donc privilégiée pour le traçage sédimentaire des sources au sein de dépôts anciens (carotte sédimentaire) dans le reste du manuscrit.

Reconstructing the impact of nickel mining activities on sediment supply to the rivers and the lagoon of South Pacific Islands: lessons learnt from the Thio early mining site (New Caledonia)

Virginie Sellier¹ • Oldrich Navratil² • J. Patrick Lacey³ • Michel Allenbach⁴ • Irène Lefèvre¹ • Olivier Evrard¹

¹Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), UMR 8212 (CEA/CNRS/UVSQ-IPSL), Université Paris-Saclay, Gif-sur-Yvette (France)

² Université de Lyon, Université Lumière Lyon 2, CNRS, UMR 5600 EVS, F-69635

³Environmental Monitoring and Science Division (EMSD), Alberta Environment and Parks (AEP Calgary, Alberta (Canada)

⁴LIVE-EA 4243, Université de Nouvelle-Calédonie, Nouméa, (Nouvelle-Calédonie, France) & LABEX Corail

Abstract

Opencast mining has exacerbated land degradation in New Caledonia, a French island located in the south-west Pacific Ocean. It has gradually appeared in the landscape since the 1880s and has finally become the major sector of economic activity in some catchments, which strongly disrupted sediment dynamics. Reconstructing the temporal changes of sediment source contributions is essential to understand the driving factors of soil erosion in response to i) the occurrence of cyclones, ii) the changes in mining practices during the last several decades and iii) other soil erosion processes (extensive soil erosion induced by fires, overgrazing and trampling of invasive species, landslides). To this end, a multi-parameter approach was conducted on a sediment core collected in a deltaic floodplain at the outlet of one of the first areas exploited for nickel mining, the 397-km² Thio River catchment. Sediment fingerprinting was used to characterize and quantify the variations of sediment sources with time. The results showed that the contribution of mining tributaries largely dominated, with a mean contribution of 74 % (SD 13 %) along the sediment core. Nevertheless, this contribution particularly increased after the mechanization of mining activities (*i.e.* from 1950s; increase of 18 %). The absence of environmental legislations led to the storage of millions of tons of mining waste on the foothills. The occurrence of Cyclone Alison in 1975 triggered the progressive transfer of this mining waste accumulated over 25 years into the river system. This tipping point could be identified in the sediment sequence, which demonstrates that over the last 41 years (*i.e.* 1975-2016), a ~84-cm deep sediment deposit has accumulated in the alluvial floodplain of the Thio River catchment (mean annual deposition rate of 2 cm yr⁻¹). Nowadays, the progressive release/evacuation of this mining waste stock is likely still ongoing almost 45 years after Cyclone Alison. Although environmental legislation was introduced in 1975, mining tributary contributions to sediment remained largely dominant (80 % (SD 5 %)). This multi-proxy approach could usefully be implemented in other nickel mining catchments of

New Caledonia and around the world to compare the respective mining source contributions to sediment in these contrasted areas and their evolution throughout time.

Keywords: Erosion • sediment core • sediment fingerprinting • nickel mining • mechanization period • X-ray fluorescence

1. Introduction

Human activities have always transformed river landscapes through land-use changes during the last millennia (Dotterweich, 2013; Lanoe and Steffen, 2019). However, during the last several decades, many activities have significantly accelerated soil erosion worldwide, with strong socio-economic and environmental impacts (Syvitski *et al.*, 2005; Waters *et al.*, 2016; Borrelli *et al.*, 2017) through vegetation clearing and deforestation (Restrepo *et al.*, 2015), crop cultivation (Schmidt *et al.*, 2018), grazing, industrialization (Stinchcomb *et al.*, 2013) and urbanization (Russell *et al.*, 2017). These rapid environmental changes result from the ongoing globalization and the growing needs of the increasing world population and demand for food, raw materials and services.

The scientific diagnosis of human-induced soil erosion is a challenging problem (Muchena *et al.*, 2005; Amundson *et al.*, 2015; García-Ruiz *et al.*, 2017). Hydro-climatic factors provide the main driver of erosion processes on hillslopes (Fournier, 1960; Orr and Carling, 2006) and sediment transfer in river systems (*i.e.* sediment continuity (Zhu *et al.*, 2008; Mano *et al.*, 2009)). For a given human activity, hydro-climatic factors can reduce or on the contrary exacerbate human-induced soil erosion. Hence, the scientific diagnosis is first confronted to the strong interconnection of hydroclimatic and anthropogenic forcing (Walling and Webb, 1996; Restrepo and Syvitski, 2006; Raclot *et al.*, 2016).

A second factor that may complicate the diagnosis is that many anthropogenic activities generally occur during the same period on the same territory. Accordingly, it is generally difficult to clearly identify the main human activity controlling soil erosion in a given catchment (Collins and Walling, 2004). Moreover, these anthropogenic activities are carried out at different spatial scales and they can induce opposite consequences on sediment fluxes (Lane *et al.*, 2019). At the catchment scale, human activities such as industrialization, farming, urbanization can modify soil erosion dynamics in very different ways. At a more local scale in the river, impounding (*e.g.* dams, weirs) and sediment mining in river systems can significantly reduce the global sediment transfer in rivers.

Finally, the chronology of anthropogenic activities at decades or centuries' scales needs to be considered in order to fully interpret the variability of the current suspended sediment loads in rivers (Dearing *et al.*, 2006; Hoffmann *et al.*, 2010). Suspended sediment fluxes monitored at the outlet can

Introduction

be attributed to current human activities. However, they can also be attributed to the erosion and/or remobilization of legacy sediment mobilized by past human activities, *e.g.* agro-pastoralism (Bajard *et al.*, 2017), mining activities (Balamurugan, 1991; Coulthard and Macklin, 2003; Navarro *et al.*, 2008) or the installation of human infrastructures (*eg.* mills, dams; (Walling, 2006; Niemitz *et al.*, 2013)).

The objective of the current research is to reconstruct soil erosion in an early mining catchment of New Caledonia (mining activity since 1880 up to now). Our main goal is to identify the main sediment sources supplying material to the river and their potential changes throughout time. Among human-induced soil erosion processes, mining is of prime importance because of the potential widespread impacts of this activity on the environment in a global context of increasing demand for minerals (Prior *et al.*, 2013). New Caledonia holds 25 % of the world nickel resources, making it the sixth largest nickel producer. In a post-colonial context of empowerment, this country has to face challenges related to the development of extractive industries (that represents about 5 % of the GDP and 88 % of exportations in 2016) and the associated major socio-environmental threats: public health, conciliation with other economic activities (*e.g.* agriculture, fishery and tourism), respect of cultural rights of local communities (Horowitz *et al.*, 2018), and the preservation of a unique biodiversity (Fernandez *et al.*, 2006).

Land degradation is particularly severe in tropical regions exposed to heavy rainfall (Lal, 1985; Bathurst *et al.*, 2011; Saxton *et al.*, 2012). However, opencast mining has exacerbated this phenomenon in New Caledonia. Disentangling the impacts of mining activities on soil erosion from climatic factors is challenging. In a similar way, disentangling the impacts of current mining activities on soil erosion from those of past mining activities may also be complex. Mining activities were confronted to many transformations since their beginning in 1880s (*e.g.* manual work vs. industrial mining; non-regulated vs. regulated extraction). Accordingly, discriminating legacy sediment originating from past mining activities (*e.g.* abandoned mining sites) is a very important issue.

Moreover, other sources of sediment independent of mining activities may also supply a significant quantity of sediment to New Caledonian river systems and they should be distinguished from mining-related inputs. For instance, bushfires and land clearing fires are regularly triggered by the local population to increase the area of exploitable/ cultivable land (Dumas, 2010). These fires can lead to shallow landslides and/or extensive soil erosion of surface material on hillslopes (Blake *et al.*, 2009; Nyman *et al.*, 2011; Smith *et al.*, 2011). Moreover, deer population, an invasive species introduced in the early 20th century in New Caledonia, significantly increased during the last 40 years. The associated trampling may have further accelerated surface soil degradation (Shellberg *et al.*, 2010).

In such context, reconstructing the temporal changes of sediment source contributions is essential to understand the driving factors of soil erosion in early mining catchments of the South Pacific Islands in response to i) the occurrence of cyclones, ii) the changes in mining practices during the last several decades and iii) the occurrence of other soil erosion processes. To this end, sediment fingerprinting techniques were used (Davis and Fox, 2009; Koiter *et al.*, 2013; Walling, 2013). These techniques originally developed in the early 1970s consist of the measurement of multiple properties in both sediment sources and river sediment in order to quantify the potential sediment source contributions (Walling *et al.*, 1979; Collins *et al.*, 1996; Walling, 2005). The objective of the current research is to apply sediment fingerprinting methods based on geochemical measurements to a sediment core collected in the alluvial plain of the Thio River, one of the first mining catchments in New Caledonia, and that likely recorded the floods and intensive soil erosion events that occurred during the last several decades. This knowledge would help to put into perspective the environmental impacts of the current mining activities into a broader historical context of sediment erosion, and thus to better understand the sediment legacy of the past mining activities.

2. Materials and methods

2.1. Sediment sampling and analysis

The main methodological information is provided in this section. For more information, see Chapters 3 and 4.

2.1.1. Sediment sources

Source samples were collected after two major floods (characterized by a ~10 year return period): (1) the tropical depression of February 25, 2015 with lag deposits sampled between April 30 and May 5, 2015 (n= 21) and (2) Cyclone Cook on April 10, 2017, sampled between May 16 and 17, 2017 (n= 4). Among these samples, 16 were collected in tributaries with mine activities (*i.e.* mining tributaries), and eight in tributaries draining areas devoid of mining activities (*i.e.* non-mining tributaries) (Figure 5.1).

2.1.2. Sediment core

A 1.62 m depth sediment profile was collected with an auger in the floodplain (latitude: 21.635784 (South); longitude: 166.196738 (East)) in April 2016 (Figure 5.1). The sediment core was sampled in a private land where the owners confirmed the systematic overflow of the river at this location during the largest floods. There was no evidence of bank erosion in the vicinity of the coring site (observation made on the field, as well as based on past aerial imagery taken between 1943 and

2019). The core was cut into sections of variable thickness (n= 32, between 2.5-7 cm, S1 to S32, from top to bottom) to best coincide with the contrasted sediment layers characterized by different colours and textures. Source and sediment core samples were oven-dried at 40°C for ~48 hours and sieved to 63 µm.

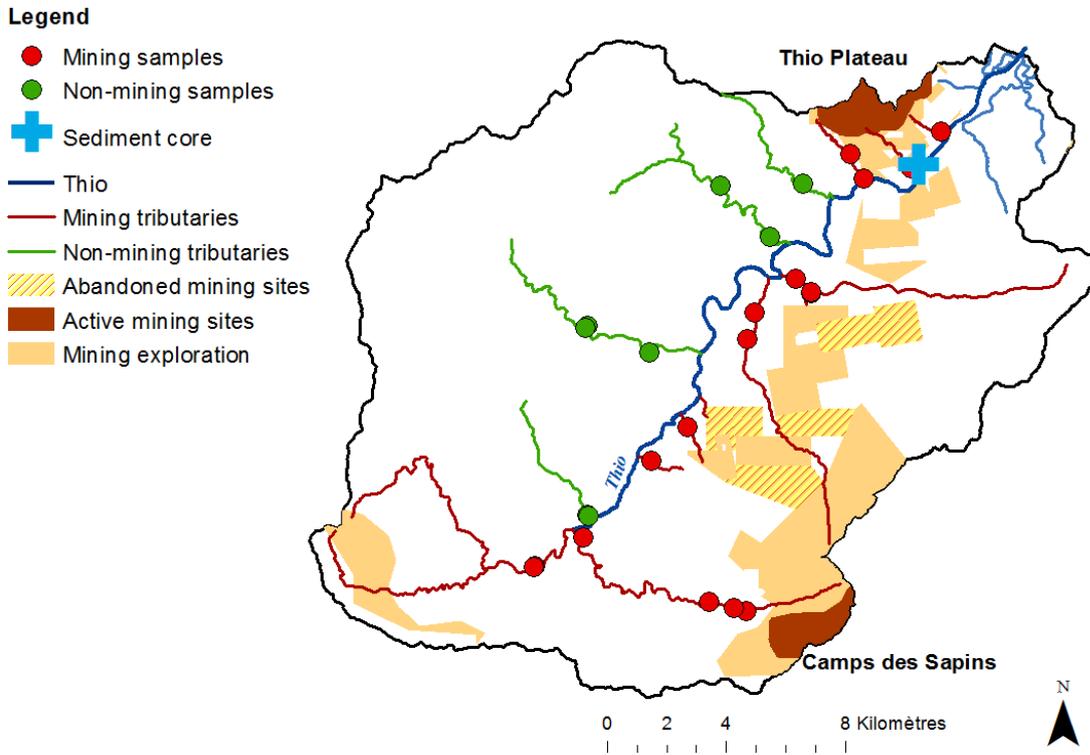


Figure 5.1 : Location of the source samples and sediment core collected in the Thio River catchment

2.2.Sediment analyses

2.2.1.Particle size

Laser particle size measurements were conducted on both source and sediment core samples (n= 57) with a Hydro 2000G particle sizer (Malvern).

2.2.2.Spectrocolorimetry

Spectrocolorimetric measurements were conducted on the <63 µm fraction of all sediment samples stored in 60 mL polystyrene tubes. Sample quantity varied between 0.1 g and 4 g. Three measurements were taken on each sample with a portable diffuse reflectance spectrophotometer (Konica Minolta 2600d). Spectral reflectances were measured between 360 and 740 nm with a 10-nm resolution. Raw data collected were the spectral reflectance percentage for each of the 39-wavelength

classes. From these raw data, three components of various colorimetry models were also derived (Viscara Rossel et al. 2006). The standardized tri-stimuli were then converted into CIE L*a*b* cartesian coordinate systems using the equations provided by CIE (1994). First Derivative reflectance Spectra (FDS) was also calculated in order to identify potential differences in the sediment mineralogical composition (Debret *et al.*, 2011).

2.2.3. Elemental geochemistry

The contents of 11 geochemical elements (*i.e.* Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Ni and Zn) were measured by energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry (Epsilon 3, Malvern PANalytical) in source samples (n= 16) and sediment sections (n= 32).

2.3. Establishing core chronologies

2.3.1. ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ dating models

The potential application of fallout radionuclides (*i.e.* ^{137}Cs and $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) for dating overbank sedimentation on the floodplain was demonstrated in numerous studies (Collins *et al.*, 1997; Owens *et al.*, 1999; Foucher *et al.*, 2014). Indeed, the depth at which the ^{137}Cs peak concentration occurs can be related to the period of peak fallout, *i.e.* in 1965 in the Southern Hemisphere (Turney *et al.*, 2018). He and Walling (1996) also showed that the exponential radioactive decay of $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ with depth may be used to calculate the mean sedimentation rates over the last 100 years. As a result, fallout radionuclides (*i.e.* ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$) were measured in source (n= 24) and sediment core (n= 32) samples by gamma spectrometry using coaxial N- and P-type HPGe detectors (Canberra/Ortec). For the measurement of radionuclides in each sample, approximately 1 g of material packed in 15 mL polyethylene containers was analyzed.

2.3.2. Rainfall-runoff analysis

Eight rainfall stations managed by Météo France (*i.e.* Thio Plateau, Thio village, Camps des Sapins) and by the DAVAR – Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales (*i.e.* Kouaré, Bel-Air, Ningua, Kuenthio, Mont Do) have provided daily precipitation records since 1952. Daily and continuous discharge has been monitored at a river gauging station located on the main stem of the Thio River section (at Saint-Michel) since 1981 by the DAVAR. Overbank flood events at the coring site were assessed by Schneider *et al.* (2018) based on based on 1) the estimation of bankfull discharge (*i.e.* $790 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) at the coring location according to the discharge time serie and recent flood observations (*i.e.* no overflow observed during cyclone Edna in 2014 ($788 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) versus occurrence of overflow after cyclone Cook in 2017 ($796 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$)); 2) the discharge time-series analysis from the DAVAR database (from 1981 to present) to reconstruct the flood chronology over the last 40 years; 3) an

intensity-duration rainfall statistical analysis (from 1952 to 1980) to extrapolate this reconstruction to the previous period comprised between 1952 and 1981. Schneider *et al.* (2018) estimated the occurrence of flooding at the coring site and cross-validated these results with a historical database of cyclone and tropical depression events provided by Météo France. Moreover, this flood event chronology was cross-validated with the results of a survey conducted among Thio's inhabitants.

2.4. Methodological framework for sediment fingerprinting

Fallout radionuclides (Wallbrink *et al.*, 1998; Evrard *et al.*, 2015), geochemical (Collins *et al.*, 1997; Laceby and Olley, 2015) and mineral properties (Klages and Hsieh, 1975; Walden *et al.*, 1997) are the most frequently used tracers to quantify sediment source contributions. More recently, alternative sediment fingerprinting techniques have been developed based on the analysis of properties such as sediment color (Poulenard *et al.*, 2009; Legout *et al.*, 2013), Compound-Specific Stable Isotopes – CSSI signatures (Reiffarth *et al.*, 2016) or environmental DNA (Ficetola *et al.*, 2018; Evrard *et al.*, 2019).

In New Caledonia, a sediment fingerprinting approach had previously been developed to quantify sediment source contributions over two cyclonic events (Chapters 3 and 4). In this approach, the use of geochemical elements such as K to trace mining versus non-mining tributary contributions is supported by the characteristics of the lithological material where both source types are found. Indeed, peridotite massifs where nickel ores are extracted are depleted in K. On the contrary, volcano-sedimentary formations devoid of mining exploitation sites are naturally enriched in K (Sevin, 2014). As mining sites are concentrated in peridotite massifs, the application of this tracer for identifying the mining basin source contribution is straightforward. However, this technique was only applied to sediment collected after cyclones that occurred in 2015 and 2017, and the mining source contributions estimated based on their analysis cannot be extrapolated to the entire period of mining exploitation that started in the 19th century. A sediment tracing approach was therefore carried out to select the optimal suite of tracers that discriminate mining and non-mining tributary contributions among 11 geochemical properties.

2.4.1. Source discrimination

The sediment fingerprinting technique relies on the ability of tracers to discriminate between sediment sources while remaining conservative (Collins *et al.*, 1996). A range test was applied to ensure that the sediment core samples plotted within the source range (*i.e.* between minimum and maximum values found in source samples). Thereafter, the Mann-Whitney U-test ($\alpha = 0.05$) selected parameters that significantly discriminated between the two potential sediment sources (*i.e.* mining and non-

mining tributaries) for each group of potential tracers. A stepwise discriminant function analysis (DFA) was then used to select the optimal number of potential tracers through the selection of those that collectively maximized the discrimination between both sediment sources for each set of tracers. The optimal tracers for modelling were selected by minimizing the Wilks' lambda values in the backwards mode, with a $p > 0.05$ used to select a tracer and $p < 0.05$ used to remove a tracer.

2.4.2. Distribution modelling

A distribution modelling approach was used to model the source contributions from the mining and non-mining tributaries to target sediment core samples (Lacey *et al.*, 2015; Lacey and Olley, 2015). This approach incorporates distributions throughout the entire modelling framework, including the source contribution terms and the target sediment. For this two-source model, it is assumed that sediment samples constitute a discrete mixture of their sources, with the contribution from Source A being x , and the contribution of Source B being $(1-x)$ where:

$$Ax + B(1 - x) = C \quad \text{Equation 1}$$

Where C is the sediment core sample distribution, A and B are again the two source distributions (*i.e.* mining and non-mining tributaries), and x is modelled as a truncated normal distribution ($0 \leq x \leq 1$) with a mixture mean (μ_m) and standard deviation (σ_m) (Lacey and Olley, 2015).

The model is solved by minimizing the median difference between the distributions of both sides of Equation 1 (C and $Ax + B(1 - x)$) with the Optquest algorithm in Oracle's Crystal Ball software with a randomly generated mixture mean (μ_m) and standard deviation (σ_m). Source contributions (x) were determined by simulating all distributions in Equation 1 with 2500 Latin Hypercube samples from 500 bins and varying the mixture mean (μ_m) and standard deviation (σ_m). This simulation and solving procedure repeated 2500 times and the median proportional source contribution from these 2500 additional simulations being reported as the source contribution to the target sediment. Uncertainty was determined through summing three quantifiable model uncertainties: (1) the median absolute deviation of the individual source median contribution for the additional 2500 simulations; (2) the modelled standard deviation; and (3) the median absolute deviation of this modelled standard deviation for the 2500 model additional simulations (Lacey *et al.*, 2015).

2.5. Source contribution variability and definition of sediment core units

A statistical analysis based on cumulative deviations and developed by Craddock (1979) and Buishand (1982) was applied to identify the main changes in mining source contributions within the

Results

sediment core. This is more specifically a test of data homogeneity based on rescaled adjusted partial sums S_k^{**} :

$$S_k^{**} = \frac{\sum_{i=1}^{n=32} (Y_i - Y)}{\sigma}$$

Where Y_i is the mining source contribution of the core section i (S_i), Y is the mean mining source contribution over the entire sediment core and σ is the standard deviation associated with Y .

The confidence bound was set at 99 % which determined the critical value of 1.46 and a threshold value (*i.e.* $1.46 \times \sqrt{n}$) of 8.46.

If S_k^{**} is lower than the threshold value (*i.e.* 8.46) then mining source contributions are considered to remain homogenous over the entire sediment core section. On the contrary, if S_k^{**} exceeds the threshold value then mining source contributions are considered heterogeneous and consequently, several sediment units can be defined.

3. Results

3.1. Stratigraphy

The sediment core description shown in Figure 5.2 was determined from visual observations of the colour shades and particle size. Sediment deposits were clearly identified from 72 to 87 cm depth ($n= 4$, sediment layers: S16, S17, S18, S19) and from 102 to 111.5 cm depth ($n= 2$, S23, S24) (Figure 5.2-a). The thickness of these deposits varied between 2.5 and 5 cm. Two types of sediment deposits were observed (*i.e.* fine red-orange deposits and brown deposits). Although no other clearly identifiable sediment layers were found in the rest of the sediment core, clear trends in the colour properties were detected. From 0 to 72 cm depth, the sediment had a light red-brown colour. A second sediment unit was observed from 72 to 111.5 cm depth. It comprised both the sediment deposits mentioned above ($n= 6$, S16, S17, S18, S19, S23 and S24) and a layer of 15 cm of sediment (*i.e.* from 87 to 102 cm depth) where a mixture between fine red-orange and brown sediment was observed. In contrast, the lower part of the sediment core (*i.e.* from 111.5 to 162 cm depth) was dark brown (Figure 5.2-a).

Colorimetric and geochemical analyses conducted on sections of the sediment core ($n= 32$) allowed to corroborate the visual observations. Three parameters were particularly effective to describe the sediment structure: a^* , Ni content and FDS. The colorimetric parameter a^* defines a chromatic coordinate, *i.e.* when $a^* < 0$, colour of the sediment tends to be green whereas when $a^* > 0$, it tends to be red. All sediment core sections showed a^* values exceeding 0 (*i.e.* between 7.9 – 16.0),

thus indicating a red coloration of the sediment (Figure 5.2-b). This red coloration was particularly marked from 45 to 93 cm depth with the highest a^* values (*i.e.* between 9.3-16). The remainder of the sediment core (*i.e.* from the top to 45 cm depth and from 93 cm depth to the bottom) is characterized by lower values in a^* between 7.9-13.2. Ni contents comprised between 2.9 and 15.5 g kg⁻¹ varied in a similar way as a^* in the sediment core (Figure 5.2-c). Ni contents were maximum (*i.e.* between 3.9 – 15.5 g kg⁻¹) from 45 to 93 cm depth. The lower part of the sediment core (*i.e.* from 93 to 160 cm depth) showed the lowest Ni contents, comprised between 2.9 – 6.9 g kg⁻¹. In the upper part of the sediment core (*i.e.* from 0 to 45 cm depth), Ni contents was nearly constant, in the range comprised between 5.9 – 9.2 g kg⁻¹. This red coloration of sediment associated with high Ni contents likely reflects the occurrence of iron oxides (*i.e.* hematite) and oxyhydroxides (*i.e.* goethite), as indicated by Schwertmann and Latham (1986). The FDS method used to identify the sediment mineralogical composition confirmed this finding by showing that the main differences were found when examining the intensity of spectral signatures of goethite (*i.e.* at 525 nm) and hematite (*i.e.* at 555, 565 and 575 nm) in the sediment core. Figure 5.2-d showed that the spectral intensities of goethite and hematite suddenly increased from 45 to 93 cm depth. The lower part of the sediment core (*i.e.* from 93 to 160 cm depth) showed low spectral intensities of goethite and hematite compared to those found in the rest of the sediment core. These three parameters showed a similar trend, *i.e.* a modification of sediment composition from 93 cm depth resulting in the appearance of red-coloured, nickel and goethite/hematite-enriched sediment from 93 cm depth to the uppermost sections of the sediment core.

Results

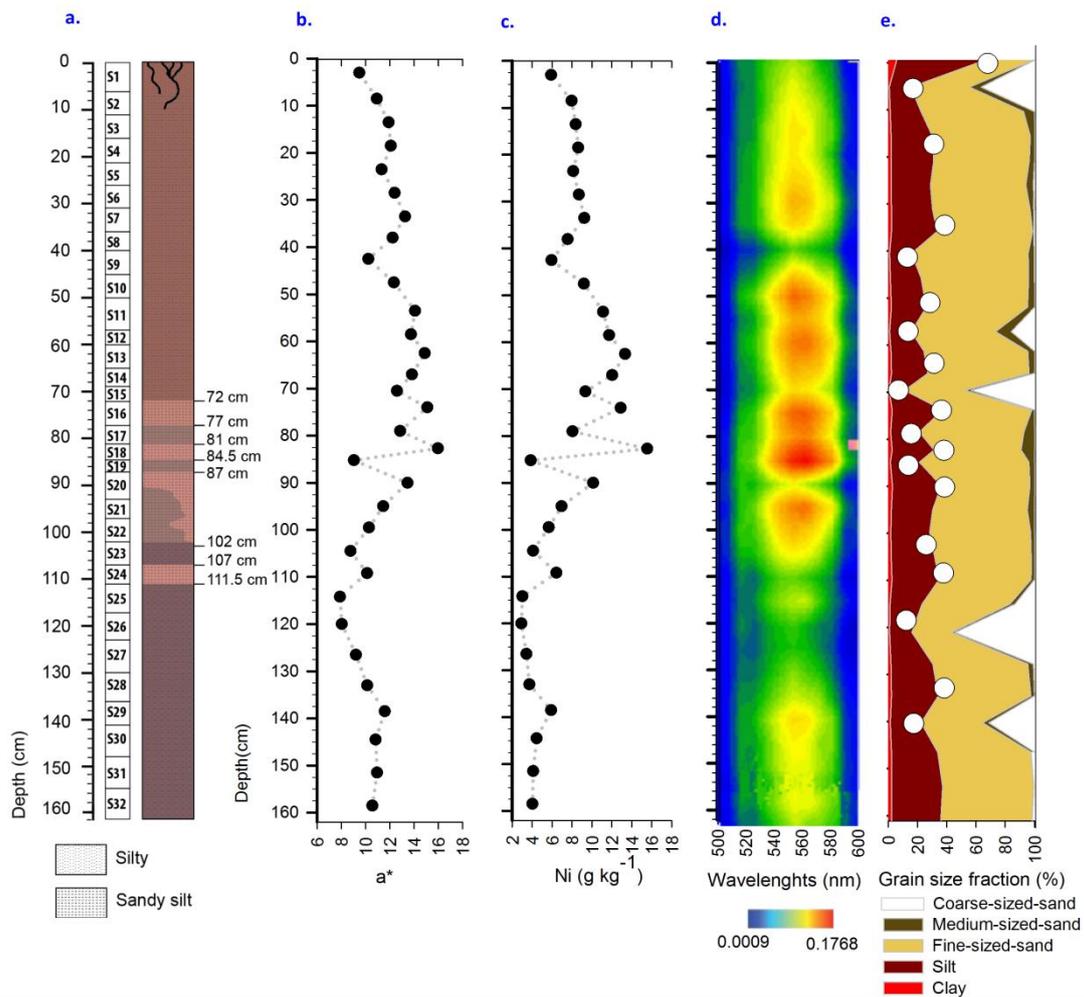


Figure 5.2 : Sediment core description through visual observations (a), profiles of chromatic indicator a^* (b), Ni contents (c), FDS (d) and grain size fractions (e)

3.2. Identification of sediment deposits

Seven sediment sections (*i.e.* at S7, S13, S16, S18, S20, S24 and S29) were more specifically distinguished with maximum a^* values, maximum Ni contents and maximum spectral intensities of goethite and hematite (Figure 5.2-b, c, d). Among these seven sediment layers, three (*i.e.* S16, S18 and S24) were visually detected and corresponded to fine red-orange sediment deposits (Figure 5.2-a). By combining visual observations with geochemical and colorimetric analysis results, ten sediment sections (*i.e.* seven fine red-orange and three brown sediment deposits (*i.e.* S17, S19, S23)) were more specifically distinguished from the rest of the sediment core (Figure 5.2-a, b, c).

A simple approach was followed to identify the facies changes within the sediment core. It focused on particle size analysis and in particular on the variations of the silt-sized fraction (*i.e.* 26 %, SD 9 %), the second dominant grain size fraction after the fine sand fraction (61 %, SD 12 %) in the sediment core (Figure 5.2-e, Table 5.1). Indeed, among the ten sediment layers identified visually and

based on their different colorimetric and geochemical properties, six showed a sudden increase in their silt fraction (*i.e.* S7, S13, S16, S18, S20 and S24; Figure 5.2-e). These six core sections all corresponded to red-coloured, nickel and goethite/hematite-enriched sediment deposits (Figure 5.2-a, b, c, d). Conversely, the three brown sediment deposits visually observed in the sediment core were characterized by a minimum silt fraction (Figure 5.2-a, e). The variations of the silt fraction (*i.e.* extremum) therefore provided a flood layer indicator. As a result, 19 extrema were found in the sediment core (Figure 5.2-e).

Table 5.1 : Grain size parameters and percentage of grain size fractions (*i.e.* clay, silt, fine, medium and coarse-sized sand) in the sediment sources and the sediment core (<63 μm fraction, mean \pm standard deviation)

Sediment size	Mining tributaries (n= 16)	Non-mining tributaries (n= 8)	Core sections (n= 32)
d10 (μm)	52 \pm 38	60 \pm 57	17 \pm 10
d50 (μm)	210 \pm 133	275 \pm 201	173 \pm 218
d90 (μm)	655 \pm 345	742 \pm 488	538 \pm 248
Clay <2 μm (%)	2 \pm 1	3 \pm 3	2 \pm 1
2 μm < Silt < 63 μm (%)	21 \pm 9	30 \pm 29	26 \pm 9
63 μm < Fine –sized sand <500 μm (%)	55 \pm 19	43 \pm 19	61 \pm 12
500 μm < Medium-sized sand < 1000 μm (%)	12 \pm 10	17 \pm 14	4 \pm 2
1000 μm < Coarse-sized sand <2000 μm (%)	10 \pm 20	7 \pm 9	6 \pm 14

3.3.Sediment tracing

3.3.1. Source conservation and discrimination

Particle size analysis confirmed the occurrence of particle size sorting during erosion and sediment transfer processes. Indeed, sediment core sections had a finer grain size composition than both sources (D_{10} , D_{50} and D_{90} ; Table 5.1). Particle size sorting may be at the origin of the non-conservation of some tracer properties (Lacey *et al.*, 2017). Nevertheless, the previous results obtained in Chapter 3 demonstrated that 11 geochemical tracers analyzed in the current research were not significantly impacted by particle size effect. According to the range test results, all properties (except Fe) were found to be conservative. Fe contents measured in the sediment core layers were higher than the highest source values (Table 5.2). Nine of the remaining potential tracers (*i.e.* Al, Ca, Cr, K, Mg, Mn, Ni, Si, Ti) significantly discriminated between the potential sediment sources (*i.e.* Mann-Whitney U-test, $\alpha = 0.05$, p-value <0.1, Table 5.3). Among them, only K was selected by the DFA to model sediment source contributions from mining and non-mining sources, respectively, with a Wilk's

Results

lambda value of 0.1691. As the Wilk's lambda value is the proportion of the total variance due to the error of the source discrimination, K provided an error of 16.9 % and explained approximately 83.1 % of the differences between the sources (Table 5.3).

Table 5.2 : Geochemical element contents (mean \pm standard deviation, mean \pm SD; minimum, Min; Maximum, Max) in the sediment sources and the sediment core (<63 μ m fraction)

	Mining tributaries (n= 16)		Non-mining tributaries (n= 8)		Core sections (n= 32)	
	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max	Mean \pm SD	Min-Max
<i>Geochemical elements</i>						
Al ($g\ kg^{-1}$)	21 \pm 21	4 – 71	67 \pm 8	51 – 78	38 \pm 10	19 - 53
Ca ($g\ kg^{-1}$)	3.7 \pm 0.5	0.3 – 15.0	9.3 \pm 5.2	4.5 – 21.1	3.0 \pm 2.8	1.1 – 4.4
Cr ($g\ kg^{-1}$)	7.5 \pm 4.6	1.8 – 17.7	0.7 \pm 1.0	0.05 – 2.9	6.1 \pm 1.4	4.0 – 9.0
Fe($g\ kg^{-1}$)	144 \pm 70	63 – 256	62 \pm 24	48 – 119	187 \pm 43	120 -288
K ($g\ kg^{-1}$)	1.6 \pm 2.2	0.1 – 7.0	14.0 \pm 3.7	5.8 – 17.4	4.6 \pm 1.8	1.2 – 7.3
Mg ($g\ kg^{-1}$)	99 \pm 59	16 – 202	16 \pm 13	5 – 37	67 \pm 7	53 - 81
Mn ($g\ kg^{-1}$)	2.5 \pm 1.3	1.2 – 4.8	1.4 \pm 0.6	1.0 – 2.5	2.9 \pm 0.5	1.9 – 3.8
Ni ($g\ kg^{-1}$)	6.6 \pm 5.1	0.6 – 17.2	0.3 \pm 0.3	0.1 – 0.9	7.6 \pm 3.3	2.9 – 15.5
Si ($g\ kg^{-1}$)	178 \pm 42	52 – 230	254 \pm 28	196 – 281	193 \pm 22	154 - 227
Ti ($mg\ kg^{-1}$)	1.4 \pm 2.1	0.02 – 5.9	5.4 \pm 0.8	4.5 – 7.0	2.6 \pm 0.9	0.9 – 4.1
Zn ($mg\ kg^{-1}$)	146 \pm 47	91 - 224	125 \pm 4	118 - 130	172 \pm 31	129 - 262

Table 5.3 : Results of Mann-Whitney U test and the DFA used to identify the optimum geochemical tracer combination to differentiate sediment sources in the sediment core (<63 μ m fraction)

Fingerprinting property	Mann-Whitney U test			DFA- backward mode		Correctly classified samples (%)
	U value	p value	Wilk's Lambda	Variance explained by the variables (%)	Squared Mahalanobis distance	
Al	8	0.000	-	-	-	-
Ca	21	0.007	-	-	-	-
Cr	124	< 0.0001	-	-	-	-
K	2	< 0.0001	0.1691	83.1	20.3	96
Mg	119	0.000	-	-	-	-
Mn	108	0.006	-	-	-	-
Ni	125	< 0.0001	-	-	-	-
Si	6	< 0.0001	-	-	-	-
Ti	13	0.001	-	-	-	-
Zn	68	0.834	-	-	-	-

3.3.2. Source contribution variability and definition of sediment core units

The results of the mixing model showed that mining tributaries dominated the sediment inputs along the entire sediment core with a mean contribution of 74 % (SD 13 %) (Figure 5.3). According to the test of data homogeneity, three distinct sediment core units were identified. The first sediment unit extended from 111.5 cm depth to the bottom of the sediment core. This phase was characterized by a mean mining tributary contribution of 59 % (SD 5 %). Except one maximum of mining tributary contributions reached in layer S29 (*i.e.* 136-141 cm depth, 68 %) cm depth, a low variability in terms of source contributions was observed along the first unit (*i.e.* SD 5 %).

The second unit, from 65 to 111.5 cm depth, corresponded to a transitional phase. Indeed, a sudden increase in mining tributary contributions was observed with a mean contribution of 77 % (SD 14 %) (Figure 5.3). This phase also showed a higher variability in terms of source contributions (*i.e.* SD 14 %). Overall, the mining tributary contribution reached its maximum along the core (97 %) in S18 (*i.e.* 81-84.5 cm depth). Finally, three other secondary(?) maxima of mining tributary contributions were reached in S16 (*i.e.* 72-77 cm depth, 94 %), S20 (*i.e.* 87-93 cm depth, 82 %) and S24 (*i.e.* 107-111.5 cm depth, 69 %) in this second unit.

In the third unit (*i.e.* from 0 to 65 cm depth), mining tributary contributions stagnated with a mean contribution of 80 % (SD 5 %). They therefore remained largely dominant. Although three maxima of mining tributary contributions were reached in S7 (*i.e.* 31-36 cm depth, 83 %), S11 (*i.e.* 50-57 cm depth, 90 %) and S13 (*i.e.* 60-65 cm depth, 92 %), the variability of source contributions remained rather low (*i.e.* SD 5 %).

Results

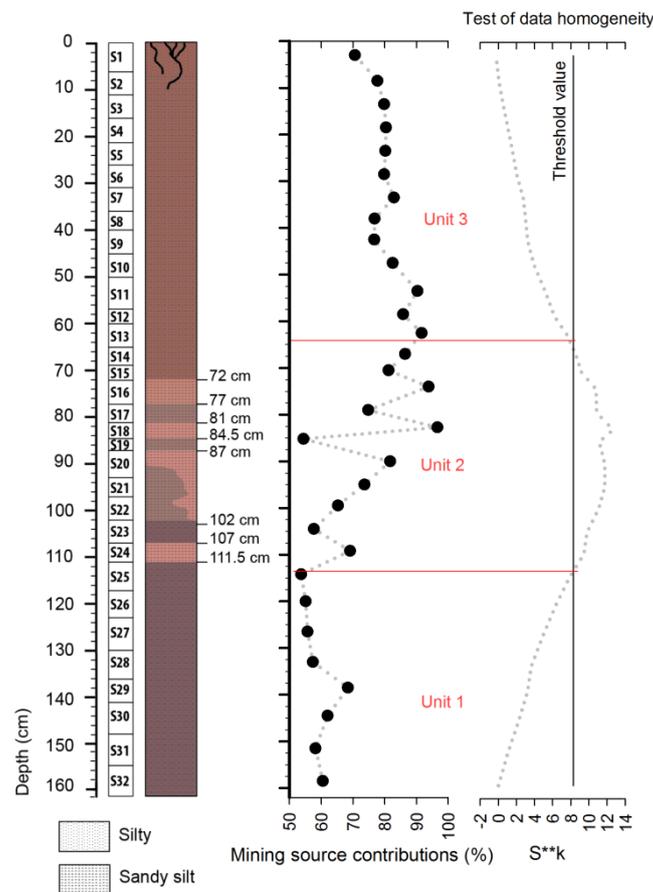


Figure 5.3 : Profile of mining source contributions and delineation of sediment core units (*i.e.* test of data homogeneity) within the sediment core

3.3.3. Core dating

Dating of the sequence of sediment deposits could not rely on fallout radionuclide measurements as in most previous studies (Collins *et al.* (1996) and Foucher *et al.* (2014)). ^{137}Cs activities were lower than the detection limits in 24 sediment sections. The remaining samples showed too low ^{137}Cs activities ($<1.7 \text{ Bq kg}^{-1}$) to be used for dating, because of the absence of peak or visible trend along the core. Similar results were observed for $^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ activities with results below the detection limits in 19 core sections and activities between $3\text{--}38 \text{ Bq kg}^{-1}$ in the remainder of the core, without any visible trend with core depth (data not shown).

Therefore, only a relative deposition chronology based on the correspondence between the floods identified by the rainfall-runoff analysis and the successive layers found in the sediment core was carried out. The rainfall-runoff analysis carried out by Schneider *et al.* (2018) led to the identification of 14 overflowing flood events that occurred at the coring site since 1952 to 2017 (Table 5.4). As the core was collected in 2016, 13 flood events were estimated to have deposited sediment in the floodplain at this location since 1950. This analysis is fraught with uncertainty since it is based on

Results

identified (Table 5.4) by the rainfall-runoff analysis, cyclone Alison (1975) triggered massive mining waste transfers through the river systems (Gosset, 2016; Garcin *et al.*, 2017). Based here again only on the relative deposition chronology, this tipping point should correspond to S15 (*i.e.* from 69 to 72 cm depth), in unit 2 (Figure 5.4). This hypothesis remains consistent because it leads this exceptional event to be comprised in unit 2 which is also a transition phase and where a significant increase in the contribution of mining tributaries was observed. However, all the results originating from the sediment tracing approach, colorimetric and geochemical analyses converged and indicated that this flood likely corresponds to S18 (*i.e.* from 81 to 84.5 cm depth), also located in unit 2. Indeed, the maximum of mining tributary contributions was reached in this sediment section (S18, 97 %, Figure 5.4). S18 is also characterized by the stronger red coloration of sediment (*i.e.* highest a^* values), highest Ni contents and highest spectral intensity of iron oxides and oxy-hydroxides (Figure 5.3-b, c, d). It is very likely that several floods have not been recorded in this study due to uncertainties in the analyses (*i.e.* extrapolated data, parameter estimation based on recent flood event observations, core cutting), thus explaining this light temporal shift. Nevertheless, the location of this flood in the transition phase (*i.e.* unit 2) suggests that the relative deposition chronology is consistent. Moreover, we obtained a 1957 deposition year for S22 (*i.e.* from 97 to 102 cm depth) which is again consistent with the assumption that the 1950s sediment deposits would correspond to those layers located below 111.5 cm depth (*i.e.* a change between units 1 and 2) (Figure 5.4).

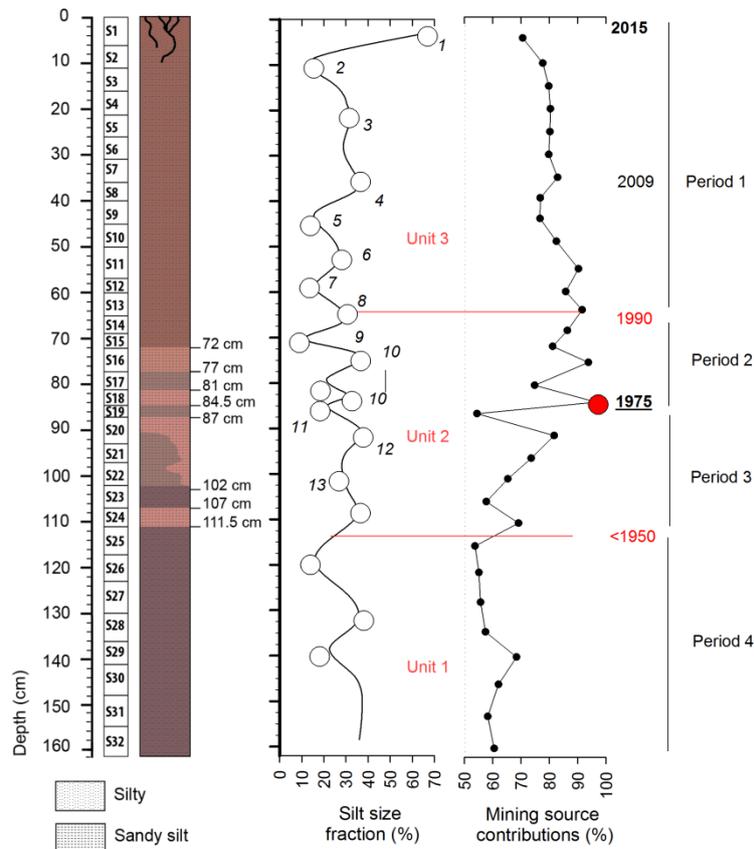


Figure 5.4 : Dating based on the silt size fraction (cyclonic events referenced by n°, Table 5.4) and estimations of mining source contributions within the sediment core

4. Discussion

4.1. Sediment sources variability and the mining history of the Thio River catchment (1880 – 2016)

The sediment core has been divided into three main units in terms of sediment source contributions (Figure 5.4): (1) unit 1 (before ~1950), the contributions of the mining tributaries are high, and remain relatively constant with time: 59 % (SD 5 %); (2) unit 2 (~ 1950 – 1990) show a high variability and overall a rapid increase of these latter (*i.e.* mean of 77 %, SD 14 %); (3) unit 3 (~1990 – 2016), the mining tributary contributions are 20 % higher than in unit 1 with low variations (*i.e.* 80 %, SD 5 %).

These sediment deposit units can now be compared with the mining history of New Caledonia in general, and the Thio River catchment in particular. This historical timeline can be divided into the four main periods: (1) period 1 from 1880s to 1950s, with the manual extraction without any environmental legislation; (2) period 2 from 1950s to 1975s, characterized by the beginning of

Discussion

mechanization without any regulation; (3) period 3 from 1975 – 1989, dominated by the industrial extraction with the first legislation prohibiting the delivery of waste mining sediment on hillslopes; and (4) period 4 from 1990 to 2016, characterized by the industrial extraction with the beginning of rehabilitation of old mining areas and their impacts (*i.e.* mining areas prior 1975) and a regulation on mining wastewater discharges in rivers on active mining areas. These four periods are detailed below.

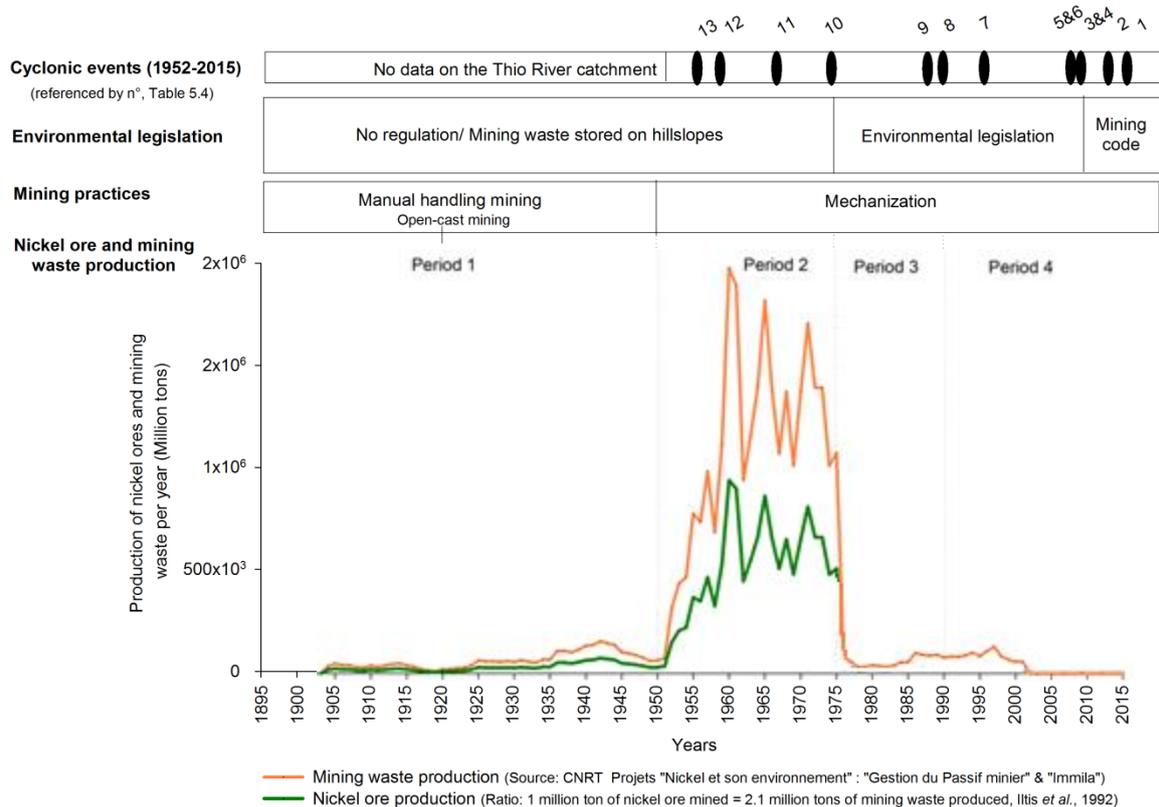


Figure 5.5 : Evolution of Ni ore and mining waste tonnage over the period 1900 – 2017 coupled to chronology of cyclonic events over the period 1952-2017, mining activity intensification and environmental legislation implementation

4.2. Period 1, from 1880 to 1950: the manual handling mining without any environmental legislation

The first period (*i.e.* 1880s-1950s) corresponds to the beginning of mining activities in New Caledonia. As shown in Figure 5.5, nickel ore production by manual handling mining was very low (*i.e.* around mean 30 000 tons per year) during this period. The recent discovery of nickel ores in 1864 and the associated need to find suitable smelting processes as well as the employed extraction process (*i.e.* manual extraction) may explain this low nickel ore production. Furthermore, at this time, mining colonial companies focused mainly on the extraction of the most nickel-rich ores (*i.e.* saprolites), which delineated the extent of mining sites.

This period would correspond to unit 1 (*i.e.* from 111.5 cm depth to the bottom) observed within the sediment core. Despite the limited mining development and the manual extraction, the

contribution of mining tributaries was high (*i.e.* 59 %, SD 5 %) (Figures 5.4 and 5.5). Accordingly, this past activity left a strong imprint in the landscape and has driven and probably still significantly drives the exports of suspended sediment to the delta and the lagoon. Mining contributions were expected to dominate because peridotite massifs, once exploited, represent the most erosion-sensitive structures (Dumas, 2010). It is only with the increasing scarcity of saprolite ores that the mining industries began to change their methods of extraction. The 1920s marked open-cast nickel mining implementation to facilitate extraction of saprolite ores located at depth. It is only with mechanization of mining activities initiated from 1950s that the nickel ore production significantly increased (Figure 5.4).

4.3.Periods 2 and 3, from 1950 to 1989: the mechanization of mining activities, from a non-regulated extraction to the first environmental regulations

From the second period initiated in 1950s, the mechanization of mining activities began with the excavators, bulldozers and caterpillars left in New Caledonia by the US Army Forces after the Second World War. It has made it possible to increase nickel ore production by a factor of 7. The huge development of mining industry in New Caledonia occurred mainly on the Thio River catchment, and was called the “Nickel Boom” from 1967 and stopped with the First oil shock in 1973. In the absence of environmental legislation, the sensitivity of soils to erosion increased extensively in the Thio River catchment during this period, as a consequence to (1) the increasing bare soil surface area (233 ha to 775 ha, factor 13 from ~ 1950 to 1975), (2) the rapid extent of mining prospection roads (44 ha to 613 ha, factor ~ 4 from ~ 1950 to 1975) and (3) the direct dumping of mining waste rocks on the hillslopes (4 to 30 million tons from ~ 1950 to 1975) (Garcin *et al.*, 2017). Indeed, the rapid increase of nickel ore production was accompanied by a sharp increase in mining waste (*i.e.* 2.1 tons per tons of nickel ore mined; Iltis (1992); Figure 5.4), resulting in an increase of sediment inputs to the New Caledonian rivers (Bird *et al.*, 1984; Iltis, 1992). Based on the analysis of aerial photographs taken between 1954-1976, Bird *et al.* (1984) and more recently Bertrand and Liébault (2019) showed how the increased transfer of mining waste during extreme rainfall in river systems has modified the morphology and the sediment composition in river channels (*e.g.* disappearance of alluvial islets replaced by sand and gravel stained by red clay).

Cyclone Alison occurred in 1975, after the huge development of unregulated mining industry and an 8-years period of very low cyclonic activity (Table 5.4). Among the 13 flood events identified (Table 5.4), cyclone Alison (1975) was mentioned repeatedly by the inhabitants of Thio as the event that triggered the first significant problems of overburden and hypersedimentation in the river systems. Garcin *et al.* (2017) showed that overburden material was stored on the mine foothills prior

Discussion

to 1975 and cyclone Alison was a major contributor to the dumping of this mining waste into the river systems. Indeed, cyclone Alison began to connect the sedimentary sources to the creeks and the Thio delta, *i.e.* from the mining areas, the waste dumps on hillslopes and the destabilization of hillslopes downstream the prospecting roads. More generally, this phenomenon of massive release of mining waste into river systems occurred throughout the archipelago during different major cyclonic events (*i.e.* Cyclone Colleen in 1969, Cyclone Gyan in 1981 and Cyclone Anne in 1988), which led to a real awareness of the potential environmental impacts of mining activities (Iltis, 1992).

Cyclone Alison was concomitant with the establishment of environmental legislation in France and New Caledonia (environmental code, n°75-633/1975) that prohibited the disposal of waste products and the recovery of materials, including the prohibition of direct dumping of mining waste rocks on the hillslopes. The polluter pays principle was then applied for the mining extraction from 1975. However, in the case of the Thio River catchment, nearly a century of non-regulated mining activity had already led to severe environmental impacts that an environmental law could hardly regulate, especially during a huge event such as cyclone Alison.

Regarding the sediment core analysis, periods 2 and 3 (1950 – 1989) would correspond to unit 2. During those periods, a sudden increase in the contribution of mining tributaries was observed (*i.e.* mean of 77 %, SD 14 %). Moreover, visual observations, colorimetric and geochemical analyses indicated a modification of sediment composition during this phase resulting in the dominance of red-coloured, nickel and goethite/hematite-enriched sediment. This red coloration of sediment described in the studies (Bird *et al.*, 1984; Iltis, 1992) but also observed in the sediment core could correspond to the release of laterites initially stored on the foothills.

Moreover, this variability of mining tributary contributions observed in unit 2 could be explained by the gradual transformation of landscapes, *i.e.* the opening of new mining concessions, the mining dumps on hillslopes, the exploration of new mining sites requiring the creation of mining roads. The high variability of mining tributary contributions at the outlet could also be attributed to 1) a low hydro-sedimentary connectivity and 2) a spatial variability of rainfall that can locally modify the contributions of sediment sources already identified in Chapter 3. As the mining activity areas increase, so does the probability that a tropical cyclone or /depression will affect one of these areas and connect these different sources to the creeks.

4.4.Period 4, from 1989 to present: a period of industrial extraction with an increasing concern of environmental issues by policies and mining industries

The "deliberation 104" adopted on April 20th, 1989, and then, the creation of the public institution "Fond Nickel" (n°467 deliberation) on March 18th 2009 made a decisive step for the mining industry in New Caledonia to act in favor of the environment with the aim to reduce the impact of soil erosion in the creeks, deltas and lagoon attributed to the mining activity prior to 1975. It gives companies the possibility of repairing environmental damage of activities that took place prior to 1975 by paying a fraction of their profits to the municipalities affected.

Since 2009, a Mining Code in New Caledonia regulates the present mining activities (*i.e.* post-1975). Among other points, it focused on water pollution in the creek and lagoon with suspended sediment supplied by mining areas in activity. It requires the implementation of mitigation infrastructures on mining areas and environmental monitoring, *i.e.* the collection of rainwater and suspended sediment on mining areas, the sedimentation of fine particles in retention ponds, the stabilization of hillslopes and the planting of vegetation in abandoned mining areas.

The relative deposition chronology made it possible to precisely locate this period within the sediment core. Unit 3 corresponds to period 4 (*i.e.* 1990-2016, with 8 flood events). Mining tributaries dominated the sediment input with a mean contribution of 80 % (SD 5 %) (Figure 5.3). Since this date, the hydro-sedimentary connectivity is very high. This could explain in particular the low variability of mining tributary contributions in phase 3 (*i.e.* SD 5 %) where finally, present and past mining industry drives most of the soil erosion in the entire catchment.

4.5.The tipping point concept applied to the Thio River hydro-sedimentary system

Despite the efforts made to reduce the environmental impacts of mining activities since 1975, sediment transiting the river system still mainly originates from mining areas. The soil erosion processes occurring in peridotite massifs, once initiated, are difficult to contain. The hydrosystem has experienced a shift to another erosive state during the 1950-1989 period, and the year 1975, with the occurrence of cyclone Alison, can be considered as a tipping point. The concept of tipping point reflects the idea of a change of state of a system with feedback loops that propel the system on a completely new course (Scheffer *et al.*, 2001). This concept seems to be well adapted to the hydrosedimentary system of the Thio catchment.

Indeed, the results derived from the sediment core analysis show that rehabilitation and soil erosion mitigation infrastructures and initiatives did not allow a quick recovery to a post-1950s state (*i.e.* unit 1). A slow trend in the decrease of the mining fraction has been recorded in unit 1 since 2009

(from 83 % to 70 %). However, the results obtained based on the analysis of the sediment deposits collected after cyclone Cook in 2017 (Chapters 3 and 4) show that these management structures are not sufficiently effective during intense tropical cyclones (88 % of mining tributary contribution in 2007, results of the combined sediment fingerprinting approach). This conclusion is consistent with measurements conducted downstream of retention ponds during an extreme event in 2001 in another mining location in New Caledonia (Study report HYDROMINE, 2013). Indeed, the ponds and runoff control infrastructures are effective only for floods with limited return periods, *i.e.* hourly rainfall intensity less than 2 years return-period.

However, the control of erosion occurring in active mining tributaries is probably masked by the contribution of the legacy mining sources that remain very active. In 1950, the mining contribution was on average 60 %, *i.e.* 3/4 of the present mining tributary contribution. Unfortunately, the sediment tracing approach did not discriminate between legacy and current mining contributions. The destabilization of the hillslopes, the difficulties to reduce the sediment loads during cyclonic events on active mining areas, and the presence of fine sediment in all river compartments are so high that it is very likely that a recovery to a pre-1950s state will not be possible without a strong human interventionism: re-vegetation, runoff and waste water management and hillslope stabilization. Moreover, long-term surveys of mining tributary contributions and sediment loads during each cyclone is required to monitor the evolution of sediment source contributions in the coming years and to assess the efficiency of re-habilitation works.

4.6. Comparison with literature studies

Similar cases have been observed in the literature. Foster *et al.* (2007) demonstrated that there was a direct causal link between the increase in sedimentation rates and the expansion in the area of cereal cultivation over the period 1958-1964 in a small catchment of South Africa. Despite the increase in high intensity rainfall events in the post-1970 period, sediment accumulation decreased suggesting that sediment delivery is supply-limited rather than energy-limited. Nguyen *et al.* (2009) showed that owing to the absence of environmental legislation to manage mining waste during rapid industrialization periods (*i.e.* 1950s-1960s), high contents of heavy metal were recorded over the period 1975-1990 in a lacustrine core in Hungary. Here again, this study illustrates the gap that may occur between a period of increased mining activity and the resulting pollution occurring several years or even decades later. Valette-Silver (1993) compiled surveys about heavy metal contamination associated with the industrialization period (*i.e.* 1960s-1970s) and focused on the effect of implementation of new discharge and emission regulations from 1980s on concentration trends in

sediment cores. Results showed a decrease in heavy metal contents was observed in sediment without returning to the original heavy metal contents (*i.e.* before the development of mining activities).

4.7. Implications for tracing the impact of mining activities on sediment supply in the South Pacific

One objective of the current research was to apply a sediment fingerprinting approach that had previously been used to trace sediment sources over two cyclonic events to a sediment core covering several decades. The geochemical properties used in this approach were shown not to be impacted by particle size effect (Chapter 3). This study showed that most of them (*i.e.* Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Ni, and Zn) remained conservative over time. Among these latter, K offered the best discrimination between sediment sources. It is a lithological tracer that discriminates the sediment contributions of volcano-sedimentary formations that of peridotite massifs where mining sites are located. The results obtained with the K-model showing that mining contributions dominate sediment input are corroborated by the remote sensing study conducted by Garcin *et al.* (2017). The authors showed in particular that natural erosion of peridotite massifs represented approximately 12 % of the sediment production areas in 1954 (*i.e.* beginning of mechanization of mining activity), 5 % in 1976 and 2008. As a result, mining erosion is largely dominant on peridotite massifs (*i.e.* ~95 %). Therefore, the results demonstrated that the contributions of mining tributaries provided the main sediment source in the Thio River catchment. This tracer is therefore just as effective to quantify the contributions of sources associated with recent events (*e.g.* 2015 and 2017 flood events, Chapters 3 and 4) as it is over longer periods of time.

5. Conclusions and perspectives for future research

The current study has reconstructed the temporal evolution of the sediment source contributions based on the analysis of a sediment core collected in the alluvial plain at the outlet of the Thio River catchment. Mining contributions have dominated and continue to dominate sediment inputs in the river systems (74 %, SD 13 %). The past activity has left strong imprints across the landscape. Despite the limited mining development and the manual extraction, the contribution of mining tributaries during the pre-mechanization period was already very high (*i.e.* 59 %, SD 5 %). These latter sharply increased during the period of mechanization (1950s-1975) (*i.e.* increase of 18 %). The absence of environmental legislations has led to the storage of millions of tons of mining waste on the foothills. It was only during a particularly intense rainfall event (Cyclone Alison) that this mining waste, accumulated over 25 years, was dumped into the river system. At present, this de-stocking is likely still ongoing almost 45 years after the triggering event. A return to the initial state of river systems (*i.e.*

References

before the development of mining activities) seems highly unlikely. Despite the entry into force of environmental protection legislation in 1975 that prohibited sediment storage on the foothills, and the more recent 2009 mining code that initiated the installation of control measures to limit runoff and erosion on-site (*e.g.* retention ponds, waste water management), mining tributary contributions remained very high (80 %, SD 5 %), raising questions about the effectiveness of these measures (*e.g.* dimensioning of structures) to deal with the impacts of extreme rainfall events. These results raise many questions about the sediment sources and thus the present and future responsibilities of local policies and mining industries in a context of long-term mining extraction: i) given the high historical pollution level, what fraction of pollution could be attributed nowadays to present and past activities?, therefore, ii) which areas have to be re-habilitated in priority?, iii) which solutions would exist to limit these pollutions? and iv) who ultimately will pay for it? All these questions raise many tensions among the population who suffers daily from this pollution and who is waiting for effective solutions to be implemented. Nevertheless, and before applying these potential solutions, a thorough understanding of the sediment dynamics of these mining catchments is required. This sediment tracing study contributes to improve this understanding. This sediment tracing study could also contribute to provide a method to evaluate the long-term efficiency of solutions for preventing erosion in mining areas or projects of rehabilitation on mining areas. This multi-proxy approach could be extended to other mining catchments of New Caledonia but also to other similar nickel mining catchments (*i.e.* Ni oxidized ores based on peridotite massifs) around the world (*e.g.* Australia, Brazil, Dominican Republic, Cuba).

6. References

- Amundson, R., Berhe, A.A., Hopmans, J.W., Olson, C., Sztein, A.E., Sparks, D.L. (2015) Soil and human security in the 21st century. *science* 348, 1261071.
- Bajard, M., Poulenard, J., Sabatier, P., Etienne, D., Ficetola, F., Chen, W., Gielly, L., Taberlet, P., Develle, A.-L., Rey, P.-J. (2017) Long-term changes in alpine pedogenetic processes: Effect of millennial agro-pastoralism activities (French-Italian Alps). *Geoderma* 306, 217-236.
- Balamurugan, G. (1991) Tin mining and sediment supply in Peninsular Malaysia with special reference to the Kelang River basin. *Environmentalist* 11, 281-291.
- Bathurst, J.C., Iroumé, A., Cisneros, F., Fallas, J., Iturraspe, R., Novillo, M.G., Urciuolo, A., De Bièvre, B., Borges, V.G., Coello, C. (2011) Forest impact on floods due to extreme rainfall and snowmelt in four Latin American environments 1: Field data analysis. *Journal of Hydrology* 400, 281-291.
- Bertrand, M., Liébault, F. (2019) Active channel width as a proxy of sediment supply from mining sites in New Caledonia. *Earth Surface Processes and Landforms* 44, 67-76.
- Bird, E.C.F., Dubois, J.P., Iltis, J.A. (1984) The impacts of opencast mining on the rivers and coasts of New Caledonia. Tokyo, Japan, United Nations University.
- Blake, W.H., Wallbrink, P.J., Wilkinson, S.N., Humphreys, G.S., Doerr, S.H., Shakesby, R.A., Tomkins, K.M. (2009) Deriving hillslope sediment budgets in wildfire-affected forests using fallout radionuclide tracers. *Geomorphology* 104, 105-116.

Borrelli, P., Robinson, D.A., Fleischer, L.R., Lugato, E., Ballabio, C., Alewell, C., Meusburger, K., Modugno, S., Schütt, B., Ferro, V. (2017) An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion. *Nature communications* 8, 2013.

Buishand, T.A. (1982) Some methods for testing the homogeneity of rainfall records. *Journal of Hydrology* 58, 11-27.

Collins, A., Walling, D., Leeks, G. (1997) Use of the geochemical record preserved in floodplain deposits to reconstruct recent changes in river basin sediment sources. *Geomorphology* 19, 151-167.

Collins, A.L., Walling, D.E. (2004) Documenting catchment suspended sediment sources: problems, approaches and prospects. *Progress in Physical Geography* 28, 159-196.

Collins, A.L., Walling, D.E., Leeks, G.J.L. (1996) Composite fingerprinting of the spatial source of fluvial suspended sediment : a case study of the Exe and Severn river basins, United Kingdom. *Géomorphologie* 2, 41-53.

Coulthard, T.J., Macklin, M.G. (2003) Modeling long-term contamination in river systems from historical metal mining. *Geology* 31, 451-454.

Craddock, J. (1979) Methods of comparing annual rainfall records for climatic purposes. *Weather* 34, 332-346.

Davis, C.M., Fox, J.F. (2009) Sediment fingerprinting: review of the method and future improvements for allocating nonpoint source pollution. *J Environ Eng* 135, 490-504.

Dearing, J., Battarbee, R., Dikau, R., Larocque, I., Oldfield, F., (2006) Human–environment interactions: learning from the past. Springer.

Debret, M., Sebag, D., Desmet, M., Balsam, W., Copard, Y., Mourier, B., Susperrigui, A.-S., Arnaud, F., Bentaleb, I., Chapron, E. (2011) Spectrocolorimetric interpretation of sedimentary dynamics: the new “Q7/4 diagram”. *Earth-Science Reviews* 109, 1-19.

Dotterweich, M. (2013) The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation—A global synopsis. *Geomorphology* 201, 1-34.

Dumas, P. (2010) Méthodologie de cartographie de la sensibilité des sols à l'érosion appliquée à la région de Dumbéa à Païta-Bouloupari (Nouvelle-Calédonie). *Les Cahiers d'Outre-Mer. Revue de géographie de Bordeaux* 63, 567-584.

Evrard, O., Lacey, J.P., Ficetola, G.F., Gielly, L., Huon, S., Lefèvre, I., Onda, Y., Poulenard, J. (2019) Environmental DNA provides information on sediment sources: A study in catchments affected by Fukushima radioactive fallout. *Sci Total Environ* 665, 873-881.

Evrard, O., Lacey, J.P., Huon, S., Lefèvre, I., Sengtaheuanghoung, O., Ribolzi, O. (2015) Combining multiple fallout radionuclides (¹³⁷Cs, ⁷Be, ²¹⁰Pbxs) to investigate temporal sediment source dynamics in tropical, ephemeral riverine systems. *J Soils Sediments* 16, 1130-1144.

Fernandez, J.-M., Ouillon, S., Chevillon, C., Douillet, P., Fichez, R., Le Gendre, R. (2006) A combined modelling and geochemical study of the fate of terrigenous inputs from mixed natural and mining sources in a coral reef lagoon (New Caledonia). *Marine Pollution Bulletin* 52, 320-331.

Ficetola, G.F., Poulenard, J., Sabatier, P., Messenger, E., Gielly, L., Leloup, A., Etienne, D., Bakke, J., Malet, E., Fanget, B. (2018) DNA from lake sediments reveals long-term ecosystem changes after a biological invasion. *Sci Adv* 4, eaar4292.

Foster, I.D., Boardman, J., Keay-Bright, J. (2007) Sediment tracing and environmental history for two small catchments, Karoo Uplands, South Africa. *Geomorphology* 90, 126-143.

Foucher, A., Salvador-Blanes, S., Evrard, O., Simonneau, A., Chapron, E., Courp, T., Cerdan, O., Lefèvre, I., Adriaensen, H., Lecompte, F., Desmet, M. (2014) Increase in soil erosion after agricultural intensification: Evidence from a lowland basin in France. *Anthropocene* 7, 30-41.

Fournier, F., (1960) Climat et érosion: la relation entre l'érosion du sol par l'eau et les précipitations atmosphériques. Presses universitaires de France.

García-Ruiz, J.M., Beguería, S., Lana-Renault, N., Nadal-Romero, E., Cerdà, A. (2017) Ongoing and emerging questions in water erosion studies. *Land degradation & development* 28, 5-21.

References

Garcin, M., Gastaldi, Y., Lesimple, S., (2017) Quantification et évolution temporelle des apports miniers dans les rivières calédoniennes. BRGM/RP-66840-FR, 44 p., 23 fig., 5. Bureau des Recherches Géologiques et Minières

Garcin, M., Richard, D., Liébault, F., Recking, A., Piton, G., Sabinot, C., Worliczek, E., Lesimple, S., Bertrand, M., Gastaldi, Y., (2018) Gestion du passif de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie. Guide méthodologique 2018. CNRT "Nickel et son environnement".

Gosset, L., (2016) Rivières engravées à Thio, Nouvelle-Calédonie : vécus et attentes de la population, in: environnement, C.N.s. (Ed.).

He, Q., Walling, D. (1996) Use of fallout Pb-210 measurements to investigate longer-term rates and patterns of overbank sediment deposition on the floodplains of lowland rivers. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 141-154.

Hoffmann, T., Thorndycraft, V.R., Brown, A.G., Coulthard, T.J., Damnati, B., Kale, V.S., Middelkoop, H., Notebaert, B., Walling, D.E. (2010) Human impact on fluvial regimes and sediment flux during the Holocene: Review and future research agenda. *Global and Planetary Change* 72, 87-98.

Horowitz, L.S., Keeling, A., Lévesque, F., Rodon, T., Schott, S., Thériault, S. (2018) Indigenous peoples' relationships to large-scale mining in post/colonial contexts: Toward multidisciplinary comparative perspectives. *The Extractive Industries and Society* 5, 404-414.

Hydromine (2013) Convention Hydromine. Rapport de synthèse 2009-2012. Université de Nouvelle-Calédonie en collaboration avec IRSTEA.

Iltis, J. (1992) La mine, élément de la controverse écologique dans le Pacifique Sud. *L'Espace géographique*, 193-205.

Klages, M., Hsieh, Y. (1975) Suspended Solids Carried by the Gallatin River of Southwestern Montana: II. Using Mineralogy for Inferring Sources 1. *Journal of Environmental Quality* 4, 68-73.

Koiter, A., Owens, P., Petticrew, E., Lobb, D. (2013) The behavioural characteristics of sediment properties and their implications for sediment fingerprinting as an approach for identifying sediment sources in river basins. *Earth-Sci. Rev.* 125, 24-42.

Lacey, J.P., Evrard, O., Smith, H.G., Blake, W.H., Olley, J.M., Minella, J.P.G., Owens, P.N. (2017) The challenges and opportunities of addressing particle size effects in sediment source fingerprinting: A review. *Earth-Sci. Rev.* 169, 85-103.

Lacey, J.P., McMahon, J., Evrard, O., Olley, J. (2015) A comparison of geological and statistical approaches to element selection for sediment fingerprinting. *J Soils Sediments* 15, 2117-2131.

Lacey, J.P., Olley, J. (2015) An examination of geochemical modelling approaches to tracing sediment sources incorporating distribution mixing and elemental correlations. *Hydrol. Process.* 29, 1669-1685.

Lal, R. (1985) Soil erosion and sediment transport research in tropical Africa. *Hydrological Sciences Journal* 30, 239-256.

Lane, S.N., Bakker, M., Costa, A., Girardclos, S., Loizeau, J.-L., Molnar, P., Silva, T., Stutenbecker, L., Schlunegger, F. (2019) Making stratigraphy in the Anthropocene: climate change impacts and economic conditions controlling the supply of sediment to Lake Geneva. *Scientific reports* 9, 1-11.

Lanoe, F., Steffen, M.L. (2019) Archaeological assessment reveals Earth's early transformation through land use.

Legout, C., Poulenard, J., Nemery, J., Navratil, O., Grangeon, T., Evrard, O., Esteves, M. (2013) Quantifying suspended sediment sources during runoff events in headwater catchments using spectrophotometry. *J Soils Sediments* 13, 1478-1492.

Mano, V., Nemery, J., Belleudy, P., Poirel, A. (2009) Assessment of suspended sediment transport in four alpine watersheds (France): influence of the climatic regime. *Hydrological Processes: An International Journal* 23, 777-792.

Muchena, F., Onduru, D., Gachini, G., De Jager, A. (2005) Turning the tides of soil degradation in Africa: capturing the reality and exploring opportunities. *Land Use Policy* 22, 23-31.

Navarro, M., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M., Vidal, J., Tovar, P., Bech, J. (2008) Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical Exploration* 96, 183-193.

Nguyen, H., Braun, M., Szaloki, I., Baeyens, W., Van Grieken, R., Leermakers, M. (2009) Tracing the metal pollution history of the Tisza River through the analysis of a sediment depth profile. *Water, air, and soil pollution* 200, 119-132.

Niemitz, J., Haynes, C., Lasher, G. (2013) Legacy sediments and historic land use: Chemostratigraphic evidence for excess nutrient and heavy metal sources and remobilization. *Geology* 41, 47-50.

Nyman, P., Sheridan, G.J., Smith, H.G., Lane, P.N.J. (2011) Evidence of debris flow occurrence after wildfire in upland catchments of south-east Australia. *Geomorphology* 125, 383-401.

Orr, H., Carling, P. (2006) Hydro-climatic and land use changes in the River Lune catchment, North West England, implications for catchment management. *River Research and Applications* 22, 239-255.

Owens, P.N., Walling, D.E., Leeks, G.J. (1999) Use of floodplain sediment cores to investigate recent historical changes in overbank sedimentation rates and sediment sources in the catchment of the River Ouse, Yorkshire, UK. *Catena* 36, 21-47.

Phillips, J.D., Marion, D.A. (2001) Residence times of alluvium in an east Texas stream as indicated by sediment color. *Catena* 45, 49-71.

Poulenard, J., Perrette, Y., Fanget, B., Quetin, P., Trevisan, D., Dorioz, J.-M. (2009) Infrared spectroscopy tracing of sediment sources in a small rural watershed (French Alps). *Science of The Total Environment* 407, 2808-2819.

Prior, T., Daly, J., Mason, L., Giurco, D. (2013) Resourcing the future: Using foresight in resource governance. *Geoforum* 44, 316-328.

Raclot, D., Le Bissonnais, Y., Annabi, M., Sabir, M. (2016) Challenges for mitigating Mediterranean soil erosion under global change. *The Mediterranean Region under Climate Change*, 311.

Reiffarth, D., Petticrew, E., Owens, P., Lobb, D. (2016) Sources of variability in fatty acid (FA) biomarkers in the application of compound-specific stable isotopes (CSSIs) to soil and sediment fingerprinting and tracing: A review. *Science of The Total Environment* 565, 8-27.

Restrepo, J.D., Kettner, A., Syvitski, J.P. (2015) Recent deforestation causes rapid increase in river sediment load in the Colombian Andes. *Anthropocene* 10, 13-28.

Restrepo, J.D., Syvitski, J.P. (2006) Assessing the effect of natural controls and land use change on sediment yield in a major Andean river: the Magdalena drainage basin, Colombia. *Ambio: a Journal of the Human Environment* 35, 65-75.

Russell, K.L., Vietz, G.J., Fletcher, T.D. (2017) Global sediment yields from urban and urbanizing watersheds. *Earth-Science Reviews* 168, 73-80.

Saxton, N.E., Olley, J.M., Smith, S., Ward, D.P., Rose, C.W. (2012) Gully erosion in sub-tropical south-east Queensland, Australia. *Geomorphology* 173, 80-87.

Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C., Walker, B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413, 591-596.

Schmidt, A.H., Gonzalez, V.S., Bierman, P.R., Neilson, T.B., Rood, D.H. (2018) Agricultural land use doubled sediment loads in western China's rivers. *Anthropocene* 21, 95-106.

Schneider, L., Lejot, J., Mialhe, F., Landon, N., Jacob-Rousseau, N., Rouet, I., Navratil, O. (2018) The Thio River'S delta: A biogeomorphological recorder of the mining activities in New-Caledonia since 1870.

Schwertmann, U., Latham, M. (1986) Properties of iron oxides in some New Caledonian oxisols. *Geoderma* 39, 105-123.

Sevin, B., (2014) Cartographie du régolithe sur formation ultrabasique de Nouvelle-Calédonie: Localisation dans l'espace et le temps des gisements nickélicifères. Nouvelle Calédonie.

References

- Shellberg, J., Brooks, A., Spencer, J., (2010) Land-use change from indigenous management to cattle grazing initiates the gullying of alluvial soils in northern Australia, 19th World Congress of Soil Science: Soil Solutions for a Changing World, pp. 1-6.
- Smith, H.G., Sheridan, G.J., Lane, P.N.J., Noske, P.J., Heijnis, H. (2011) Changes to sediment sources following wildfire in a forested upland catchment, southeastern Australia. *Hydrol. Process.* 25, 2878-2889.
- Stinchcomb, G.E., Stewart, R.M., Messner, T.C., Nordt, L.C., Driese, S.G., Allen, P.M. (2013) Using event stratigraphy to map the Anthropocene—An example from the historic coal mining region in eastern Pennsylvania, USA. *Anthropocene* 2, 42-50.
- Syvitski, J.P., Vörösmarty, C.J., Kettner, A.J., Green, P. (2005) Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *science* 308, 376-380.
- Turney, C.S., Palmer, J., Maslin, M.A., Hogg, A., Fogwill, C.J., Southon, J., Fenwick, P., Helle, G., Wilmshurst, J.M., McGlone, M. (2018) Global peak in atmospheric radiocarbon provides a potential definition for the onset of the anthropocene epoch in 1965. *Scientific reports* 8, 3293.
- Valette-Silver, N.J. (1993) The use of sediment cores to reconstruct historical trends in contamination of estuarine and coastal sediments. *Estuaries* 16, 577-588.
- Walden, J., Slattery, M.C., Burt, T.P. (1997) Use of mineral magnetic measurements to fingerprint suspended sediment sources: approaches and techniques for data analysis. *Journal of Hydrology* 202, 353-372.
- Wallbrink, P., Murray, A., Olley, J., Olive, L. (1998) Determining sources and transit times of suspended sediment in the Murrumbidgee River, New South Wales, Australia, using fallout ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Water Resour Res* 34, 879-887.
- Walling, D. (2006) Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers. *Geomorphology* 79, 192-216.
- Walling, D., Peart, M., Oldfield, F., Thompson, R. (1979) Suspended sediment sources identified by magnetic measurements. *Nature* 281, 110.
- Walling, D., Webb, B. (1996) Erosion and sediment yield: a global overview. *IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences* 236, 3-20.
- Walling, D.E. (2005) Tracing suspended sediment sources in catchments and river systems. *Sci Total Environ* 344, 159-184.
- Walling, D.E. (2013) The evolution of sediment source fingerprinting investigations in fluvial systems. *J Soils Sediments* 13, 1658-1675.
- Waters, C.N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A.D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E.C., Ellis, M. (2016) The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *science* 351, aad2622.
- Zhu, Y.-M., Lu, X., Zhou, Y. (2008) Sediment flux sensitivity to climate change: A case study in the Longchuanjiang catchment of the upper Yangtze River, China. *Global and Planetary Change* 60, 429-442.

Chapitre 6 Traçage des sources sédimentaires appliqué à d'autres bassins versants miniers calédoniens

1. Démarches entreprises

Ce chapitre est consacré au test de l'applicabilité des approches de traçage sédimentaire validées sur le bassin versant de Thio à d'autres bassins versants miniers calédoniens : Kouaoua, Ouenghi, Tontouta et Ngoye (Figure 6.1). En l'occurrence, le chapitre 5 a montré que l'approche géochimique était la plus adaptée pour reconstruire les contributions anciennes des sources sédimentaires, c'est donc celle-ci qui est utilisée dans ce chapitre et appliquée aux carottes sédimentaires prélevées sur ces bassins versants.

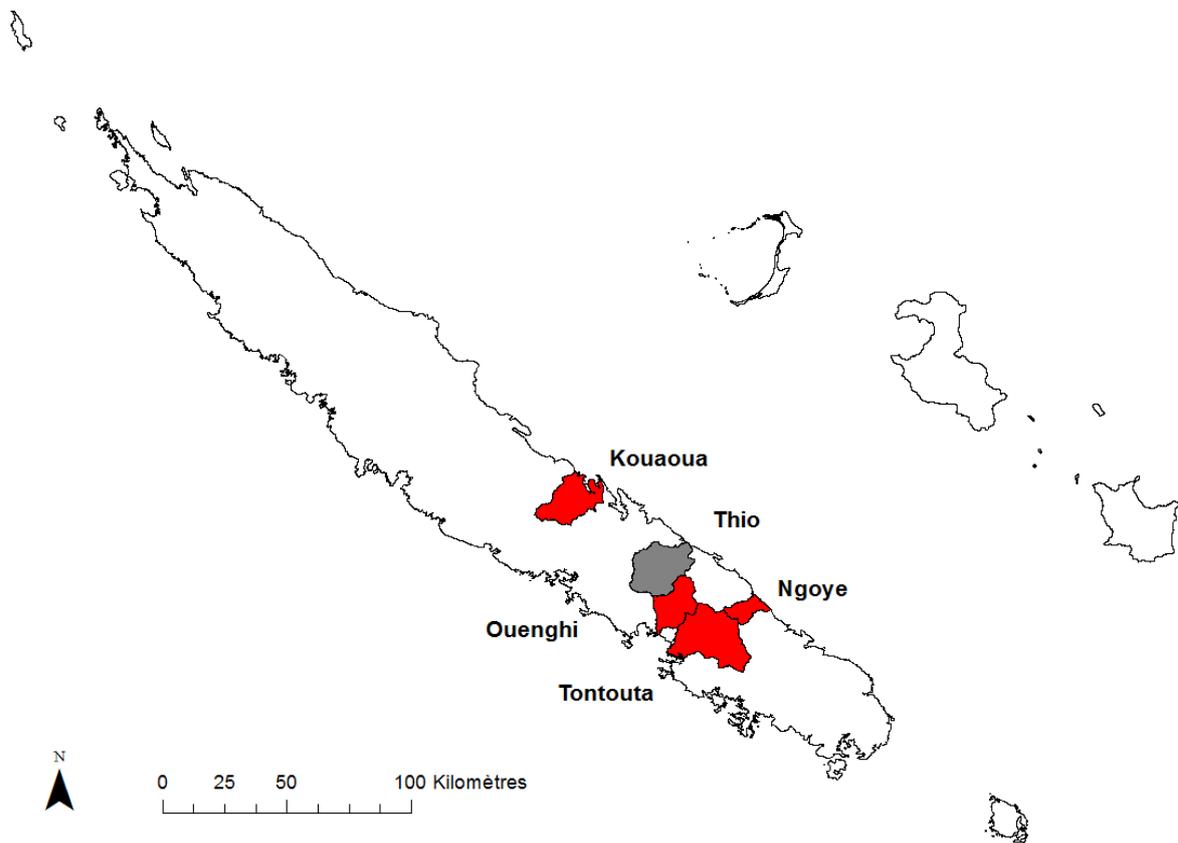


Figure 6.1 : Localisation des bassins versants de Kouaoua, Ngoye, Ouenghi, Tontouta et Thio sur la Grande Terre

L'approche géochimique se base sur la mesure du K qui est un traceur lithologique discriminant les contributions sédimentaires dues à l'érosion des formations volcano-sédimentaires et celle des massifs de péridotites où sont situées les activités minières. Étant donné que ces deux lithologies couvrent respectivement un tiers et deux tiers de la superficie de la Grande Terre, celles-ci sont également dominantes sur ces quatre autres bassins versants. L'étude de Garcin *et al.* (2017) sur le

bassin versant de Thio couplée aux observations de terrain (*e.g.* absence de laisses de crue sur des affluents drainant des massifs de péridotites non-exploités, cas du bassin versant de la Todre) montrent également que l'érosion anthropique sur les massifs de péridotites exploités est très significativement supérieure à l'érosion naturelle. De ce fait, utiliser le K pour tracer les contributions des sources minières et non-minières s'avère pertinent.

La principale difficulté pour mener cette dernière phase de notre étude résidait dans le fait qu'il ne nous a pas été possible de réaliser un échantillonnage spécifique des sources minières et non-minières sur chacun de ces bassins versants en raison de difficultés d'accès rencontrées : accès limité aux zones minières, nécessité de disposer d'autorisation pour l'accès aux aires coutumières. De ce fait, les sources prélevées sur le bassin versant de Thio (n= 24) sont utilisées pour reconstruire les contributions minières et non-minières « théoriques » au sein de ces carottes sédimentaires. L'hypothèse qui est donc faite ici est de considérer que les sources prélevées sur le bassin versant de Thio sont représentatives de celles associées aux autres bassins versants miniers étudiés dans ce chapitre. Cette hypothèse doit cependant être vérifiée selon deux étapes : (1) le test de conservation qui doit être appliqué sur les sources et les carottes sédimentaires pour s'assurer que le K est conservatif ; et (2) si la conservation est vérifiée, la qualité d'ajustement du modèle de mélange doit être également assurée avec l'indicateur *Goodness of Fit* (GOF).

Les objectifs sont donc (1) de s'assurer de la représentativité des sources, puis (2) si celle-ci est vérifiée, d'estimer les contributions des sources minières et non-minières sur ces carottes sédimentaires et (3) d'analyser d'éventuelles tendances en termes de contributions sédimentaires ou d'occurrence de point de basculement au sein de ces carottes sédimentaires.

Cette étude n'intègre cependant pas de datation relative de ces carottes. De ce fait, si des tendances en termes de contributions de sources peuvent être observées, elles ne seront néanmoins pas interprétables comme cela a pu être le cas pour le bassin versant de Thio dans le chapitre 5.

2. Matériels et méthodes

2.1. Présentation des sites d'étude et échantillonnage des carottes sédimentaires

Les bassins de Kouaoua et Ngoye se trouvent sur la côte Est (« côte au vent ») de la Grande Terre alors que les bassins de Tontouta et Ouenghi se situent sur la côte Ouest (« côte sous le vent ») (Figure 6.1). Une description des caractéristiques naturelles (*i.e.* climat, topographie, pédologie, couvert végétal) de ces deux côtes est présentée dans le chapitre 1, c'est pourquoi une présentation succincte des sites d'étude a été réalisée dans cette section.

2.1.1. Kouaoua

Le bassin versant de Kouaoua draine une superficie de 329 km². Dès les années 1890, ce bassin versant a présenté un intérêt en termes de richesses nickélifères. En effet, une exploitation minière plutôt sporadique s'est déroulée entre les années 1890 et 1960 sur ce bassin versant. Ce n'est réellement qu'à partir des années 1960 que l'exploitation minière y débuta. Comme le montre la Figure 6.2, les massifs de péridotites sont principalement situés en aval du bassin versant sur sa partie occidentale ; ils recouvrent 38 % de la superficie du bassin versant. Sur ces massifs de péridotites, quatre mines sont toujours en activité (DIMENC).

Deux carottes sédimentaires ont été prélevées dans la plaine alluviale du bassin versant de Kouaoua en 2017, l'une sur la partie orientale du bassin versant (Kouaoua 1 ; 84 cm de longueur ; latitude : 21,410462 (Sud), longitude : 165, 829763 (Est)), l'autre sur la partie occidentale du bassin versant (Kouaoua 2 ; 138,5 cm de longueur ; latitude : 21,410462 (Sud), longitude : 165,829763 (Est)) afin d'étudier la variabilité des dépôts sédimentaires dans la plaine alluviale.

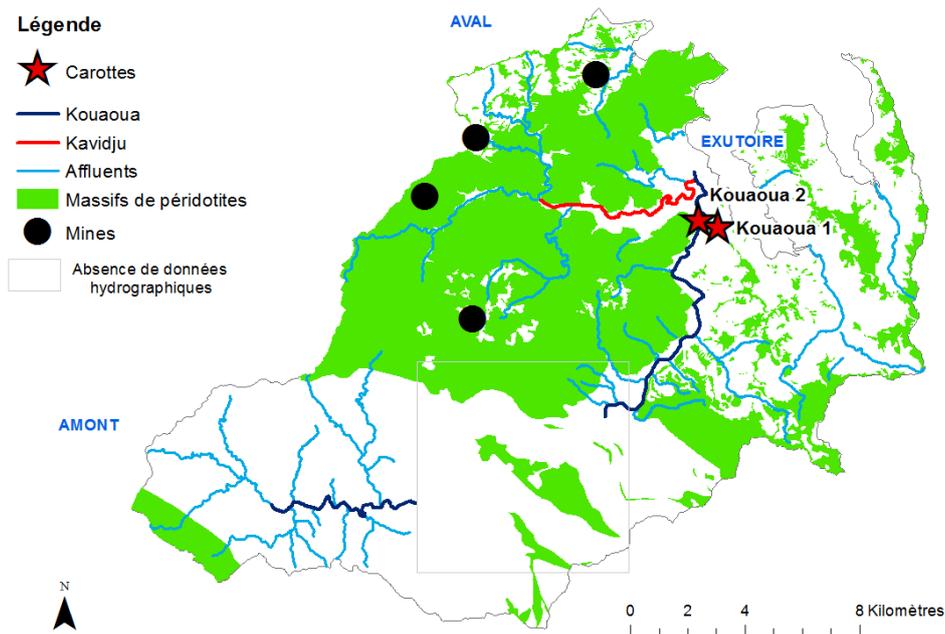


Figure 6.2 : Description du bassin versant de Kouaoua

2.1.2. Ouenghi

Le bassin versant de Ouenghi draine une superficie de 252 km². Bien que les massifs de péridotites recouvrent 69 % de la superficie du bassin versant, seule une mine ouverte au début des années 1970 et toujours en activité exploite les minerais nickélifères présents sur ce bassin versant (DIMENC). Une carotte sédimentaire (139,5 cm de longueur ; latitude : 21,891916 (Sud), longitude :

166,128795 (Est)) a été prélevée dans la plaine alluviale sur la partie occidentale du bassin versant en 2017 (Figure 6.3).

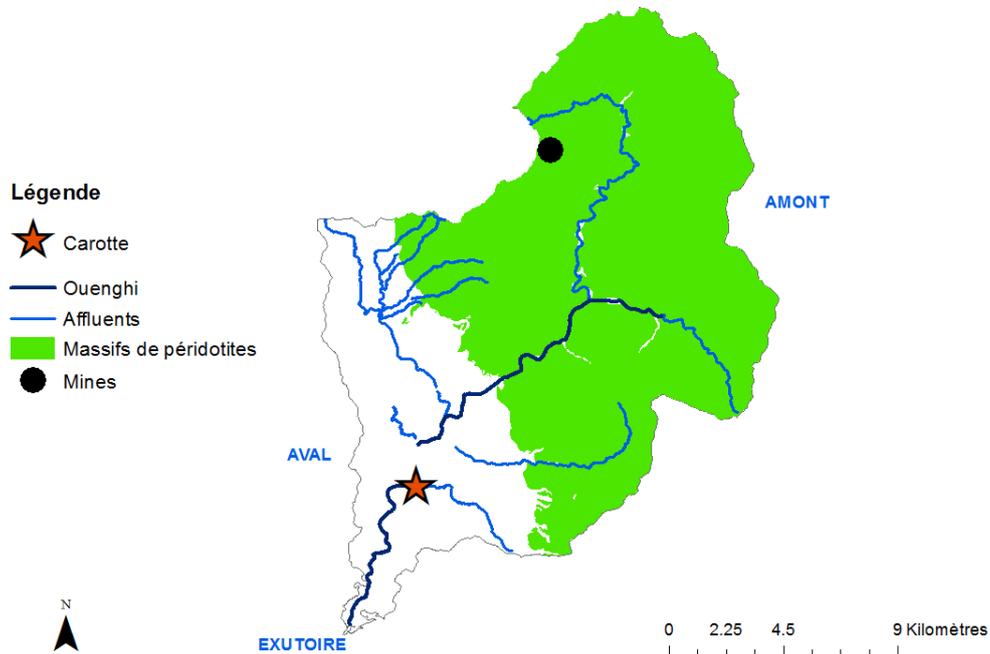


Figure 6.3 : Description du bassin versant de Ouenghi

2.1.3. Tontouta

Le bassin versant de Tontouta se trouve également sur la « côte sous le vent ». C'est l'un des plus grands bassins versants de la Grande Terre, sa superficie est de 522 km². Les massifs de péridotites recouvrent 87 % de la superficie du bassin versant. L'exploitation minière a débuté sur ce bassin versant à partir des années 1950, *i.e* au début de la mécanisation. Garcin *et al.* (2017) a notamment montré que 5 millions de tonnes de stériles miniers avaient été générées au cours de la période 1950-1975, soit un tonnage 6 fois moins important que celui de la Thio. A l'heure actuelle, trois mines sont toujours en activité sur ce bassin versant. Une carotte sédimentaire (126 cm de longueur ; latitude : 21,979218 (Nord), longitude : 166,186505 (Est)) a été prélevée dans la plaine alluviale sur la partie orientale du bassin versant (Figure 6.4).

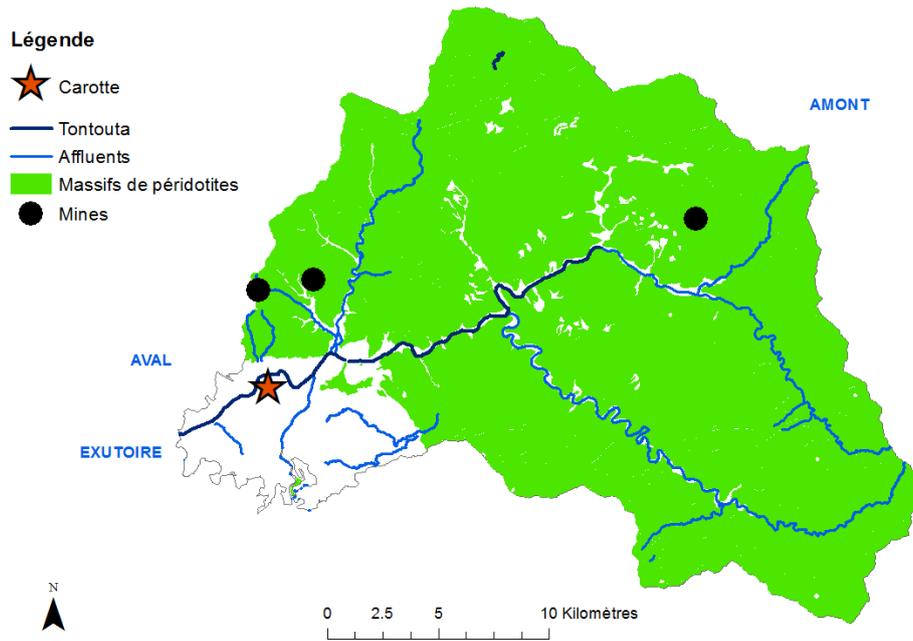


Figure 6.4 : Description du bassin versant de Tontouta

2.1.4. Ngoye

Le bassin versant de Ngoye est le plus petit bassin versant étudié avec une superficie de 110 km². Les massifs de péridotites recouvrent 97 % de la superficie du bassin versant. La DIMENC ne référence pas de mines en activité sur ce bassin versant. Cependant, une activité minière passée a existé sur ce bassin versant jusque dans les années 1980 ; cette information nous a été communiquée par les locaux. Une carotte sédimentaire (98 cm de longueur ; latitude : 21,495161 (Sud), longitude : 166,300901 (Est)) a été prélevée dans la plaine alluviale sur la partie orientale du bassin versant en 2015.

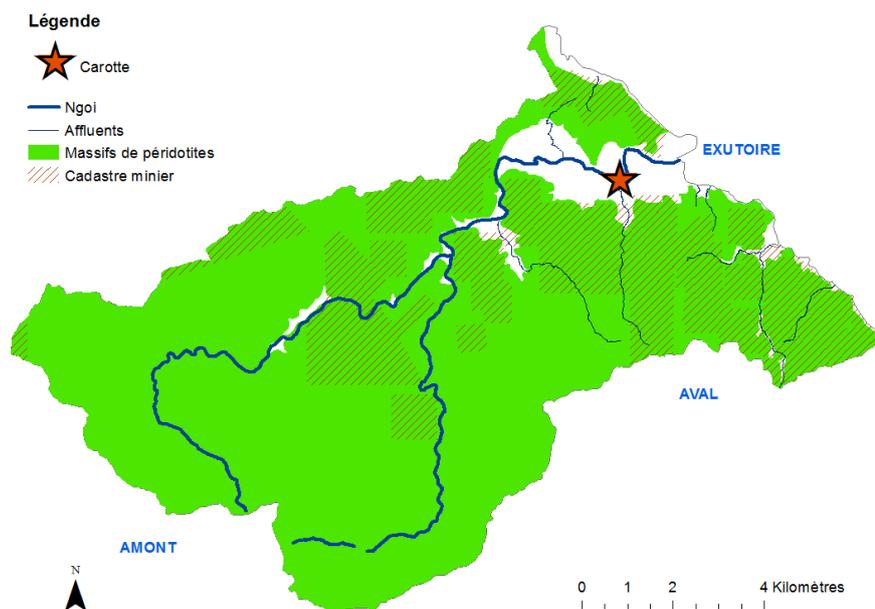


Figure 6.5: Description du bassin versant de Ngoye

2.2.Préparation et analyses des carottes sédimentaires

Les carottes sédimentaires présentent un aspect homogène où seules des nuances de couleurs ont été observables au sein des carottes et d'une carotte à l'autre. Les carottes de Tontouta et de Ouenghi sont très foncées en termes de couleurs alors que les carottes Kouaoua 1 et 2 sont plus claires (Figure 6.6). Aucune description sur la carotte Ngoye prélevée en 2015 (*i.e.* avant la thèse) n'a été faite, c'est pourquoi elle n'est pas représentée dans la Figure 6.6. De manière générale, peu de dépôts de crues ont pu être identifiés visuellement au sein des carottes sédimentaires, c'est donc davantage un découpage à intervalles réguliers qui a été réalisé sur ces carottes sédimentaires (*i.e.* tous les 5 cm en moyenne, Figure 6.6). Les carottes collectées sur le bassin versant de Kouaoua ont été découpées en 16 échantillons pour Kouaoua 1 et en 28 échantillons pour Kouaoua 2. Les carottes prélevées sur les bassins versants de Ouenghi, Tontouta et Ngoye ont respectivement été découpées en 28, 25 et 15 échantillons. Tous ces échantillons ($n= 112$) ont ensuite été tamisés à la fraction granulométrique $<63 \mu\text{m}$ et analysés par fluorescence X et par spectrocolorimétrie. Les résultats de cette seconde analyse n'ont cependant pas été intégrés dans ce chapitre.

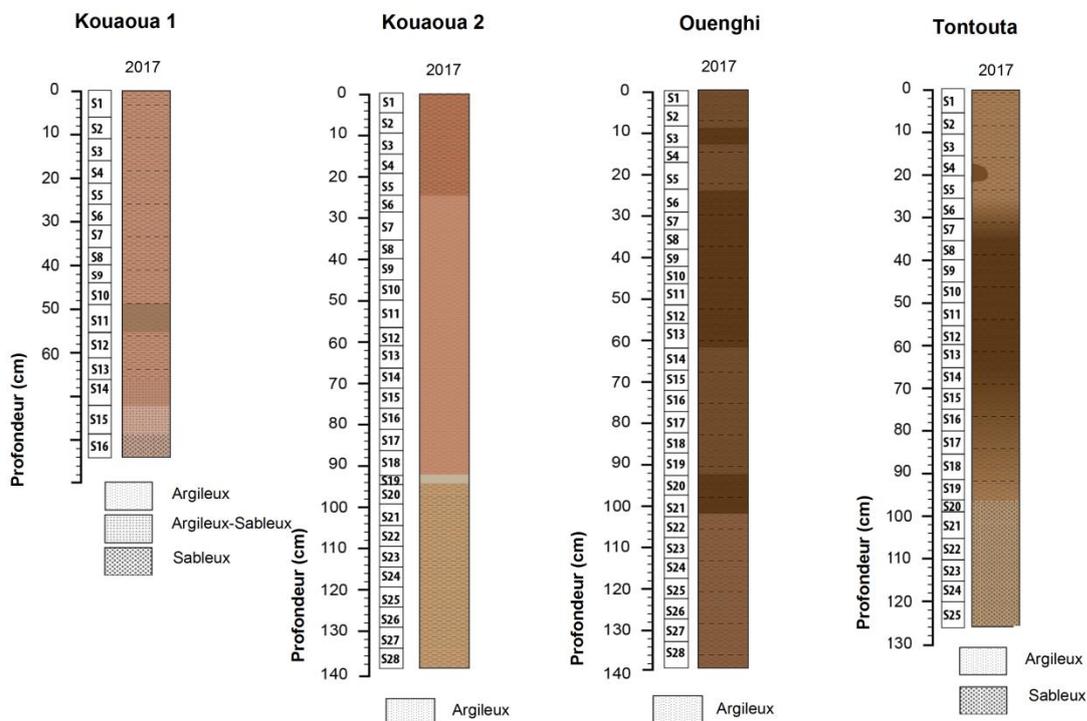


Figure 6.6 : Description visuelle des carottes sédimentaires des bassins versants de Kouaoua, Ouenghi et Tontouta

2.3. Traçage sédimentaire

2.3.1. Test de conservation

La conservation du K au sein des sources et des carottes sédimentaires est vérifiée avec l'utilisation du range test. Celui-ci est appliqué à partir du postulat que si les teneurs en K trouvées au sein des carottes sédimentaires sont comprises entre les teneurs minimales et maximales mesurées dans les sources, alors le K est conservatif.

2.3.2. Modèle de mélange et qualité d'ajustement GOF

Le modèle de mélange statistique à deux sources décrit par l'Équation 1 a ensuite été utilisé pour quantifier les contributions respectives des sources minières et non-minières dans les différentes carottes sédimentaires.

$$Ax + B(1 - x) = C \quad (\text{Equation 1})$$

Où A et B correspondent aux teneurs moyennées du K mesurées respectivement dans les sources minières et non-minières, x est la contribution de la source A , et C la teneur en K mesurée au sein des échantillons des carottes sédimentaires. Les conditions appliquées au modèle sont que x doit être compris entre 0 et 1 et que la somme des contributions ($x, 1-x$) doit être égale à 1.

Concrètement, ce sont 2500 simulations qui sont réalisées par un solveur (Microsoft Excel) pour trouver la combinaison des contributions des sources sédimentaires ($x, 1-x$) qui fournit le résultat modélisé le plus proche du résultat réel mesuré (*i.e.* ici les teneurs en K au sein des échantillons des carottes sédimentaires). Autrement dit, le solveur cherche à déterminer ce que l'on appelle la MMD (*Minimizing mixing Model Difference*) selon l'Equation 2 :

$$MMD = C - (Ax + B(1 - x))/C \quad (\text{Equation 2})$$

Où A, B sont les teneurs moyennes en K mesurées respectivement au sein de sources minières et non-minières, C est la teneur en K mesurée au sein de la section i (S_i) des différentes carottes sédimentaires.

La qualité de l'ajustement du modèle peut être alors évaluée par le GOF déduit selon l'Equation 3 :

$$GOF = 1 - MMD \quad (\text{Equation 3})$$

2.4. Variabilité de la contribution des sources et définition des unités sédimentaires

Le test d'homogénéité développé par Buishand (1982) est appliqué sur les profils sédimentaires afin de déterminer si une ou plusieurs unités sédimentaires se distinguent. Ce test se base notamment sur les déviations cumulées rééchelonnées décrites par l'Équation 4 :

$$S^{**}_k = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y)}{\sigma} \quad (\text{Equation 4})$$

Où Y_i est la contribution des sources minières de la section i (S_i) de la carotte considérée, Y est la contribution moyenne des sources minières sur l'ensemble de la carotte sédimentaire et σ est l'écart-type associé à Y .

La limite de confiance a été fixée à 99 %, ce qui a permis de déterminer la valeur critique du test à 1,46. A partir de cette valeur critique, une valeur-seuil peut être déduite : $1,46 \times \sqrt{n}$ où n est le nombre d'échantillons constituant une carotte sédimentaire.

Si S^{**}_k est inférieur à la valeur-seuil, alors les données sont homogènes sur toute la section de la carotte sédimentaire. A l'inverse, si S^{**}_k dépasse la valeur-seuil, alors les données ne sont hétérogènes et, par conséquent, plusieurs unités sédimentaires peuvent être définies.

3. Résultats

3.1. Conservation des sources

Comme le montre la Figure 6.7, les teneurs en K sont assez variables au sein des différentes carottes sédimentaires. Les deux carottes prélevées sur le bassin versant de Kouaoua présentent des teneurs en K assez similaires, respectivement de 6990 mg.kg^{-1} en moyenne (SD 1150 mg.kg^{-1}) pour la carotte Kouaoua 1 et de 7300 mg.kg^{-1} en moyenne (SD 1840 mg.kg^{-1}) pour la carotte Kouaoua 2. Celles-ci sont également supérieures à celles trouvées dans la carotte de Thio : 4950 mg.kg^{-1} (SD 1810 mg.kg^{-1}) (Figure 6.7-a). A l'inverse, les teneurs en K mesurées dans les carottes de Ouenghi, Tontouta et Ngoye sont très faibles et varient peu, avec des moyennes respectives de 740 mg.kg^{-1} (SD 95 mg.kg^{-1}), 180 mg.kg^{-1} (SD 65 mg.kg^{-1}) et 160 mg.kg^{-1} (SD 75 mg.kg^{-1}). Celles-ci sont également très proches des teneurs en K mesurées dans les sources minières prélevées sur le bassin versant de Thio : 1660 mg.kg^{-1} (SD 2160 mg.kg^{-1}) (Figure 6.7-b, c et d).

D'après les résultats du *range test*, le K est conservatif pour les carottes de Kouaoua et Ouenghi. Il ne l'est cependant pas pour les carottes sédimentaires de Tontouta et Ngoye. Les contributions des

sources minières et non-minières ne peuvent donc pas être estimées sur ces carottes à partir du jeu de données-sources disponible.

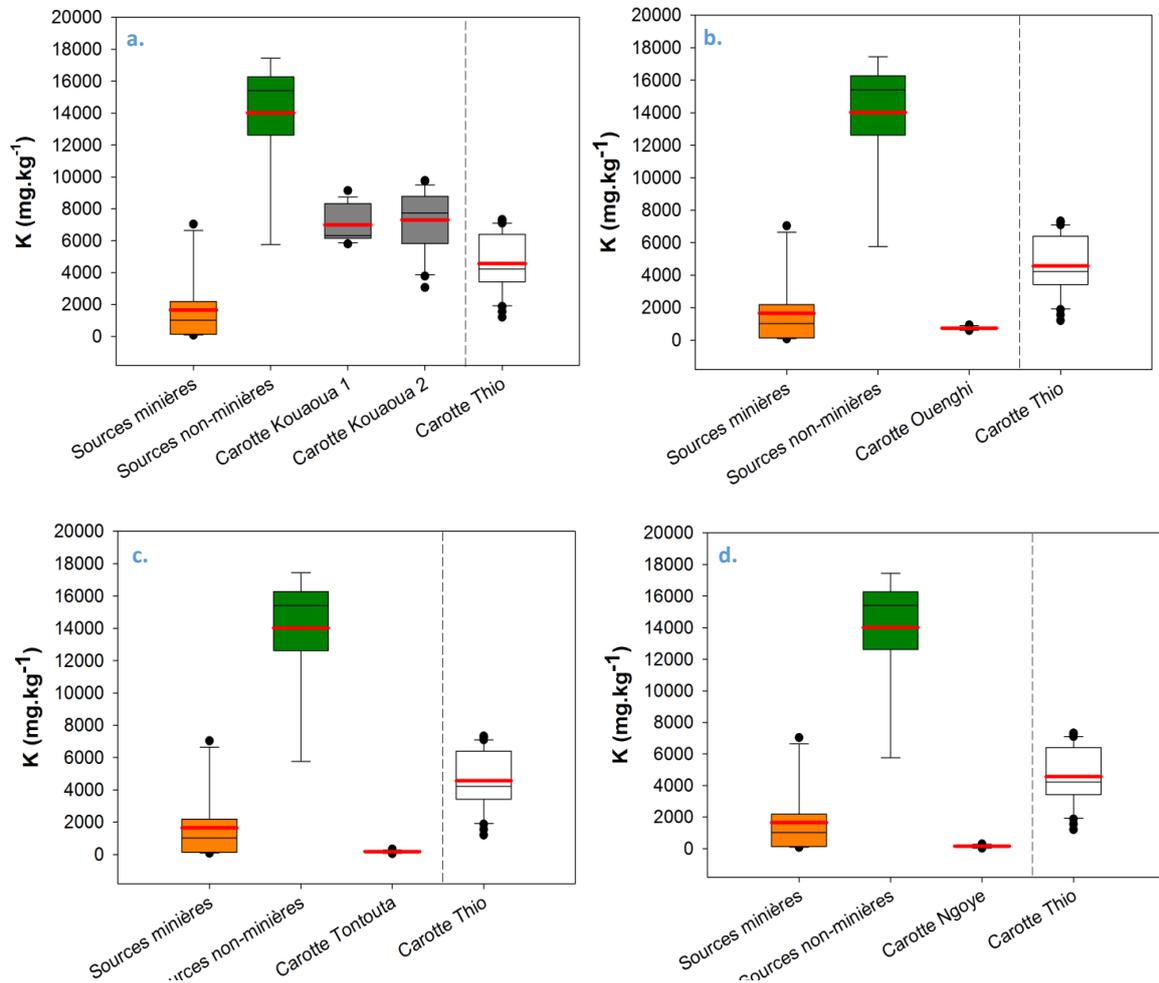


Figure 6.7 : Boxplots des teneurs en K au sein des sources minières, non-minières, des carottes sédimentaires des bassins versants de Kouaoua (a), Ouenghi (b), Tontouta (c) et Ngoye (d). Les teneurs en K de la carotte du bassin versant de Thio sont données à titre indicatif. Les boxplots indiquent l'emplacement des premier et troisième quartiles ; la ligne noire indique la valeur médiane ; la ligne rouge indique la valeur moyenne

3.2. Modèle de mélange et qualité d'ajustement du modèle

Les résultats des modèles de mélanges appliqués sur les carottes Kouaoua 1, Kouaoua 2 et Ouenghi sont détaillés dans l'Annexe D. Les modèles fournissent une excellente qualité d'ajustement pour les carottes Kouaoua 1 et Kouaoua 2, avec un GOF moyen de 100 % (SD 0%). Le modèle de mélange réalisé sur la carotte de Ouenghi montre, à l'inverse, un mauvais ajustement avec un GOF moyen de 66 % (SD 15 %). De ce fait, les sources prélevées sur le bassin versant de Thio n'offrent pas une représentativité suffisante pour expliquer les teneurs en K mesurées dans la carotte Ouenghi. En conclusion, aucune interprétation des contributions des sources sédimentaires estimées sur cette carotte ne peut être réalisée.

3.3. Résultats des modèles de mélange sur Kouaoua

Les résultats des modèles de mélange appliqués aux carottes Kouaoua 1 et Kouaoua 2 montrent des résultats similaires en termes de contributions minières moyennes, respectivement 57 % (SD 10 %) pour la carotte Kouaoua 1 et 54 % (SD 15 %) pour la carotte Kouaoua 2.

Sur la carotte Kouaoua 1, le test d'homogénéité a mis en évidence l'occurrence de 3 unités sédimentaires distinctes : l'unité 1 de 0 à 35 cm de profondeur, l'unité 2 de 35 à 61 cm de profondeur et l'unité 3 de 61 à 84 cm de profondeur (Figure 6.8). L'unité 1 présente les contributions minières les plus élevées avec une contribution moyenne de 64 % (SD 2 %). L'unité 2 se caractérise par une contribution moyenne en sources minières de 58 % (SD 7 %). Enfin, dans l'unité 3, les contributions minières sont minoritaires (<50 %) ; la contribution moyenne estimée est de 43 % (SD 4 %).

La carotte Kouaoua 2 se décompose également en 3 unités sédimentaires : l'unité 1 de 0 à 23 cm de profondeur, l'unité 2 de 23 à 66 cm de profondeur et l'unité 3 de 66 à 138,5 cm (Figure 6.8). On peut également observer que ces limites de profondeur entre les unités 1 et 2, et les unités 2 et 3 (*i.e.* 23 cm, 66 cm) sont similaires à celles trouvées sur la carotte Kouaoua 1 (*i.e.* 35 cm, 61 cm). Pour la carotte Kouaoua 2, l'unité 1 présente les contributions minières les plus élevées avec une contribution moyenne de 75 % (SD 15 %). Dans l'unité 2, les contributions minières sont en moyenne de 56 % (SD 13 %). Dans l'unité 3, elles sont minoritaires (<50 %), c'est-à-dire en moyenne autour de 46 % (SD 8 %).

De manière générale, on peut observer des similitudes entre les deux profils sédimentaires. En dessous de ~ 60 cm de profondeur, les contributions minières sont minoritaires (<50 %). Entre ~ 30 et ~ 60 cm de profondeur, les contributions minières sont de ~ 57 %. Seule l'unité 1 de 0 à ~ 30 cm de profondeur, diffère entre les deux carottes sédimentaires. La carotte Kouaoua 2 présente une contribution moyenne minière supérieure à celle de Kouaoua 1 (+10 %).

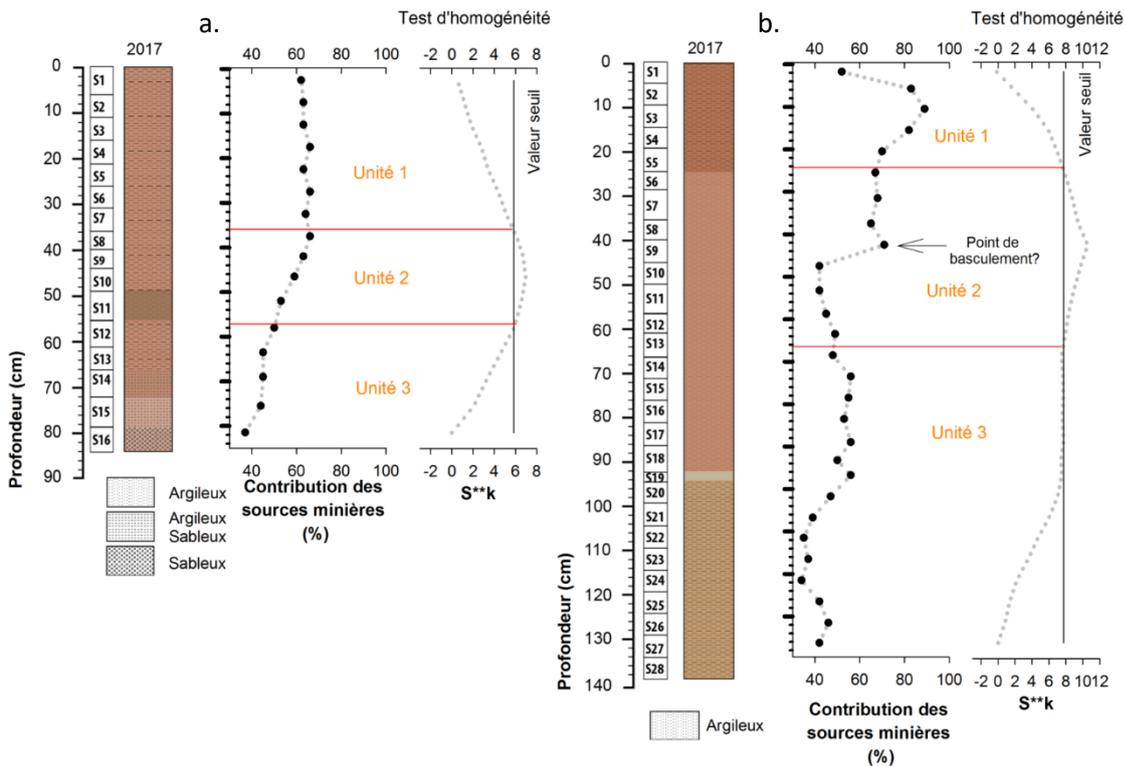


Figure 6.8 : Profils des contributions en sources minières et définition des unités sédimentaires au sein des carottes Kouaoua 1 (a) et Kouaoua 2 (b)

Bien que des similitudes soient observées entre les deux carottes sédimentaires, les courbes de contributions en sources minières sont différentes au sein des deux profils. Sur la carotte Kouaoua 1, on observe de bas en haut du profil une évolution linéaire des contributions en sources minières avec une phase de stabilisation (unité 1), puis une phase d'augmentation (unité 2) et, enfin, à nouveau, une phase de stabilisation (unité 3). Aucun pic de contribution des sources minières ne se distingue dans ce profil (Figure 6.8-a). A l'inverse, la courbe d'évolution des contributions des sources minières dans la carotte Kouaoua 2 est plus variable. De 45 cm à 138,5 cm de profondeur, les contributions en sources minières fluctuent entre 34 % et 59 %. A partir de 45 cm de profondeur, on observe une augmentation soudaine des contributions en sources minières à 71 % ; celles-ci restent élevées atteignant un second maximum à 13 cm de profondeur (89 %) (Figure 6.8-b). Enfin, elles diminuent soudainement dans la partie superficielle pour atteindre 52 %, ce qui diffère de l'estimation des contributions en sources minières faite dans la partie superficielle de la carotte Kouaoua 1 (62 %).

3.4. Analyses complémentaires sur Ouenghi, Tontouta et Ngoye

Des analyses complémentaires ont été menées sur les carottes de Ouenghi, Tontouta et Ngoye. En effet, et bien qu'il ne soit pas possible d'estimer les contributions des sources sédimentaires sur ces

Résultats

carottes en raison d'un manque de représentativité des sources, il est quand même possible d'analyser des tendances dans ces carottes. En effet, les modèles de mélange appliqués dans ce chapitre se basent uniquement sur les teneurs en K. De ce fait, les variations en termes de contributions des sources sédimentaires sont directement corrélées aux variations des teneurs en K dans ces profils. Le test d'homogénéité a donc été appliqué sur les profils des teneurs en K pour voir si des tendances au sein de ces carottes sédimentaires étaient observables (Figure 6.9). Les tests d'homogénéité réalisés sur ces carottes sédimentaires montrent qu'elles sont toutes trois homogènes et donc qu'aucune tendance ne se distingue (Figure 6.9).

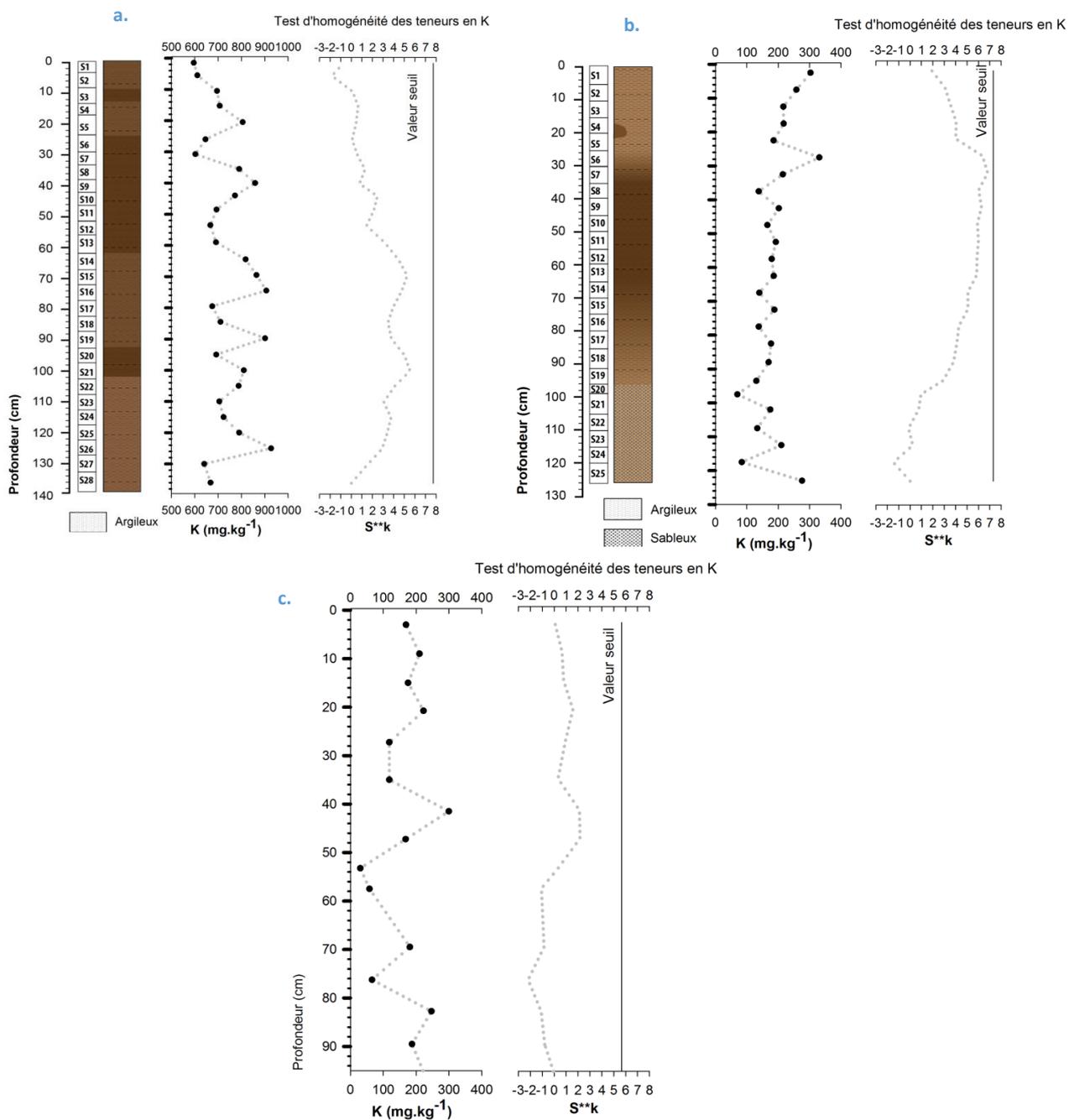


Figure 6.9 : Profils homogènes des teneurs en K au sein des carottes Ouenghi (a), Tontouta (b) et Ngoye (c)

4. Discussion

4.1. Traçage sédimentaire sur le bassin versant de Kouaoua

Les modèles de mélanges ont montré des résultats similaires en termes de contributions minières moyennes, respectivement de 57 % (SD 10 %) pour la carotte Kouaoua 1 et de 54 % (SD 15 %) pour la carotte Kouaoua 2. Cependant, au regard de la Figure 6.8, nous pouvons constater que l'évolution des contributions des sources minières dans les deux carottes sédimentaires est relativement différente : Kouaoua 1 présente une évolution plutôt linéaire (*i.e.* phases de stagnation-augmentation-stagnation) alors que l'évolution des contributions minières au sein de la carotte Kouaoua 2 est plus fluctuante. Un point de basculement a notamment été observé dans la carotte Kouaoua 2 à 45 cm de profondeur. En effet, les contributions en sources minières sont soudainement passées de 42 % à 71 % (soit + 29 %). Suite à cela, les contributions des sources minières sont restées élevées et supérieures à 65 % hormis dans la partie superficielle de la carotte où celles-ci sont redescendues à 52 %. Un tel point de basculement n'a pas été observé dans la carotte Kouaoua 1. Cette variabilité peut notamment s'expliquer par la localisation des prélèvements de ces deux carottes sédimentaires. La carotte Kouaoua 2 a été prélevée sur la partie occidentale de la plaine alluviale où l'affluent Kavidju, affluent minier qui draine l'ensemble des mines en activité rejoint la rivière Kouaoua (Figure 6.2). D'après les témoignages recueillis sur place, cette zone serait à la fois inondée par les eaux de l'affluent Kavidju et celles de la Kouaoua au moment des crues. Cette carotte Kouaoua 2 est donc plus soumise aux apports de l'affluent minier Kavidju que ne l'est la carotte Kouaoua 1 prélevée sur la partie orientale de la plaine alluviale.

Cependant et bien que des différences aient été observées entre ces deux carottes sédimentaires, les tendances moyennes en termes de contributions des sources minières au sein des unités sédimentaires identifiées sont similaires. Les parties basses des carottes sédimentaires (*i.e.* en dessous de ~ 60 cm de profondeur, unité 3) présentent des contributions en sources minières inférieures à 50 %. Les parties médianes entre ~ 30 et ~60 cm de profondeur (*i.e.* unité 2) sont caractérisées par des contributions moyennes de ~57 %. Seule l'unité 1 de 0 à ~ 30 cm de profondeur, diffère entre les deux carottes sédimentaires. La carotte Kouaoua 2 présente une contribution moyenne minière supérieure (75 %, SD 15 %) à celle de Kouaoua 1 (64 %, SD 2 %)

4.2. Applicabilité du K comme traceur des sources sédimentaires à d'autres bassins versants miniers

L'approche de traçage sédimentaire basée sur le K a pu être appliquée sur le bassin versant de Kouaoua. En effet, les sources prélevées sur le bassin versant de Thio se sont montrées suffisamment

Conclusion

représentatives pour discriminer les sources minières et non-minières sur ce bassin versant, ce qui n'a pas été le cas pour les bassins versants de Ouenghi, Tontouta et Ngoye. Le bassin versant de Kouaoua est celui qui présente le plus de similitudes avec le bassin versant de Thio notamment en termes de superficie de massifs de péridotites (*i.e.* 38 % pour le bassin versant de Kouaoua vs. 44 % pour le bassin versant de Thio). De ce fait, les variabilités des teneurs en K au sein des carottes sédimentaires et les modèles de mélange associés à ce traceur ont permis de mettre en évidence certaines tendances en termes de contributions des sources sédimentaires.

Cependant et bien que cette approche n'ait pas abouti sur les autres bassins versants étudiés (*i.e.* Tontouta, Ouenghi et Ngoye), certaines limites liées à l'usage de ce traceur apparaissent. Le K est, par définition, un traceur lithologique discriminant les contributions sédimentaires liées à l'érosion des massifs de péridotites et celles liées aux formations volcano-sédimentaires. Or, les massifs de péridotites dominent presque exclusivement la superficie des bassins versant de Ouenghi, Tontouta et Ngoye (Figures 6.3, 6.4 et 6.5). De ce fait, les très faibles teneurs en K mesurées dans ces carottes (Figure 6.7) montrent de façon non-équivoque que l'origine lithologique des sédiments dominant sur ces bassins versants serait les massifs de péridotites. La Figure 6.9 confirme qu'aucune tendance ne peut se dégager dans ces profils. Ces bassins versants sont miniers mais l'approche proposée ici ne permet pas de localiser dans ces profils à quel moment l'impact de ces activités a débuté.

En effet, le postulat qui est fait ici avec cette approche est de considérer qu'une fois les massifs de péridotites exploités, l'érosion anthropique domine sur l'érosion naturelle à l'image de ce que l'on a pu observer sur le bassin versant de Thio où l'érosion naturelle ne représente que 5 % contre 95 % d'érosion anthropique. De ce fait, utiliser le K pour tracer les sources sédimentaires est pertinent. Cependant, le K ne permet pas de discriminer entre l'érosion naturelle et l'érosion anthropique des massifs de péridotites, il ne permet donc pas de discriminer ce qu'on appelle le fond géochimique (*i.e.* avant les activités minières).

5. Conclusion

L'approche géochimique basée sur le K pour tracer les contributions des sources minières et non-minières ne peut être utilisée que sur des bassins versants miniers présentant un contraste lithologique suffisamment important pour pouvoir observer un signal différent du fond géochimique. L'approche géochimique basée sur le K permet d'observer, au sein d'une carotte sédimentaire, l'évolution des contributions des sources sédimentaires à l'image de ce que l'on a pu observer sur le bassin versant de Thio mais également sur le bassin versant de Kouaoua. L'évolution progressive des contributions des sources minières observées dans la carotte Kouaoua 1 ou le point de basculement

dans la carotte Kouaoua 2 constituent des signes d'un changement de dynamique sédimentaire qui peuvent être interprétés comme les premiers signes de l'impact de l'exploitation minière.

6. Références

Buishand, T.A. (1982) Some methods for testing the homogeneity of rainfall records. *Journal of Hydrology* 58, 11-27.

Garcin, M., Gastaldi, Y., Lesimple, S., (2017) Quantification et évolution temporelle des apports miniers dans les rivières calédoniennes. BRGM/RP-66840-FR, 44 p., 23 fig., 5. Bureau des Recherches Géologiques et Minières

Chapitre 7 Conclusion générale

Ces travaux de thèse se sont attachés à (objectif 1) développer des approches de traçage de sources sédimentaires spécifiques au contexte calédonien et, plus spécifiquement encore, au bassin versant de Thio, berceau de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie afin de pouvoir (objectif 2) estimer les contributions sédimentaires apportées au cours d'événements cycloniques récents (2015 et 2017) et (objectif 3) reconstruire les contributions passées de ces sources sur l'ensemble de la période d'exploitation minière (1880-2015). Un dernier objectif (objectif 4) visait à tester l'applicabilité de ces approches de traçage sédimentaire développées sur le bassin versant de Thio à quatre autres bassins versants miniers de Nouvelle-Calédonie (Kouaoua, Ouenghi, Tontouta, Ngoye). La synthèse des résultats obtenus pour ces quatre objectifs et les perspectives qui y sont associées vont être discutées dans ce chapitre.

1.Objectif 1 : Développement de méthodes de traçage sédimentaire en contexte calédonien

Au début de ce manuscrit, quatre familles de traceurs ont été présentées comme pouvant potentiellement discriminer les sources minières et les sources non-minières : les radionucléides issus des retombées atmosphériques, les radionucléides géogéniques, la géochimie élémentaire et la « couleur » (*i.e.* les paramètres colorimétriques, les spectres dans le visible). Ces travaux se sont attachés, dans un premier temps, à déterminer le pouvoir discriminant individuel de chacune de ces familles.

L'étude de traçage sédimentaire menée sur le bassin versant de Thio suite aux crues du 25 février 2015 (dépression tropicale) et du 10 avril 2017 (cyclone Cook) a notamment montré que les radionucléides issus des retombées atmosphériques ne permettaient pas de discriminer les sources minières et non-minières. Des teneurs plus élevées étaient notamment attendues dans les sources non-minières (érosion de surface et de subsurface) que dans les sources minières (érosion de subsurface uniquement). Cependant et au vu des faibles activités en radionucléides atmosphériques mesurées au sein des sources, il n'a pas été possible de les discriminer. Ces derniers ont, en revanche, montré de manière non-équivoque que les processus de subsurface dominant les apports sédimentaires sur le bassin versant de Thio. Cette information est capitale, car elle traduit le fait que parmi les différents types de sources non-minières (*i.e.* érosion des zones brûlées, surpâturage et piétinement des espèces invasives, glissements de terrain), les glissements de terrain dominant la contribution aux apports sédimentaires non-miniers.

Conclusion générale

De la même façon, l'approche sédimentaire basée sur la « couleur » n'a pas fourni une discrimination suffisante entre les sources minières et non-minières. Elle a en effet montré que les sources minières du bassin versant de Thio ne se caractérisaient non pas par une seule signature colorimétrique mais deux (*i.e.* signatures « Amont », « Aval ») dont l'une pouvait se confondre avec les sources non-minières (*i.e.* « Amont »).

L'approche de traçage sédimentaire basée sur les radionucléides géogéniques (*i.e.* Th, K, U) a fourni, quant à elle, une excellente discrimination des sources, avec notamment le traceur lithologique U (82,6 % de variance inter-sources expliquée et 96% des échantillons-sources bien classés). Ce résultat montre que la lithologie est le facteur déterminant dans la discrimination des sources minières et non-minières. L'approche géochimique a confirmé ce résultat en ne sélectionnant là encore qu'un traceur lithologique : le K (83,1 % de la variance inter-sources expliquée et 96 % des échantillons-sources correctement classés). La question que l'on pourrait se poser est de savoir quels auraient été les éléments géochimiques sélectionnés si le K n'avait pas été inclus dans cette approche ? En effet, l'approche basée sur la géochimie élémentaire avait été envisagée initialement pour intégrer dans notre analyse les métaux (*e.g.* Ni, Fe, Mn) comme possibles traceurs des sources des minerais nickélifères. Finalement, les métaux auraient-ils pu discriminer les sources ? La réponse est non, car l'approche aurait alors privilégié la sélection du Ti et du Ca qui ne sont, eux, capables d'expliquer que 69,4 % de la variance inter-sources et de classer correctement 83% des échantillons-sources.

En conclusion, le critère déterminant pour discriminer les sources minières et non-minières sur le bassin versant de Thio a été la lithologie. Ce résultat a suscité de nombreuses interrogations notamment auprès des acteurs miniers, à savoir : peut-on considérer que tracer les contributions sédimentaires de lithologies revienne à tracer les contributions sédimentaires générées par l'exploitation minière? La réponse à cette question serait en général « non ». Un traceur lithologique reste un traceur lithologique. Cependant, sur le bassin versant de Thio, un prérequis essentiel a été vérifié par analyse d'images aériennes, à savoir notamment que l'érosion naturelle est significativement inférieure à celle d'origine anthropique (*i.e.* 5 % vs 95 %). De plus, et comme il a été dit précédemment, les autres formes d'érosions anthropiques telles que l'érosion liée aux feux, au surpâturage et au piétinement des cervidés sont minoritaire sur le bassin versant, ce qui conforte l'hypothèse qu'à l'échelle d'un sous-bassin versant minier, ce sont bien les contributions sédimentaires liées à l'exploitation minière qui sont évaluées. De ce fait, utiliser un traceur lithologique est pertinent dans le cas présent.

Le K notamment qui a été étudié tout au long de ce manuscrit présente des caractéristiques utiles pour le traçage sédimentaire, il pourrait être considéré comme « facile d'emploi » car il n'est pas

Objectif 1 : Développement de méthodes de traçage sédimentaire en contexte calédonien

influencé, ni par l'effet granulométrique, ni par l'altération biogéochimique. La fiabilité des prédictions des contributions minières associées à ce paramètre a également été vérifiée et montre qu'une surestimation maximale de 15% des contributions minières doit être prise en compte dans l'interprétation des résultats associés.

Cette méthode déjà très robuste a été améliorée avec l'ajout de paramètres couleurs. C'est en effet l'approche combinant la « couleur » (*i.e.* les paramètres colorimétriques) et la géochimie élémentaire (*i.e.* K, Ca, Ti, b* et C*) qui a fourni la meilleure discrimination des sources (*i.e.* 92,6% de la variance inter-sources expliquée et 100 % des échantillons-sources correctement classés). Cependant, une question subsiste sur ce que discrimine ces quatre paramètres supplémentaires (*i.e.* Ca, Ti, b* et C*). Les résultats obtenus avec cette approche montrent que ces quatre paramètres supplémentaires sont capables de classer correctement le seul affluent drainant en partie des massifs de péridotites non-exploités sur le bassin versant de Thio comme affluent non-minier, ce que n'arrive pas à faire le K seul qui, lui, le considère automatiquement comme un affluent minier. En l'état actuel de l'étude, il n'est pas possible d'interpréter ce résultat. En effet, seul un échantillon de ce type « affluent non-minier sur massifs de péridotites » a pu être analysé, ce qui ne permet pas statistiquement de conclure. De ce fait, cette approche ne doit pas être considérée comme étant capable de discriminer l'érosion anthropique et l'érosion naturelle des massifs de péridotites. Toutefois, une perspective à cette approche serait d'intégrer d'autres échantillons de ce type visant à caractériser l'érosion naturelle des massifs de péridotites. Cependant, une réelle difficulté existe à prélever des laisses de crue sur les bassins versants dont les massifs de péridotites ne sont pas exploités (*e.g.* Todre). La laisse de crue qui a été prélevée dans cette étude est due à l'occurrence d'un glissement terrain en 2015 ; en 2017, aucun dépôt de crue n'a été observé après le passage du cyclone Cook. Cette approche basée sur le K, Ca, Ti, b* et C* a également été évaluée et a montré d'excellents résultats en termes de prédictions des contributions des sources minières avec une surestimation de seulement 7%. C'est donc cette approche qui est à privilégier pour tracer les contributions des sources minières et non-minières. Cependant, celle-ci présente une limite en termes d'application. Elle ne peut pas être appliquée pour modéliser les contributions des sources sur des dépôts de crues anciens (carotte sédimentaire) ; les paramètres colorimétriques se sont en effet révélés non-conservatifs à l'échelle pluri-décennale.

En conclusion, deux approches de traçage sédimentaire se sont révélées pertinentes pour le contexte calédonien : l'approche combinant la géochimie élémentaire et les paramètres colorimétriques pour le traçage de sources sédimentaires au sein de dépôts récents de crue ; et l'approche basée sur la géochimie élémentaire seule pour tracer les contributions des sources sur des dépôts anciens de crue (carotte sédimentaire).

2.Objectif 2 : Traçage des sources sédimentaires sur la rivière Thio pour deux crues récentes

Deux crues décennales ont été étudiées sur le bassin versant de Thio, respectivement celle du 25 février 2015 qui a fait suite à une dépression tropicale et celle du 10 avril 2017 générée par le cyclone Cook. Le traçage sédimentaire mené sur les dépôts de ces deux épisodes de crue a montré que les contributions des sources minières étaient dominantes avec une contribution moyenne de 68 % (SD 25 %) pour la crue de 2015 et de 88 % (SD 8 %) pour celle de 2017. Cette différence en termes de contributions de sources minières s'explique notamment par la variabilité spatiale des précipitations. En effet, les précipitations générées par la dépression tropicale de 2015 se sont principalement localisées sur un sous-bassin versant non-minier, Kouaré, qui a contribué de façon significative en termes d'apports sédimentaires. A l'inverse, les précipitations générées par le cyclone Cook se sont principalement localisées au niveau des mines toujours en activité (Thio Plateau, Camps des Sapins), ce qui explique que les contributions des sources minières estimées sur cet événement aient été supérieures et également moins variables que pour la crue de 2015. Cependant et là encore, une augmentation des contributions en sources non-minières a été observée après la confluence avec l'affluent Kouaré pour la crue de 2017, indiquant que ce sous-bassin versant non-minier pourrait être susceptible de contribuer aux apports sédimentaires de façon systématique. Les mines en activité de Thio Plateau et de Camps des Sapins fourniraient également des apports sédimentaires significatifs. En effet, dans la partie amont, il s'avère que ce n'est pas l'affluent 'Thio amont' (*i.e.* drainant des zones de prospections minières) qui contribue majoritairement aux apports sédimentaires, mais bien l'affluent Koua drainant la mine Camps des Sapins. A l'aval, une augmentation significative a été systématiquement observée après les confluences des affluents drainant la mine de Thio Plateau. Ces informations restent cependant qualitatives et devraient être couplées à une approche quantitative des flux sédimentaires. Ce n'est qu'en couplant ces deux approches qu'il sera réellement possible de déterminer les flux sédimentaires miniers et les flux non-miniers.

3.Objectif 3 : Reconstruire les contributions passées des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio

Ces travaux ont été menés sur une carotte sédimentaire prélevée dans la plaine alluviale du bassin versant de Thio. Ces travaux ont couplé à la fois une approche de traçage sédimentaire et de datation relative pour reconstruire les contributions passées des sources minières sur ce bassin versant selon les phases d'exploitation minière suivantes : pré-mécanisation (*i.e.* 1880-1950), mécanisation

Objectif 3 : Reconstruire les contributions passées des sources sédimentaires sur le bassin versant de Thio

(*i.e.* 1950-1975) et post-mécanisation (*i.e.* 1975-maintenant). Les résultats ont montré que trois unités sédimentaires se distinguaient au sein de la carotte sédimentaire.

Une première unité sédimentaire (*i.e.* 111,5 - 160 cm de profondeur) a pu être associée aux années avant 1950 (*i.e.* pré-mécanisation). Les contributions des sources minières au sein de cette unité ont été estimées à 59 % (SD 5 %). Cependant, et comme il n'a pas été possible de déterminer l'âge des couches de l'ensemble du profil sédimentaire, des précautions en termes d'interprétation doivent être prises plus spécifiquement pour cette unité sédimentaire. En effet, et comme il a été dit précédemment, le K ne discrimine pas l'érosion naturelle de l'érosion anthropique des massifs de péridotites, il n'est donc pas possible de discriminer le fond géochimique au sein de cette unité et donc de délimiter quand l'impact de l'activité minière a débuté. Cette moyenne de contribution en sources minières (59 %, SD 5 %) doit donc être interprétée comme un critère qualitatif à partir duquel on peut estimer l'impact de la mécanisation de l'activité minière. En l'occurrence, cet impact est caractérisé dans la seconde unité sédimentaire (*i.e.* 65-111,5 cm, 1950-1990) où les contributions moyennes en sources minières augmentent et atteignent 77 % (SD 14 %), soit une augmentation moyenne de 18% avant 1950 et après 1950. Cette augmentation retranscrit l'amplification des processus érosifs induite par l'augmentation des surfaces exploitées (multipliées par 4 entre 1950 et 1975) et des pistes minières (multipliées par 13) au cours de cette période sur le bassin versant de Thio. Cette mécanisation s'est également accompagnée d'une forte augmentation des stériles miniers (multipliés par 6 entre 1950 et 1975 ; ~ 30 millions de tonnes). En l'absence de réglementations environnementales, ces stériles miniers ont été stockés pendant plusieurs décennies sur les flancs de montagne. Cependant, un cyclone particulièrement intense, le cyclone Alison (1975), a entraîné le transfert vers l'aval de ces stériles miniers dans les cours d'eau du bassin versant. Ce point de basculement a été observé au sein de la carotte sédimentaire. Il est situé à 84 cm de profondeur et se caractérise par la plus forte contribution des sources minières estimée sur l'ensemble du profil sédimentaire (97 %). Depuis 1975 et de façon concomitante au cyclone Alison, un ensemble de réglementations environnementales a été introduit pour réduire la pollution sédimentaire générée par l'exploitation minière. Cependant, les contributions minières estimées au sein de l'unité 3 (*i.e.* 0-65 cm de profondeur, 1990-2015) n'indiquent pas une diminution des contributions minières mais plutôt une stabilisation de ces dernières autour de 80 % (SD 4 %). Cependant, il est probable que l'effet de ces réglementations soit masqué par les contributions des sources minières passées (mines abandonnées) et notamment le transfert vers l'aval toujours en cours de ces stériles miniers d'après Garcin *et al.* (2018). L'approche de traçage sédimentaire ne permet néanmoins pas de discriminer les contributions passées et actuelles des sources minières. De plus, cette étude n'a été réalisée que sur un profil sédimentaire. Au vu des résultats obtenus au chapitre 6, une variabilité certaine en termes de dépôts existe au niveau

de la plaine alluviale. Il conviendrait donc de réaliser plusieurs autres carottages afin de pouvoir obtenir réellement un profil moyen des contributions des sources passées. Le traçage sédimentaire s'avère cependant être un outil efficace et celui-ci pourrait être utilisé pour évaluer l'efficacité à long terme des aménagements et des projets de réhabilitation (e.g. revégétalisation) visant à réduire les apports sédimentaires.

4.Objectif 4 : Traçage des sources sédimentaires appliqué à d'autres bassins versants miniers calédoniens

Ce dernier objectif a consisté à tester l'applicabilité de l'approche de traçage sédimentaire basée sur la géochimie élémentaire à d'autres bassins versants miniers calédoniens : Kouaoua, Ouenghi, Tontouta et Ngoye. Des carottes sédimentaires ont été collectées dans la plaine alluviale de ces différents bassins versants. Les résultats de cette étude ont montré que l'approche basée sur le K était efficace sur le bassin versant de Kouaoua. En effet et de façon similaire à ce qui a été observé sur le bassin versant de Thio, l'approche basée sur le K a mis en évidence l'occurrence de 3 unités sédimentaires au sein des deux carottes sédimentaires prélevées sur ce bassin versant. Ces trois unités traduisent notamment l'évolution progressive des contributions des sources minières : (1) une phase de stabilisation où les contributions des sources minières sont minoritaires (*i.e.* <50 %) puis (2) première phase d'augmentation des contributions de ces dernières (~57 %) et enfin (3) une seconde phase d'augmentation où ces dernières atteignent ~70 % (*i.e.* moyenne sur les deux profils sédimentaires). Cette augmentation des contributions en sources minières constatée sur ces deux profils sédimentaires peut être interprétée comme les premiers signes indicateurs d'un changement de dynamique sédimentaire. De plus, l'occurrence d'un point de basculement observé dans un des deux profils sédimentaires renforce cette idée et donne une indication fondamentale sur l'origine de cette perturbation. En effet, les pratiques minières visant à accumuler les stériles miniers sur les flancs de montagnes durant la période de mécanisation (*i.e.* 1950-1975) se sont appliquées à l'ensemble des bassins versants miniers de l'archipel ; et, c'est une série de cyclones (Colleen en 1969, Alison en 1975, Gyan en 1981, Anne en 1988) qui s'est abattue sur l'ensemble de l'archipel et qui a mené à leurs déversements dans les cours d'eau. Ce point de basculement caractérise donc particulièrement l'impact de l'activité minière et ce, sur les différents bassins versants miniers de l'archipel. Pour les bassins versants de Ouenghi, Tontouta et Ngoye, l'approche de traçage sédimentaire ne s'est pas révélée applicable. En effet, le K est un traceur lithologique discriminant les contributions sédimentaires liées à l'érosion des massifs de péridotites et des formations volcano-sédimentaires. Or, les bassins versants de Ouenghi, Tontouta et Ngoye sont presque intégralement recouverts de massifs de péridotites ce qui n'offre pas un contraste lithologique suffisant pour avoir une variabilité

significative des teneurs en K au sein de ces profils sédimentaires. De ce fait et sur ces profils, aucune tendance ne se dégage ; seule la signature « massifs de péridotites » est observable sans qu'il soit possible de distinguer entre le fond géochimique et les contributions sédimentaires liées aux activités minières. Ce résultat traduit donc que cette approche de traçage sédimentaire ne peut être appliquée que sur des bassins versants présentant un contraste lithologique suffisant à l'image de ce que l'on peut observer sur le bassin versant de Thio ou le bassin versant de Kouaoua.

5. Conclusions et perspectives générales

L'or vert comme est nommé le nickel a été à l'origine du développement économique de la Nouvelle-Calédonie. Cependant, les profits générés par l'exploitation minière notamment pendant la période de mécanisation et le « Boom du nickel » (*i.e.* 1967-1973) laissent place aujourd'hui à une pollution sédimentaire sans précédent dans les cours d'eau calédoniens, menaçant directement les populations locales vivant sur ces bassins versants miniers (*e.g.* inondations, pollutions aux métaux lourds). L'objectif de cette thèse visait à « quantifier » l'impact de l'activité minière sur l'hyper-sédimentation des cours d'eau et l'envasement d'un lagon de Nouvelle-Calédonie. L'approche couplant à la fois le traçage sédimentaire des lithologies et la télédétection spatiale visant à spécifiquement identifier les surfaces d'érosion naturelle et d'érosion anthropique sur les massifs de péridotites s'est avérée pertinente pour discriminer les contributions des sources minières et non-minières sur le bassin versant de Thio à la fois spatialement et temporellement. Au vu des résultats obtenus, il ne fait aucun doute que les activités minières sont responsables de l'hyper-sédimentation des cours d'eau de ce bassin versant. Le point de basculement observé dans le profil sédimentaire illustre le changement majeur de dynamique sédimentaire qui s'est produit en 1975 (cyclone Alison) sur ce bassin versant suite au déversement des stériles miniers dans les cours d'eau. Ce résultat met en évidence le décalage temporel qu'il peut y avoir entre la production de ces stériles miniers (*i.e.* entre 1950-1975) et leurs répercussions sur l'environnement (*i.e.* après 1975). La question qui se pose alors est de savoir dans quelle mesure l'héritage minier impacte encore les cours d'eau calédoniens : quelles proportions de contributions minières passées et actuelles trace-t-on ? Cette question est essentielle et soulève de nombreuses interrogations quant aux responsabilités actuelles et futures des industries minières. Le principe du « pollueur-payeur » indique que c'est aux industries minières de payer pour les pollutions qu'ils génèrent depuis 1975. Cependant, à partir de quand considère-t-on qu'il y a une pollution, lors de son émission (*i.e.* la production de ces stériles miniers, avant 1975) ou lors de son impact réel sur l'environnement (*i.e.* après 1975) ? Cette question est au centre de nombreuses tensions opposant les acteurs miniers et les populations locales qui sont confrontées quotidiennement à cette pollution sédimentaire (*e.g.* inondation, pollution de l'eau, amiante). De ce

Conclusion générale

fait, discriminer ces contributions minières passées et actuelles devrait être envisagé comme une perspective de recherches. L'approche de traçage sédimentaire telle qu'elle a été conçue dans cette étude s'est attachée à discriminer « basiquement » les sources minières et non-minières et ne permet donc pas de répondre à cette question. Cependant, certains résultats obtenus dans cette étude pourraient fournir des pistes de recherches. Certains échantillons prélevés sur les affluents drainant les mines abandonnées se différencient de ceux drainant des « mines actives » par des teneurs en Th et K plus élevées (Figure 7.1). Or, d'après le chemin d'altération théorique établi par Sevin (2014), ces échantillons auraient une signature correspondante aux latérites rouges et de cuirasses ce qui pourrait correspondre à la signature des stériles miniers « passés ». Les stériles miniers produits par les activités minières actuelles sont bien évidemment de même nature. Cependant, depuis 1975, les industries minières ont pour obligation de les mettre en versées. De ce fait, ces derniers doivent significativement moins contribuer aux apports sédimentaires. Cette hypothèse pourrait être étayée par le développement d'une approche de traçage sédimentaire visant à considérer deux sources minières, *i.e.* sources minières passées et actuelles en se basant sur ces radionucléides géogéniques.

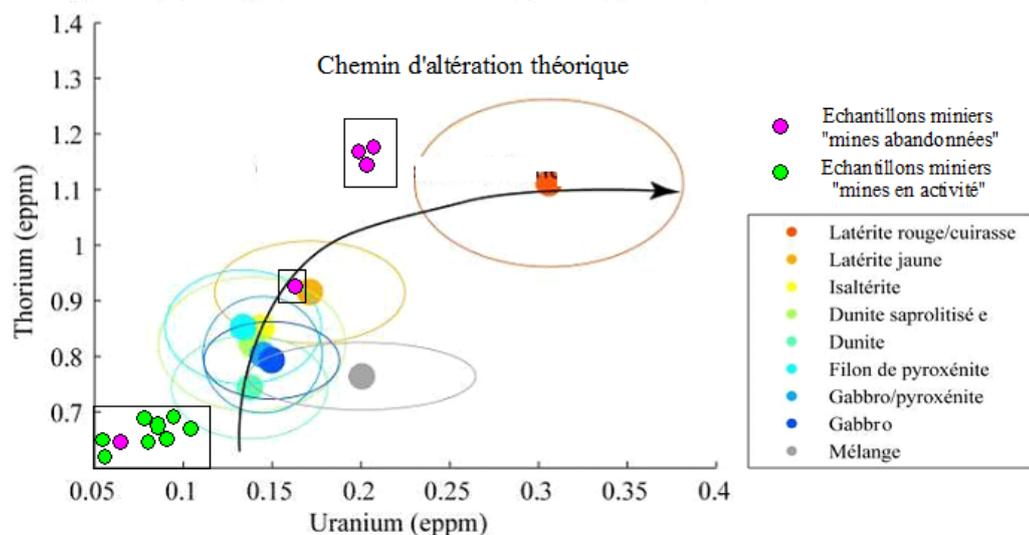


Figure 7.1 : Localisation des échantillons miniers sur le chemin d'altération théorique en fonction des teneurs en Th et K (adapté de Sevin (2014))

Une autre perspective à ces travaux serait comme il a été dit précédemment de coupler cette approche (*i.e.* traçage sédimentaire, télédétection spatiale) à une approche quantitative des flux sédimentaires. Une estimation des flux sédimentaires et notamment ceux minières décrits comme majoritaires pour les crues de 2015 et 2017 est nécessaire pour pouvoir suivre l'évolution de la dynamique sédimentaire d'un bassin versant. A titre d'exemple, une progradation du delta a été observée sur le bassin versant de Thio depuis le début de l'activité minière en 1880 (Schneider *et al.*,

Conclusions et perspectives générales

2018). Or, cette zone concentre de nombreux enjeux puisque c'est dans cette zone que l'essentiel de la population réside ; or celle-ci doit faire face à des inondations régulières. Estimer les flux sédimentaires miniers et leurs tendances sur le long terme permettrait d'expliquer l'évolution de ce delta et fournirait notamment des informations quant à la prise de décision qui s'impose pour protéger ces populations. Il serait donc souhaitable que cette approche couplant traçage sédimentaire – télédétection spatiale et estimations des flux sédimentaire fasse l'objet d'un travail approfondi étant donné l'importance des résultats qu'elle pourrait fournir.

Enfin, le bassin versant de Thio ne s'est pas révélé représentatif de l'ensemble des bassins versants miniers présents sur l'archipel. La contrainte associée à l'usage d'un traceur lithologique est qu'un contraste lithologique significatif doit être observé sur le bassin versant d'étude. Or, les bassins versants miniers présents dans le Sud de l'archipel ne répondent pas à cette caractéristique (Figure 7.2). D'autres traceurs pourraient cependant être envisagés comme l'ADN. En effet, les massifs de péridotites exploités se caractérisent par un type de végétation spécifique : les maquis miniers. Ces derniers apparaissent notamment suite au défrichement des zones minières. Cette caractéristique spécifique pourrait être éventuellement utilisée pour discriminer les contributions sédimentaires d'origine minière sur ces bassins versants et à plus large échelle sur l'ensemble des bassins versants miniers calédoniens. Cependant, d'autres bassins versants miniers calédoniens présentant un contraste lithologique suffisant, *i.e.* où la proportion de massifs de péridotites reste minoritaire (≤ 50 % de la superficie du bassin versant) pourraient d'ores et déjà bénéficier des approches de traçage sédimentaires développées dans cette étude (Figure 7.2).

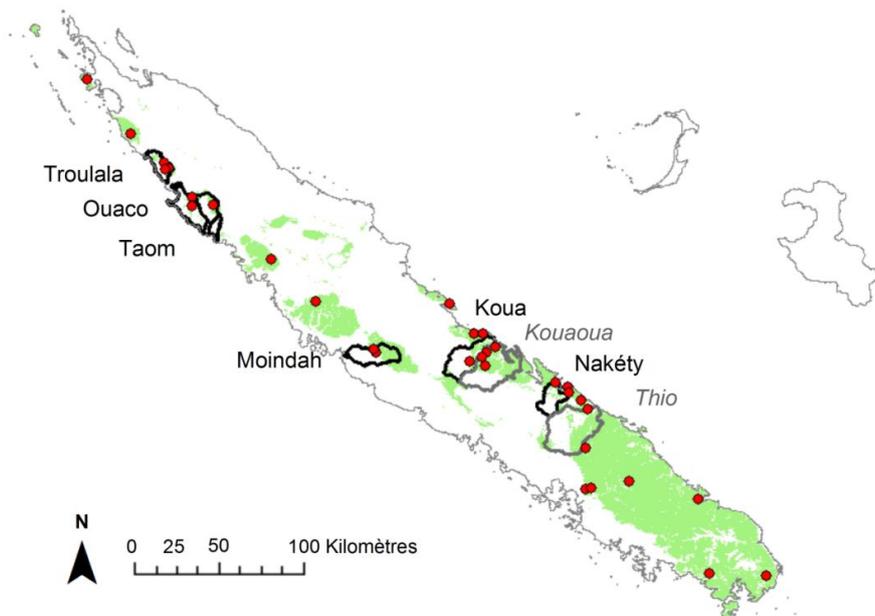


Figure 7.2 : Zones d'applicabilité potentielle des méthodes de traçage sédimentaire sur la Grande Terre

Conclusion générale

Enfin et à une échelle plus vaste, ces approches de traçage sédimentaires couplée à de la télédétection spatiale pourraient être étendues à d'autres régions du monde où sont présentes des mines de nickel comme l'Australie, le Brésil, la République dominicaine, Cuba, les Philippines ou encore l'Indonésie (Figure 7.3).

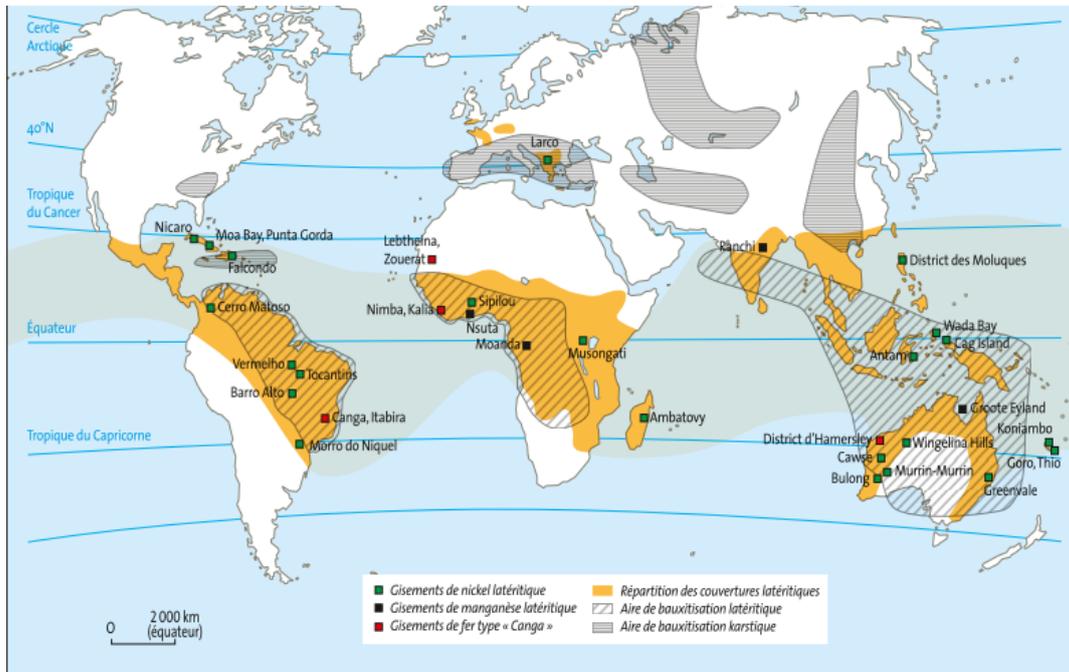


Figure 7.3 : Zones d'applicabilité potentielle des méthodes de traçage sédimentaire développées sur l'archipel calédonien dans le monde (Sevin, 2014)

6. Références bibliographiques

Garcin, M., Richard, D., Liébault, F., Recking, A., Piton, G., Sabinot, C., Worliczek, E., Lesimple, S., Bertrand, M., Gastaldi, Y., (2018) Gestion du passif de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie. Guide méthodologique 2018. CNRT "Nickel et son environnement".

Schneider, L., Lejot, J., Mialhe, F., Landon, N., Jacob-Rousseau, N., Rouet, I., Navratil, O. (2018) The Thio River'S delta: A biogeomorphological recorder of the mining activities in New-Caledonia since 1870.

Sevin, B., (2014) Cartographie du régolithe sur formation ultrabasique de Nouvelle-Calédonie: Localisation dans l'espace et le temps des gisements nickélifères. Nouvelle Calédonie.

Tableaux et Tables

Tableau 1.1 : Principaux sols recensés sur la Grande Terre selon le climat, la nature de la roche-mère et la topographie.....	23
Tableau 2.1 : Synthèse des différentes sources en particules fines et lithologies associées sur le bassin versant de Thio.....	60
Tableau 2.2 : Incertitudes associées des différents éléments géochimiques analysés par fluorescence X	69
Tableau 2.3 : Tableau récapitulatif des analyses menées pour l'étude du bassin versant de Thio	73
Tableau 2.4 : Tableau récapitulatif des analyses menées pour l'étude des bassins versants de Kouaoua, Tontouta, Ouenghi et Ngoye.....	74
Table 3.1 : Fallout radionuclide activities and geogenic radionuclide contents in the <2 mm and <63 µm fractions of sediment sources and Thio River sediment	92
Table 3.2 : Results of Mann-Whitney U test and the DFA used to identify the optimum tracer combination to differentiate sources supplying sediment to the Thio River for the <2 mm particle size fraction with the geogenic approach and for the <63 µm particle size fraction	99
Table 3.3 : Source contributions calculated by both approaches using gamma spectrometry or X-Ray Fluorescence measurements for sediment deposited during the flood of February 25, 2015	101
Table 3.4 : Source contributions calculated by both approaches using gamma spectrometry or X-Ray Fluorescence measurements for sediment deposited during the flood of February 25, 2015	102
Table 4.1 : Geochemical element contents and colour parameter value in the <63 µm fraction of sediment sources and Thio River sediment; results of Mann-Whitney U test and individual DA used to identify the potential tracers to differentiate sources supplying sediment.....	124
Table 4.2 : Results of the DFA used to identify the optimum tracer combination to differentiate sources supplying sediment to the Thio River	126
Table 4.3 : Source contributions calculated by FDS-PLSR, 'geochemistry' and 'colour + geochemistry' approaches for sediment deposited during the flood of February 25, 2015.....	135
Table 5.1 : Grain size parameters and percentage of grain size fractions in the sediment sources and the sediment core	162
Table 5.2 : Geochemical element contents in the sediment sources and the sediment core (<63 µm fraction).....	163
Table 5.3 : Results of Mann-Whitney U test and the DFA used to identify the optimum geochemical tracer combination to differentiate sediment sources in the sediment core (<63 µm fraction)	163

Conclusion générale

Table 5.4 : Chronology of cyclonic events over the period 1952-2017.....	166
--	-----

ANNEXES

ANNEXE A – Chapitre 2

Table A1 : Proportions des sources minières et non-minières au sein des mélanges artificiels

	Proportions en sources minières (%)	Proportions en sources non-minières (%)
M1	0	100
M2	5	95
M3	10	90
M4	15	85
M5	20	80
M6	25	75
M7	30	70
M8	35	65
M9	40	60
M10	45	55
M11	50	50
M12	55	45
M13	60	40
M14	65	35
M15	70	30
M16	75	25
M17	80	20
M18	85	15
M19	90	10
M20	95	5
M21	100	0

Figure A1 : Frise chronologique retraçant les différentes étapes de la calibration de l'ED-XRF

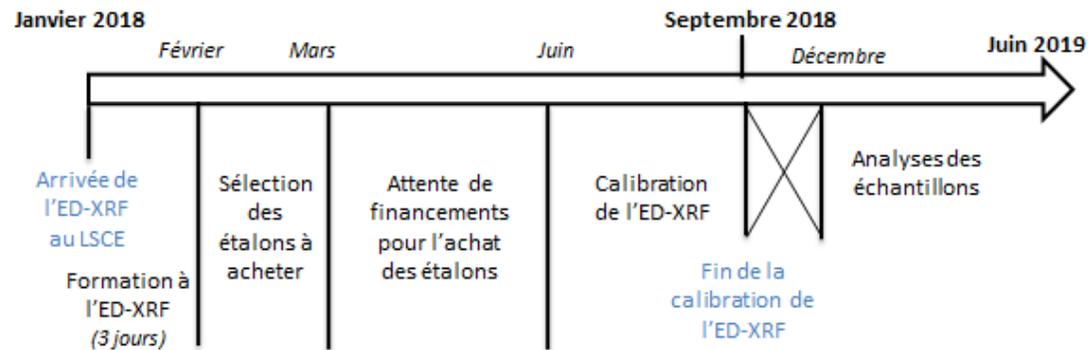
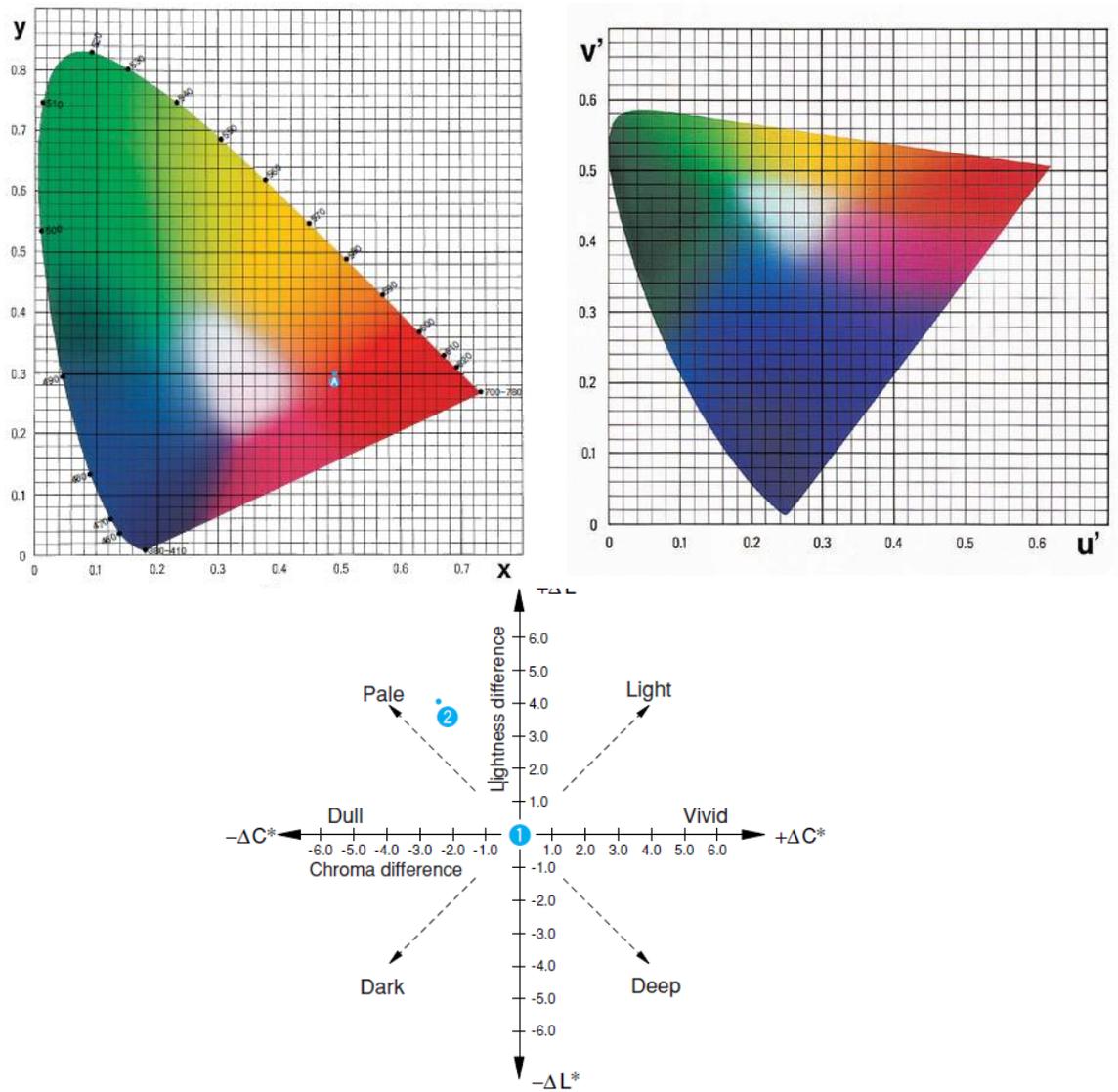


Tableau A2 : Paramètres de la calibration et incertitudes associées de l'ED-XRF

Channel	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Ni	Ti	Zn
K factor	0.28684	0.17695	0.05096	0.00684	0.14539	0.16435	0.38909	0.02293	0.03751	0.04907	0.01554
RMS	6233 ppm	4052 ppm	394 ppm	22,4 ppm	4244 ppm	2110 ppm	14126 ppm	127 ppm	244 ppm	326 ppm	53,7 ppm
Correlation	0.95	0.99	1.00	0.98	1.00	0.98	0.99	1.00	1.00	0.99	0.90
Concentration range (ppm)	3494 - 5853	236 - 111100	11,6- 78546	5,8 - 447	20080 - 469900	83- 27229	2834 - 423335	234,5 - 17503	3 - 12300	96- 8392	48,9 - 425
Relative RMS (%)	20.1	7.28	1	9.88	1.73	15.45	6.63	1.43	3.96	7.68	22.66
Matrix Correction model	FP	FP	FP	FP	FP	FP	FP	FP	FP	FP	FP
D Value	0.031828	-0.01895	-0.0021	0.000406	0.082247	-0.00283	-0.11289	0.000836	0.002719	-0.02059	0.006733
E Value	0.017147	0.008248	0.004998	0.003818	0.002555	0.012396	0.047665	0.003318	0.004104	0.005298	0.00191
F Value	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sensitivity (cps/ppm)	0,00583	0,0121	0,0200	0,0262	0,0391	0,00807	0,00210	0,0301	0,0244	0,0189	0,0523

Figure A2 : Description des espaces couleurs (Source : Konica Minolta)



ANNEXE B – Chapitres 3 et 4

Données brutes

Tableau B1 : Activités des radionucléides issus des retombées atmosphériques et des teneurs en radionucléides géogéniques au sein des sources minières (SM), des sources non-minières (SNM) et des sédiments de rivières (SED) sur les fractions <2 mm et <63 µm

ID	Types	Campagnes	Latitude (Sud)	Longitude (Est)	Fraction <2 mm					Fraction <63 µm				
					¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹)	²¹⁰ Pb _{xs} (Bq.kg ⁻¹)	U (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Th (mg.kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹)	²¹⁰ Pb _{xs} (Bq.kg ⁻¹)	U (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Th (mg.kg ⁻¹)
TLA773	SM	2015	21.62640	166.20379	< LD	12	0.09	9	0.16	0.3	22	0.09	15.40	0.21
TLA775	SM	2015	21.63746	166.19422	0.3	2	0.07	10	0.09	0.1	2	0.06	14.80	0.11
TLA778	SM	2015	21.77189	166.13664	< LD	< LD	0.04	23	0.08	0.2	2	0.06	35.00	0.15
TLA779	SM	2015	21.77022	166.12863	0.1	2	0.05	55	0.19	0.2	3	0.05	40.60	0.16
TLA784	SM	2015	21.72686	166.10974	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
TLA787	SM	2015	21.71657	166.12170	< LD	1	0.09	150	0.40	0.0	0	0.09	175.83	0.46
TLA798	SM	2015	21.68994	166.14111	< LD	2	0.16	146	0.84	0.3	4	0.22	182.79	1.19
TLA799	SM	2015	21.68175	166.14334	0.3	4	0.18	161	1.02	0.1	3	0.22	154.47	1.17
TLA800	SM	2015	21.67580	166.16166	0.6	< LD	0.08	16	0.20	0.7	5	0.08	29.03	0.30
TLA801	SM	2015	21.67549	166.16167	0.1	3	0.05	6	0.14	0.3	7	0.08	12.13	0.22
TLA802	SM	2015	21.67120	166.15664	< LD	3	0.13	120	0.59	0.6	4	0.17	165.40	0.91
TLA809	SM	2015	21.64074	166.17860	0.3	2	0.10	60	0.36	0.4	1	0.10	50.89	0.35
TLA810	SM	2015	21.63326	166.17433	< LD	< LD	0.09	9	0.00	< LD	2	0.05	14.51	0.11
TLT818	SM	2015	21.75921	166.07197	0.4	4	0.50	597	2.26	0.7	13	0.44	474.21	2.35
TLT1996	SM	2017	21.75044	166.08777	< LD	2	0.2	179	0.7	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1210	SM	2017	21.75942	166.07175	0.4	4	0.4	555	2.2	ND	ND	ND	ND	ND
TLA 793	SNM	2015	21.68566	166.08899	0.3	4	1.10	1 165	5.54	< LD	7	1.20	1 006.01	6.36

Annexes

ID	Types	Campagnes	Latitude (Sud)	Longitude (Est)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹)	²¹⁰ Pb _{xs} (Bq.kg ⁻¹)	U (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Th (mg.kg ⁻¹)	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹)	²¹⁰ Pb _{xs} (Bq.kg ⁻¹)	U (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Th (mg.kg ⁻¹)
TLA797	SNM	2015	21.69385	166.10928	1.2	34	1.50	1 191	6.77	< LD	13	1.25	1 175.34	6.30
TLA821	SNM	2015	21.74392	166.0896	1.0	9	1.32	1 349	6.64	0.8	44	1.23	1 091.94	7.61
TLA823	SNM	2015	21.65862	166.14829	0.7	5	1.52	1 239	7.49	1.7	23	1.27	1 272.07	7.87
TLA824	SNM	2015	21.64299	166.13227	0.3	< LD	1.19	943	5.66	0.5	8	1.49	1 369.68	8.39
TLA805	SNM	2015	21.64242	166.15904	< LD	< LD	1.55	1 315.70	7.89	ND	ND	ND	ND	ND
TLA1197	SNM	2017	21.74358	166.08910	0.3	6	1.2	1 730	6.6	ND	ND	ND	ND	ND
TLA1198	SNM	2017	21.74402	166.08960	0.4	14	1.2	1 542	6.6	ND	ND	ND	ND	ND
TLT789	SED	2015	21.69902	166.12586	0.2	9	0.19	198	1.01	0.2	7	0.24	209.33	1.01
TLT803	SED	2015	21.65746	166.16640	0.7	10	0.55	482	2.58	0.7	18	0.60	511.34	3.19
TLT804	SED	2015	21.65805	166.16651	0.3	4	0.44	495	2.36	0.5	8	0.77	785.27	3.83
TLT807	SED	2015	21.64553	166.17223	1.1	6	1.16	804	5.18	1.0	20	0.95	924.04	5.66
TLT808	SED	2015	21.64610	166.17232	0.7	16	0.43	535	2.85	< LD	11	0.93	915.11	4.56
TLT813	SED	2015	21.60394	166.22689	0.6	7	0.36	442	1.80	1.0	11	0.50	516.19	2.55
TLT814	SED	2015	21.61466	166.21505	0.4	6	0.30	309	1.48	0.4	9	0.34	271.18	1.69
TLT815	SED	2015	21.60688	166.23283	1.0	12	0.33	477	1.77	1.2	24	0.39	580.54	2.25
TLT816	SED	2015	21.63782	166.19655	0.2	< LD	0.38	344	1.61	0.3	< LD	0.39	339.00	1.91
TLT820	SED	2015	21.74383	166.09059	< LD	4	0.17	159	0.58	< LD	6	0.23	197.94	0.81
TLT825	SED	2015	21.66903	166.14495	1.3	18	1.22	935	5.60	1.3	28	1.07	1 031.79	6.14
TLT1199	SED	2017	21.74466	166.09006	< LD	3	0.2	177	0.6	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1200	SED	2017	21.74380	166.09099	0.1	3	0.2	169	0.6	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1201	SED	2017	21.69941	166.12562	0.0	2	0.2	221	0.8	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1202	SED	2017	21.67032	166.14741	0.3	8	0.4	429	2.0	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1203	SED	2017	21.65750	166.16629	0.3	11	0.3	273	1.5	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1204	SED	2017	21.63616	166.19637	0.5	15	0.4	375	2.1	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1205	SED	2017	21.61467	166.21512	0.3	8	0.3	304	1.6	ND	ND	ND	ND	ND
TLT1212	SED	2017	21.60629	166.22083	0.3	8	0.3	285	1.2	ND	ND	ND	ND	ND

Tableau B2 : Teneurs en éléments géochimiques au sein des sources minières (SM), des sources non-minières (SNM) et des sédiments de rivières (SED) sur la fraction <63 µm

ID	Types	Campagnes	Mg (mg.kg ⁻¹)	Si (mg.kg ⁻¹)	Ca (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Ti (mg.kg ⁻¹)	Cr (mg.kg ⁻¹)	Mn (mg.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	Ni (mg.kg ⁻¹)	Al (mg.kg ⁻¹)	Cu (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)
TLA773	SM	2015	106796	138198	688	250	222	10789	4157	255931	14888	7784	25	209
TLA775	SM	2015	81012	172809	600	109	150	10312	4805	226693	17197	7757	28	204
TLA778	SM	2015	202680	179201	1267	183	20	2162	1277	78540	3622	3891	35	98
TLA779	SM	2015	200074	183470	928	277	44	1832	1305	74872	3601	4069	0	108
TLA784	SM	2015	66415	212319	3208	2395	909	11904	1892	139101	4908	17134	22	169
TLA787	SM	2015	27067	186524	14985	1721	5940	2520	1601	92110	2227	70779	60	91
TLA798	SM	2015	139485	199233	3227	1678	698	5416	2534	123955	5136	18810	40	123
TLA799	SM	2015	134559	196526	3071	1428	777	5071	2735	138723	5741	18778	28	224
TLA800	SM	2015	24383	52098	297	81	45	5862	1269	85186	3284	5206	11	191
TLA801	SM	2015	120356	167644	1181	89	320	9082	3653	222637	11018	10514	5	107
TLA802	SM	2015	96789	179132	1650	1746	1111	12168	2745	171889	8736	20849	14	196
TLA809	SM	2015	81837	171082	1347	620	624	17682	3939	221295	10725	14934	34	166
TLA810	SM	2015	111148	150321	549	95	123	11840	4627	247193	12217	6949	12	128
TLT818	SM	2015	16194	223397	11984	6464	4949	5838	1171	62542	572	51135	52	93
TLT1996	SM	2017	147322	208299	2958	2340	955	4575	1178	78930	3270	17830	12	107
TLT1210	SM	2017	26253	230158	11759	7030	5663	2631	1607	83158	950	61147	48	126
TLA 793	SNM	2015	11526	281049	7455	12300	5069	378	957	55331	205	67194	39	124
TLA797	SNM	2015	7158	270647	7739	13598	4525	186	2276	47707	191	50637	43	124
TLA821	SNM	2015	6502	230237	10458	15378	5850	117	1126	52500	90	66246	45	127
TLA823	SNM	2015	33295	269605	4824	15798	5095	758	1265	59982	647	77757	26	122
TLA824	SNM	2015	36709	254442	4524	15436	4452	1229	1085	59517	699	71800	39	118
TLA805	SNM	2015	23967	196329	21074	5761	6962	2872	2532	119471	909	62762	87	128
TLA1197	SNM	2017	5239	266729	8908	17440	5979	45	1197	49621	59	69960	61	129
TLA1198	SNM	2017	5986	263493	9306	16438	5633	64	1073	50220	62	66698	56	130

Annexes

ID	Types	Campagnes	Mg (mg.kg ⁻¹)	Si (mg.kg ⁻¹)	Ca (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Ti (mg.kg ⁻¹)	Cr (mg.kg ⁻¹)	Mn (mg.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	Ni (mg.kg ⁻¹)	Al (mg.kg ⁻¹)	Cu (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)
TLT789	SED	2015	141179	193975	3919	2266	1361	3390	1434	89373	3623	21338	20	125
TLT803	SED	2015	89872	224141	5041	5989	3021	3088	2019	107641	3958	46161	67	120
TLT804	SED	2015	64925	226375	4446	8944	3110	5018	1677	89011	2811	48734	38	124
TLT807	SED	2015	44034	237130	6290	10400	4401	2131	1753	84216	2109	63888	56	129
TLT808	SED	2015	84945	210449	6517	4438	2505	3538	1855	101631	4394	36653	42	140
TLT813	SED	2015	79063	222952	4503	6056	2651	5297	2652	126870	5247	44053	53	149
TLT814	SED	2015	90567	211503	3881	3121	1847	8836	3015	167437	7697	33605	ND	165
TLT815	SED	2015	78554	220667	6897	6553	3243	4122	3248	154710	6509	48472	54	136
TLT816	SED	2015	110820	220561	5145	3516	2285	6986	2365	133449	5730	36956	19	153
TLT820	SED	2015	139683	209494	4373	2194	1032	4526	1237	76065	3029	19225	18	106
TLT825	SED	2015	41920	249475	7085	11904	5025	1012	1487	69961	1291	68479	47	131
TLT1199	SED	2017	148182	206333	3255	2842	968	4687	1286	81128	3420	20463	28	118
TLT1200	SED	2017	141409	205599	3383	2413	1195	4419	1315	82505	3308	22587	29	112
TLT1201	SED	2017	133266	211395	5051	3049	1326	8887	1346	93171	3364	24801	26	127
TLT1202	SED	2017	102073	217128	4655	5437	2242	4458	1457	85511	3002	35684	27	125
TLT1203	SED	2017	119712	199776	3318	3909	1662	4379	1838	103303	4552	29399	43	125
TLT1204	SED	2017	105157	196153	3904	4025	2017	4629	2069	118827	5117	33091	29	126
TLT1205	SED	2017	90331	197851	3694	4516	2057	6437	2601	135867	5805	36604	43	139
TLT1212	SED	2017	99542	201211	4297	3809	1837	7825	2374	134159	6157	31535	35	129

Tableau B3 : Mesures des paramètres colorimétriques au sein des sources minières (SM), des sources non-minières (SNM) et des sédiments de rivières (SED) sur la fraction <63 µm

ID	Types	Campagnes	L*	a*	b*	C*	h	x	y	z	L	a	b	u*	v*	u'	v'
TLA773	SM	2015	38.9	14.4	30.8	34.0	65.0	0.5	0.4	0.1	32.6	10.8	15.0	33.6	28.4	0.3	0.5
TLA775	SM	2015	39.5	14.8	31.0	34.3	64.4	0.5	0.4	0.1	33.1	11.3	15.2	34.5	28.6	0.3	0.5
TLA778	SM	2015	49.5	4.5	18.8	19.3	76.4	0.4	0.4	0.2	42.4	3.6	11.9	16.0	22.1	0.2	0.5
TLA779	SM	2015	51.2	5.4	19.9	20.6	74.9	0.4	0.4	0.2	44.1	4.3	12.7	17.9	23.4	0.2	0.5
TLA784	SM	2015	37.7	10.1	23.3	25.4	66.5	0.4	0.4	0.2	31.5	7.4	12.2	24.3	23.0	0.2	0.5
TLA787	SM	2015	42.6	8.4	25.0	26.4	71.4	0.4	0.4	0.2	35.9	6.4	13.8	23.5	26.1	0.2	0.5
TLA798	SM	2015	42.9	8.2	21.4	22.9	69.0	0.4	0.4	0.2	36.2	6.2	12.3	21.6	22.9	0.2	0.5
TLA799	SM	2015	43.0	9.6	23.5	25.4	67.8	0.4	0.4	0.2	36.3	7.3	13.2	24.6	24.6	0.2	0.5
TLA800	SM	2015	33.1	13.2	27.1	30.2	64.1	0.5	0.4	0.1	27.6	9.4	12.6	29.0	23.8	0.3	0.5
TLA801	SM	2015	39.7	13.1	28.6	31.4	65.4	0.4	0.4	0.1	33.3	9.9	14.5	31.1	27.3	0.3	0.5
TLA802	SM	2015	40.0	11.2	25.7	28.1	66.5	0.4	0.4	0.2	33.5	8.4	13.5	27.3	25.5	0.3	0.5
TLA809	SM	2015	37.7	12.5	27.2	29.9	65.3	0.4	0.4	0.2	31.5	9.3	13.6	29.2	25.6	0.3	0.5
TLA810	SM	2015	42.1	14.5	31.0	34.2	64.9	0.5	0.4	0.1	35.4	11.2	15.8	34.7	29.6	0.3	0.5
TLT818	SM	2015	39.9	5.6	19.0	19.8	73.7	0.4	0.4	0.2	33.4	4.1	10.8	16.5	20.5	0.2	0.5
TLT1996	SM	2017	47.9	4.3	20.3	20.8	78.0	0.4	0.4	0.2	40.8	3.4	12.5	16.3	23.5	0.2	0.5
TLT1210	SNM	2017	40.9	5.1	18.7	19.4	74.7	0.4	0.4	0.2	34.4	3.8	10.8	15.9	20.5	0.2	0.5
TLA 793	SNM	2015	48.9	7.3	23.4	24.5	72.6	0.4	0.4	0.2	41.9	5.8	14.1	22.1	26.2	0.2	0.5
TLA797	SNM	2015	44.9	4.0	17.8	18.2	77.3	0.4	0.4	0.2	38.0	3.0	10.8	14.3	20.4	0.2	0.5
TLA821	SNM	2015	40.5	4.8	16.5	17.2	73.7	0.4	0.4	0.2	34.0	3.5	9.7	14.5	18.3	0.2	0.5
TLA823	SNM	2015	51.0	5.4	21.3	21.9	75.7	0.4	0.4	0.2	43.9	4.3	13.4	18.6	24.8	0.2	0.5
TLA824	SNM	2015	49.7	5.3	21.0	21.6	75.7	0.4	0.4	0.2	42.6	4.2	13.0	18.2	24.3	0.2	0.5
TLA805	SNM	2015	46.5	4.9	19.1	19.8	75.6	0.4	0.4	0.2	39.6	3.8	11.7	16.4	22.0	0.2	0.5
TLA1197	SNM	2017	45.7	5.3	18.3	19.1	73.7	0.4	0.4	0.2	38.7	4.1	11.2	16.6	20.8	0.2	0.5
TLA1198	SNM	2017	44.3	5.6	18.9	19.7	73.5	0.4	0.4	0.2	37.5	4.3	11.3	17.1	21.2	0.2	0.5

Annexes

ID	Types	Campagnes	L*	a*	b*	C*	h	x	y	z	L	a	b	u*	v*	u'	v'
TLT789	SED	2015	42.5	6.5	21.0	22.0	72.9	0.4	0.4	0.2	35.8	4.9	12.1	19.0	22.8	0.2	0.5
TLT803	SED	2015	42.2	7.3	21.9	23.0	71.5	0.4	0.4	0.2	35.5	5.5	12.4	20.5	23.3	0.2	0.5
TLT804	SED	2015	44.0	6.3	20.3	21.3	72.7	0.4	0.4	0.2	37.2	4.8	11.9	18.7	22.4	0.2	0.5
TLT807	SED	2015	43.3	5.9	20.4	21.3	73.9	0.4	0.4	0.2	36.6	4.5	11.9	18.0	22.5	0.2	0.5
TLT808	SED	2015	39.8	7.2	22.1	23.2	71.9	0.4	0.4	0.2	33.4	5.3	12.1	20.1	23.0	0.2	0.5
TLT813	SED	2015	42.1	8.5	23.6	25.1	70.2	0.4	0.4	0.2	35.5	6.4	13.1	22.9	24.8	0.2	0.5
TLT814	SED	2015	41.8	10.1	27.2	29.0	69.6	0.4	0.4	0.2	35.2	7.7	14.4	26.7	27.4	0.2	0.5
TLT815	SED	2015	46.0	10.4	28.0	29.9	69.7	0.4	0.4	0.2	39.1	8.1	15.6	28.1	29.3	0.2	0.5
TLT816	SED	2015	44.2	8.6	24.2	25.7	70.5	0.4	0.4	0.2	37.4	6.6	13.7	23.7	25.8	0.2	0.5
TLT820	SED	2015	45.3	5.0	20.5	21.1	76.3	0.4	0.4	0.2	38.4	3.8	12.2	17.0	23.1	0.2	0.5
TLT825	SED	2015	42.7	4.8	18.1	18.7	75.2	0.4	0.4	0.2	36.0	3.6	10.7	15.4	20.3	0.2	0.5
TLT1199	SED	2017	45.2	4.9	20.7	21.3	76.6	0.4	0.4	0.2	38.3	3.8	12.3	17.0	23.3	0.2	0.5
TLT1200	SED	2017	45.6	4.9	21.0	21.6	76.8	0.4	0.4	0.2	38.7	3.8	12.5	17.2	23.7	0.2	0.5
TLT1201	SED	2017	44.1	4.6	19.9	20.4	77.1	0.4	0.4	0.2	37.3	3.4	11.8	16.0	22.4	0.2	0.5
TLT1202	SED	2017	43.6	5.7	20.6	21.4	74.6	0.4	0.4	0.2	36.8	4.3	12.0	17.8	22.8	0.2	0.5
TLT1203	SED	2017	42.7	6.8	22.2	23.2	72.9	0.4	0.4	0.2	36.0	5.2	12.6	20.1	23.9	0.2	0.5
TLT1204	SED	2017	42.0	8.1	23.4	24.7	70.9	0.4	0.4	0.2	35.3	6.1	13.0	22.2	24.6	0.2	0.5
TLT1205	SED	2017	43.1	6.3	21.5	22.4	73.9	0.4	0.4	0.2	36.4	4.7	12.3	19.0	23.4	0.2	0.5
TLT1212	SED	2017	42.8	6.7	21.9	22.9	73.1	0.4	0.4	0.2	36.1	5.1	12.5	19.8	23.6	0.2	0.5

Tableau B4 : Mesures des paramètres colorimétriques au sein des mélanges artificiels

ID	L*	a*	b*	C*	h	x	y	z	L	a	b	u*	v*	u'	v'
M1	46.2	5.7	20.3	21.1	74.4	0.4	0.4	0.2	39.3	4.4	12.2	18.0	22.9	0.2	0.5
M2	46.2	5.9	20.0	20.8	73.4	0.4	0.4	0.2	39.3	4.6	12.1	18.2	22.6	0.2	0.5
M3	46.3	6.3	20.4	21.4	72.8	0.4	0.4	0.2	39.4	4.9	12.3	19.0	23.0	0.2	0.5
M4	45.9	6.7	21.4	22.4	72.5	0.4	0.4	0.2	39.0	5.2	12.7	20.0	23.8	0.2	0.5
M5	45.3	6.9	20.9	22.0	71.7	0.4	0.4	0.2	38.4	5.3	12.4	19.9	23.1	0.2	0.5
M6	45.2	7.4	22.1	23.3	71.5	0.4	0.4	0.2	38.3	5.7	12.9	21.1	24.2	0.2	0.5
M7	45.1	7.5	21.9	23.1	71.2	0.4	0.4	0.2	38.2	5.7	12.8	21.1	23.9	0.2	0.5
M8	44.2	8.1	22.7	24.1	70.4	0.4	0.4	0.2	37.4	6.2	13.1	22.3	24.5	0.2	0.5
M9	44.2	8.3	22.9	24.4	70.2	0.4	0.4	0.2	37.3	6.3	13.1	22.6	24.6	0.2	0.5
M10	43.4	8.5	23.1	24.6	69.8	0.4	0.4	0.2	36.7	6.5	13.1	22.9	24.5	0.2	0.5
M11	43.1	8.9	23.7	25.3	69.5	0.4	0.4	0.2	36.4	6.8	13.3	23.7	25.0	0.2	0.5
M12	43.6	9.0	23.3	25.0	68.9	0.4	0.4	0.2	36.8	6.9	13.2	23.7	24.7	0.2	0.5
M13	43.2	9.4	23.4	25.2	68.1	0.4	0.4	0.2	36.5	7.2	13.2	24.3	24.6	0.2	0.5
M14	42.1	9.6	24.5	26.3	68.6	0.4	0.4	0.2	35.5	7.3	13.5	24.9	25.3	0.2	0.5
M15	42.4	10.0	25.0	26.9	68.2	0.4	0.4	0.2	35.8	7.6	13.7	25.7	25.7	0.2	0.5
M16	41.5	10.3	25.5	27.5	68.0	0.4	0.4	0.2	34.9	7.8	13.7	26.2	25.9	0.2	0.5
M17	41.5	10.4	25.4	27.5	67.6	0.4	0.4	0.2	34.9	7.9	13.7	26.4	25.7	0.2	0.5
M18	41.1	10.8	25.9	28.1	67.4	0.4	0.4	0.2	34.5	8.2	13.8	27.0	26.0	0.2	0.5
M19	41.1	10.9	26.1	28.3	67.3	0.4	0.4	0.2	34.6	8.3	13.9	27.2	26.2	0.2	0.5
M20	40.8	11.0	26.2	28.4	67.1	0.4	0.4	0.2	34.3	8.3	13.9	27.4	26.1	0.2	0.5
M21	40.5	11.5	27.1	29.4	66.9	0.4	0.4	0.2	34.0	8.7	14.1	28.4	26.7	0.3	0.5

Tableau B5 : Teneurs en éléments géochimiques au sein des mélanges artificiels

ID	Mg (mg.kg ⁻¹)	Si (mg.kg ⁻¹)	Ca (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Ti (mg.kg ⁻¹)	Cr (mg.kg ⁻¹)	Mn(mg.kg ⁻¹)	Fe (mg.kg ⁻¹)	Ni (mg.kg ⁻¹)	Al (mg.kg ⁻¹)	Zn (mg.kg ⁻¹)
M1	17997	255308	10504	12231	5478	1134	1640	69627	442	66887	116
M2	20379	239780	10286	11813	5332	1684	1714	75433	886	62453	128
M3	24427	239794	9631	11133	4933	1864	1795	79609	1309	62230	123
M4	29082	237027	9336	10242	4827	2362	1751	84570	1760	60754	141
M5	32357	242540	9062	9933	4546	2906	1870	90020	2055	60973	122
M6	24072	149228	5365	5718	2606	1886	1232	58452	1522	37437	112
M7	38391	226662	8206	8980	4168	3840	2062	99114	2887	54907	123
M8	43608	225985	7705	8328	3898	4138	2179	107587	3500	54501	134
M9	49123	225385	7473	7697	3718	4542	2224	109843	3767	52215	139
M10	52428	227374	7061	7108	3531	4745	2294	116023	4165	52001	147
M11	56027	220610	6902	6619	3324	5325	2414	121288	4645	49605	142
M12	61742	220229	6288	6175	3238	5396	2412	127101	5082	47153	138
M13	63283	206490	5990	5545	2899	5734	2476	130233	5363	43510	139
M14	69844	214799	5529	5363	2711	6133	2511	133085	5677	43687	134
M15	53595	145488	3630	3222	1721	4788	1806	93033	4027	29831	123
M16	77955	199176	4890	4013	2305	6810	2661	139597	6192	37172	138
M17	85611	199122	4783	3297	2036	7976	2847	151398	7050	34177	150
M18	87190	192770	4460	3007	1917	8297	2828	154737	7445	32005	155
M19	88803	181123	4021	2317	1640	7544	2881	162090	8014	27010	164
M20	90666	184018	3994	2120	1604	8635	2957	160246	8025	26567	159
M21	101979	182399	3349	1392	1323	8469	3053	166042	8422	23412	156

ANNEXE C – Chapitre 5

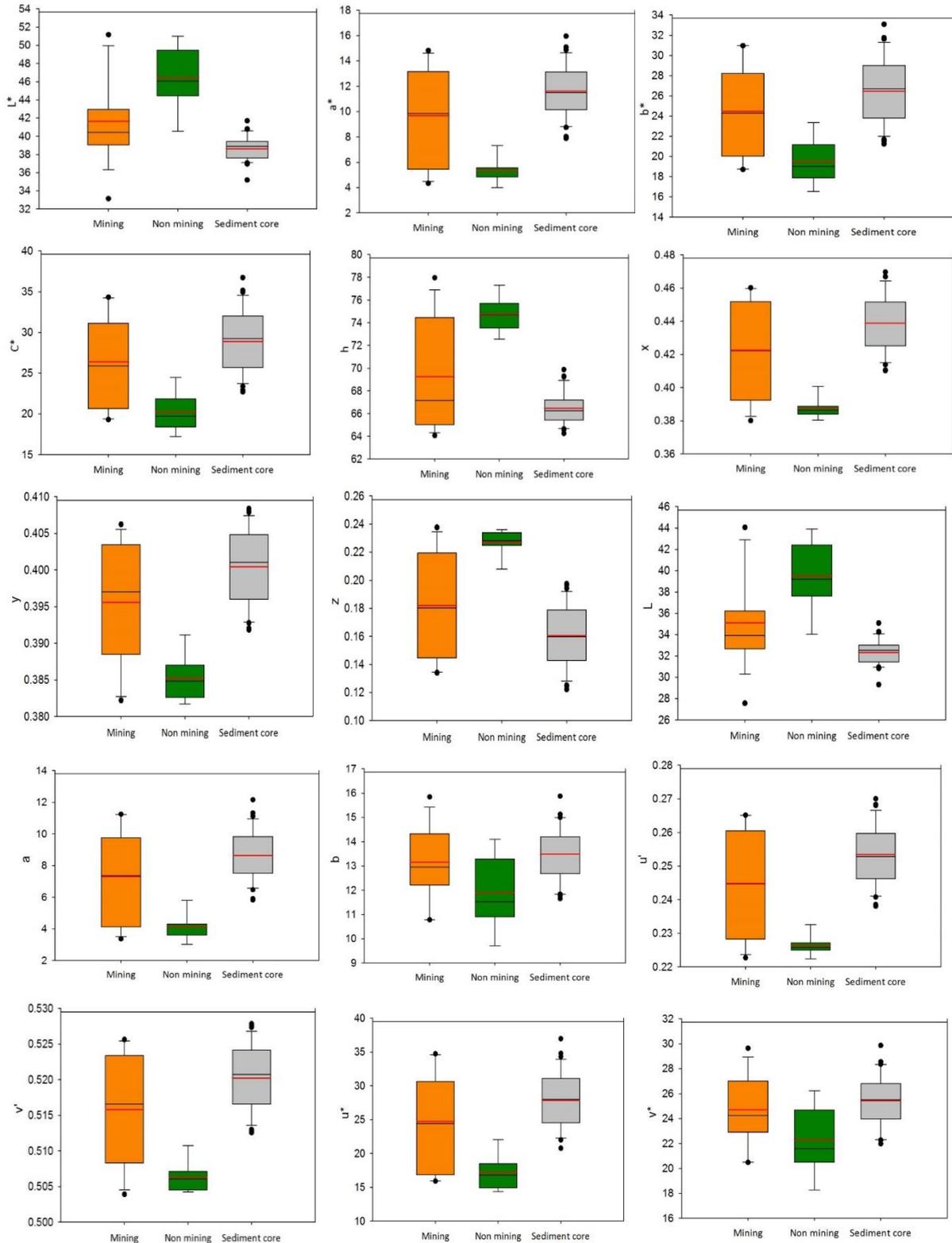


Figure C1 : Boxplots des valeurs des paramètres colorimétriques au sein des sources minières, non-minières et des sections de la carotte sédimentaire de Thio. Les boxplots indiquent l'emplacement des premier et troisième quartiles ; la ligne noire indique la valeur médiane ; la ligne rouge indique la valeur moyenne

Tableau C1 : Mesures des paramètres colorimétriques au sein des sections de la carotte sédimentaire de Thio

	Profondeur (cm)	L*	a*	b*	C*	h	x	y	z	L	a	b	u*	v*	u'	v'
THC1	0-6	39.1	9.5	23.8	25.6	68.3	0.4	0.4	0.2	32.8	7.0	12.6	23.9	23.9	0.2	0.5
THC2	6-11	37.8	10.9	25.0	27.3	66.4	0.4	0.4	0.2	31.6	8.1	12.9	26.2	24.3	0.3	0.5
THC3	11-16	37.1	11.9	27.0	29.5	66.3	0.4	0.4	0.2	30.9	8.7	13.4	28.1	25.5	0.3	0.5
THC4	16-21	37.5	12.1	27.5	30.1	66.3	0.4	0.4	0.1	31.3	8.9	13.7	28.7	25.9	0.3	0.5
THC5	21-26	38.3	11.3	26.8	29.1	67.1	0.4	0.4	0.2	32.0	8.4	13.6	27.5	25.8	0.3	0.5
THC6	26-31	37.7	12.4	28.6	31.2	66.6	0.5	0.4	0.1	31.5	9.2	14.1	29.6	26.8	0.3	0.5
THC7	31-36	37.8	13.2	29.4	32.2	65.7	0.5	0.4	0.1	31.6	9.9	14.4	31.2	27.2	0.3	0.5
THC8	36-40	38.1	12.2	27.9	30.4	66.3	0.4	0.4	0.1	31.9	9.1	13.9	29.2	26.4	0.3	0.5
THC9	40-45	35.2	10.2	23.3	25.5	66.4	0.4	0.4	0.2	29.3	7.3	11.8	23.9	22.3	0.3	0.5
THC10	45-50	37.1	12.3	26.6	29.3	65.1	0.4	0.4	0.2	31.0	9.1	13.3	28.6	25.0	0.3	0.5
THC11	50-57	38.9	14.1	30.5	33.6	65.2	0.5	0.4	0.1	32.5	10.6	15.0	33.1	28.2	0.3	0.5
THC12	57-60	37.2	13.7	29.1	32.2	64.8	0.5	0.4	0.1	31.1	10.2	14.1	31.6	26.7	0.3	0.5
THC13	60-65	37.6	14.9	31.6	35.0	64.8	0.5	0.4	0.1	31.4	11.1	15.0	34.3	28.4	0.3	0.5
THC14	65-69	37.5	13.8	29.2	32.3	64.7	0.5	0.4	0.1	31.3	10.3	14.2	31.8	26.8	0.3	0.5
THC15	69-72	37.0	12.6	27.4	30.2	65.4	0.4	0.4	0.1	30.8	9.3	13.5	29.3	25.6	0.3	0.5
THC16	72-77	38.0	15.1	31.8	35.2	64.6	0.5	0.4	0.1	31.8	11.3	15.1	34.8	28.6	0.3	0.5
THC17	77-81	40.2	12.8	28.6	31.4	65.8	0.4	0.4	0.2	33.7	9.7	14.6	30.9	27.5	0.3	0.5
THC18	81-84,5	39.4	16.0	33.1	36.7	64.3	0.5	0.4	0.1	33.0	12.2	15.9	37.0	29.9	0.3	0.5
THC19	84,5-87	41.7	9.0	23.8	25.5	69.2	0.4	0.4	0.2	35.1	6.8	13.1	23.7	24.7	0.2	0.5
THC20	87-93	39.8	13.5	29.9	32.8	65.7	0.5	0.4	0.1	33.4	10.2	15.0	32.2	28.2	0.3	0.5
THC21	93-97	40.8	11.4	27.1	29.4	67.1	0.4	0.4	0.2	34.3	8.7	14.2	28.4	26.8	0.3	0.5
THC22	97-102	40.8	10.3	24.5	26.5	67.2	0.4	0.4	0.2	34.2	7.7	13.2	25.6	24.8	0.2	0.5
THC23	102-107	39.4	8.7	21.7	23.4	68.0	0.4	0.4	0.2	33.0	6.5	11.9	22.0	22.3	0.2	0.5

Annexes

	Profondeur (cm)	L*	a*	b*	C*	h	x	y	z	L	a	b	u*	v*	u'	v'
THC24	107-111,5	39.0	10.1	22.9	25.0	66.2	0.4	0.4	0.2	32.7	7.5	12.3	24.4	23.0	0.2	0.5
THC25	111,5-117	39.7	7.9	21.5	22.9	69.9	0.4	0.4	0.2	33.3	5.8	11.8	20.8	22.4	0.2	0.5
THC26	117-123	39.3	8.0	21.2	22.7	69.3	0.4	0.4	0.2	32.9	5.9	11.7	20.8	22.0	0.2	0.5
THC27	123-130	38.9	9.2	22.8	24.6	68.0	0.4	0.4	0.2	32.6	6.8	12.2	23.0	23.0	0.2	0.5
THC28	130-136	39.3	10.1	24.1	26.2	67.2	0.4	0.4	0.2	32.9	7.5	12.8	25.0	24.1	0.2	0.5
THC29	136-141	39.2	11.6	26.3	28.7	66.2	0.4	0.4	0.2	32.8	8.7	13.6	27.9	25.6	0.3	0.5
THC30	141-148	39.9	10.8	24.6	26.9	66.3	0.4	0.4	0.2	33.4	8.1	13.1	26.3	24.6	0.2	0.5
THC31	148-155	39.3	10.9	24.8	27.1	66.2	0.4	0.4	0.2	32.9	8.2	13.1	26.4	24.6	0.2	0.5
THC32	155-162	38.1	10.6	23.7	25.9	66.0	0.4	0.4	0.2	31.9	7.8	12.4	25.1	23.3	0.2	0.5

Tableau C2 : Teneurs en éléments géochimiques au sein des sections de la carotte sédimentaire de Thio

ID	Profondeur (cm)	Mg (mg.kg ⁻¹)	Si (mg.kg-1)	Ca (mg.kg-1)	K (mg.kg-1)	Ti (mg.kg-1)	Cr (mg.kg-1)	Mn (mg.kg-1)	Fe (mg.kg-1)	Ni (mg.kg-1)	Al (mg.kg-1)	Zn (mg.kg-1)
THC1	0-6	80927	199413	4055	5135	2528	4961	2554	140525	5906	37998	161
THC2	6-11	72390	192366	3146	4051	2086	5663	2959	178815	7967	33799	168
THC3	11-16	76314	175076	2667	3779	2017	6452	3145	199254	8372	31659	178
THC4	16-21	75049	173439	2834	3665	1978	6717	3270	200367	8620	31733	190
THC5	21-26	78396	185833	2841	3724	1986	6643	3039	186191	8124	32854	183
THC6	26-31	75210	181075	2735	3779	1959	6361	3344	206988	8690	31862	185
THC7	31-36	73413	167168	2293	3218	1820	7172	3541	225661	9230	28887	190
THC8	36-40	74712	185863	3151	4224	2483	6521	2975	190616	7567	37855	170
THC9	40-45	69426	184563	3597	4220	2513	7917	2508	158800	5938	35815	153
THC10	45-50	65519	183108	2811	3405	2093	7711	3051	211635	9202	31892	188
THC11	50-57	62252	169021	2271	2046	1603	8385	3343	242255	11124	27482	193
THC12	57-60	56807	172832	2335	2784	1798	7680	3333	235640	11721	27824	202
THC13	60-65	58778	164097	1779	1879	1435	7415	3406	250715	13325	24625	225
THC14	65-69	64300	172239	2184	2680	1739	7552	3280	233436	12035	27926	225
THC15	69-72	68258	179591	2571	3541	2174	6904	3013	204739	9340	33949	170
THC16	72-77	53155	155846	1398	1555	1261	8961	3462	269738	12881	21631	229
THC17	77-81	65041	199180	3181	4500	2737	5919	2743	191345	8050	39061	165
THC18	81-84,5	56310	153734	1114	1207	887	7993	3842	288201	15547	18727	262
THC19	84,5-87	72746	224969	3732	7229	3710	4104	1944	119756	3862	51615	137
THC20	87-93	66602	184066	2312	3502	2097	6086	2913	207569	10118	32689	155
THC21	93-97	71989	208190	2700	4629	2843	4910	2464	161943	6959	40530	149
THC22	97-102	67793	218425	3344	5795	3422	4462	2309	149890	5671	47185	147
THC23	102-107	65341	219015	4028	6835	3798	4285	2270	134205	4091	48695	142
THC24	107-111,5	66506	211053	3244	5330	3183	5128	2581	167116	6433	45264	162
THC25	111,5-117	63270	227141	4404	7321	4122	4019	1917	121026	3013	52397	129

Annexes

ID	Profondeur (cm)	Mg (mg.kg ⁻¹)	Si (mg.kg-1)	Ca (mg.kg-1)	K (mg.kg-1)	Ti (mg.kg-1)	Cr (mg.kg-1)	Mn (mg.kg-1)	Fe (mg.kg-1)	Ni (mg.kg-1)	Al (mg.kg-1)	Zn (mg.kg-1)
THC26	117-123	64439	221902	3913	7102	3993	4079	2138	125343	2923	50439	144
THC27	123-130	67379	224252	3926	7076	3842	4282	2462	138314	3422	52495	143
THC28	130-136	65733	218017	3533	6839	3621	4908	2521	152920	3727	51339	132
THC29	136-141	64865	202801	3039	5450	2898	5559	2847	180177	5900	45306	175
THC30	141-148	62492	210658	3312	6262	3480	5601	2823	168304	4453	49874	148
THC31	148-155	62929	212271	3460	6747	3591	5596	2745	165730	4107	52892	160
THC32	155-162	62983	213363	3287	6452	3564	5033	2647	164499	4031	51123	148

Tableau C3 : Activités des radionucléides issus des retombées atmosphériques et des teneurs en radionucléides géogéniques au sein des sections de la carotte sédimentaire de Thio

ID	Profondeur (cm)	^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹)	$^{210}\text{Pbxs}$ (Bq.kg ⁻¹)	U (mg.kg ⁻¹)	K (mg.kg ⁻¹)	Th (mg.kg ⁻¹)
THC1	0-6	1.0	9.0	0.4	425.6	2.0
THC2	6-11	1.0	11.0	0.3	360.3	1.6
THC3	11-16	1.5	6.0	0.3	332.6	1.5
THC4	16-21	1.7	<LD	0.2	301.8	1.5
THC5	21-26	<LD	5.0	0.3	306.0	1.3
THC6	26-31	1.5	<LD	0.2	311.1	1.4
THC7	31-36	<LD	4.0	0.2	269.0	1.1
THC8	36-40	1.3	<LD	0.3	356.9	1.5
THC9	40-45	0.9	<LD	0.3	377.7	1.6
THC10	45-50	<LD	3.0	0.3	323.8	1.3
THC11	50-57	<LD	<LD	0.3	300.8	1.6
THC12	57-60	0.4	<LD	0.4	275.9	1.5
THC13	60-65	<LD	<LD	0.3	300.3	1.5
THC14	65-69	<LD	<LD	0.3	289.9	1.4
THC15	69-72	<LD	<LD	0.4	361.4	1.7
THC16	72-77	<LD	<LD	0.3	215.2	1.3
THC17	77-81	<LD	<LD	0.4	442.1	1.8
THC18	81-84,5	ND	ND	ND	ND	ND
THC19	84,5-87	<LD	<LD	0.5	519.0	2.7
THC20	87-93	<LD	<LD	0.4	317.7	1.7
THC21	93-97	<LD	<LD	0.5	460.0	2.5
THC22	97-102	<LD	32.0	0.5	485.2	2.3
THC23	102-107	<LD	36.0	0.6	506.1	2.7
THC24	107-111,5	<LD	<LD	0.6	513.1	2.8
THC25	111,5-117	<LD	36.0	0.6	553.3	3.0
THC26	117-123	V	38.0	0.5	507.5	2.6
THC27	123-130	<LD	<LD	0.5	486.1	2.7
THC28	130-136	<LD	<LD	0.5	468.5	2.8
THC29	136-141	<LD	<LD	0.5	444.5	2.0
THC30	141-148	<LD	35.0	0.5	451.8	2.6
THC31	148-155	<LD	<LD	0.6	480.0	2.6
THC32	155-162	<LD	<LD	0.6	475.5	2.7

ANNEXE D – Chapitre 6

Tableau D1 : Contributions en sources minières et non-minières et paramètres d'ajustement (GOF) au sein des différentes sections de la carotte sédimentaire de Kouaoua 1 (KO1)

Kouaoua 1	Contributions des sources minières (%)	Contributions des sources non- minières (%)	GOF (%)
1	62	38	100
2	63	37	100
3	63	37	100
4	66	34	100
5	63	37	100
6	66	34	100
7	64	36	100
8	66	34	100
9	63	37	100
10	59	41	100
11	53	47	100
12	50	50	100
13	45	55	100
14	45	55	100
15	44	56	100
16	37	63	100
Moyenne (%)	57	43	100
SD (%)	10	10	0

Tableau D2 : Contributions en sources minières et non-minières et paramètres d'ajustement (GOF) au sein des différentes sections de la carotte sédimentaire de Kouaoua 2 (KO2)

ID	Contributions des sources minières (%)	Contributions des sources non-minières (%)	GOF (%)
KO2-1	52	48	100
KO2-2	83	17	100
KO2-3	89	11	100
KO2-4	82	18	100
KO2-5	70	30	100
KO2-6	67	33	100
KO2-7	68	32	100
KO2-8	65	35	100
KO2-9	71	29	100
KO2-10	42	58	100
KO2-11	42	58	100
KO2-12	45	55	100
KO2-13	49	51	100
KO2-14	48	52	100
KO2-15	56	44	100
KO2-16	55	45	100
KO2-17	53	47	100
KO2-18	59	41	100
KO2-19	50	50	100
KO2-20	56	44	100
KO2-21	47	53	100
KO2-22	39	61	100
KO2-23	35	65	100
KO2-24	37	63	100
KO2-25	34	66	100
KO2-26	42	58	100
KO2-27	46	54	100
KO2-28	42	58	100
Moyenne (%)	54	46	100
SD (%)	15	15	0

Tableau D3 : Contributions en sources minières et non-minières et paramètres d'ajustement (GOF) au sein des différentes sections de la carotte sédimentaire de Ouenghi (OUE)

Ouenghi	Contributions des sources minières (%)	Contributions des sources non-minières (%)	GOF (%)
OUE1	100	0	56
OUE2	100	0	50
OUE3	100	0	88
OUE4	100	0	76
OUE5	100	0	67
OUE6	100	0	64
OUE7	100	0	76
OUE8	100	0	78
OUE9	100	0	61
OUE10	100	0	86
OUE11	100	0	64
OUE12	100	0	58
OUE13	100	0	86
OUE14	100	0	83
OUE15	100	0	79
OUE16	100	0	61
OUE17	100	0	56
OUE18	100	0	61
OUE19	100	0	74
OUE20	100	0	83
OUE21	100	0	76
OUE22	100	0	39
OUE23	100	0	51
OUE24	100	0	78
OUE25	100	0	64
OUE26	100	0	62
OUE27	100	0	41
OUE28	100	0	36
Moyenne (%)	100	0	66
SD (%)	0	0	15

Tableau récapitulatif des compétences acquises au cours de la thèse

Compétences analytiques				
Prélèvements	Identifications et prélèvements de laisses de crue sur site Carottage sur site			
Analyses	Préparation des échantillons : broyage, tamisage (<2 mm, <1 mm, <63 µm) Préparation des contenants d'analyses (e.g. cellules SMH pour l'analyse par fluorescence X)			
	Spectrométrie gamma	Fluorescence X	Spectrocolorimétrie	Granulométrie
Préparation des échantillons	✓	✓	✓	✓
Calibration		✓ Mise en fonctionnement de l'appareil Sélection des standards Calibration complète de l'appareil		
Analyses des échantillons		✓	✓	✓
Interprétation des résultats	✓	✓	✓	✓
Compétences en traitement et mise en forme des résultats				
Logiciels statistiques	XLStat, Statistica, Sigmaplot			
Logiciels de modélisation	R, Excel, Oracle			
Logiciels de cartographie	Arcgis, Qgis			
Compétences rédactionnelles et valorisation des résultats à l'écrit (anglais/français)				

Articles scientifiques publiés :

Annexes

Sellier V, Navratil O, Laceby JP, Allenbach M, Lefèvre I, Evrard O (2019) Investigating the use of fallout and geogenic radionuclides as potential tracing properties to quantify the sources of suspended sediment in a mining catchment in New Caledonia, South Pacific. *Journal of Soils and Sediments*. 1-17

Evrard O, Durand R, Foucher A, Tiecher T, Sellier V, Onda Y, Lefèvre I, Cerdan O, Laceby JP (2019) Using spectrocolourimetry to trace sediment source dynamics in coastal catchments draining the main Fukushima radioactive pollution plume (2011-2017). *Journal of Soils and Sediments*. 1-12

Articles scientifiques soumis :

Sellier V, Navratil O, Laceby JP, Legout C, Allenbach M, Lefèvre I, Evrard O (in review) Combining visible-based-colour parameters and geochemical tracers to improve sediment source discrimination in a mining catchment (New Caledonia, South Pacific Islands). *Soil*

Sellier V, Navratil O, Laceby JP, Allenbach M, Lefèvre I, Evrard O (in review) Reconstructing the impact of nickel mining activities on sediment supply to the rivers and the lagoon of South Pacific Islands: lessons learnt from the Thio early mining site (New Caledonia). *Geomorphology*

Posters :

Conférence TRAMIN2018 – Nancy (France) : Development of sediment fingerprinting methods to quantify the impact of nickel mining on river and lagoon siltation in New Caledonia

Conférence EGU2019 – Vienne (Autriche) : Temporal evolution of sediment source contributions in a mining catchment of New Caledonia by using a tracing approach combining radionuclides and geochemistry

Congrès SFIS2019 – Orsay (France) : Apport des radionucléides dans le traçage des sources sédimentaires d'un bassin versant minier de Nouvelle-Calédonie

Conférence EGU2020 – online : Comparing the discrimination power of contrasted sediment tracing techniques to quantify the impact of nickel mining on river and lagoon siltation in New Caledonia

Rapport scientifique :

Contribution au rapport scientifique IMMILA "Qualification et quantification des flux de la mine au lagon" (en cours de parution)

Valorisation des résultats à l'oral (anglais/français)

Restitutions formelles et informelles auprès de différents interlocuteurs : habitants de Thio, compagnies minières et plus largement la communauté scientifique interne au projet (IRD, ŒIL, etc.) et à l'international

Conférence EGU2018 – Vienne (Autriche) : Comparing conventional and alternative sediment tracing methods to quantify the sources of sediment transiting rivers of South Pacific Islands

Participation au séminaire scientifique et technique du projet IMMILA 'Impact de la mine au lagon' – 2019 – Nouméa (Nouvelle-Calédonie)

Enseignement réalisé

Encadrement de stage niveau M1 – 4 mois

Formations suivies – 160 heures

- Introduction à l'éthique de la recherche et intégrité scientifique
- Cours d'anglais niveau doctorant
- Writing a scientific paper step by step

- Formation sur l'outil de modélisation R
- Formation à la technique de fluorescence X : Epsilon 3 & Logiciel d'exploitation Omnia
- Initiation aux SIG et analyse spatiale

- MOOC Des Rivières et des hommes : hydrologie, hydraulique et géomorphologie
- MOOC Roches et minéraux courants : génèse, identification et utilisations

- Journée thématique 'Des versants aux masses d'eau : érosion, colmatage et envasement'
- Journée thématique 'Cyclones et changement climatique'
- Journée de réflexion collective sur le 6e rapport du GIEC

Liste des abréviations

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CEA : Commissariat à l'Énergie Atomique et aux Énergies Alternatives

CNRT : Centre National de Recherche Technique

DAVAR : Direction des Affaires Vétérinaires Alimentaires et Rurales

DIMENC : Direction de l'Industrie, des Mines et de l'Énergie

DMML : Projet de recherche « Dispersion des métaux de la mine au lagon »

DYNAMINE : Projet de recherche « Dynamique des métaux de la mine au lagon en Nouvelle-Calédonie »

EVS : Laboratoire Environnement Ville Société

IEOM : Institut d'Emission Outre-Mer

IMMILA : Projet de recherche « Qualification et Quantification des flux solides de la mine au lagon »

INRAe : Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

IRD : Institut de Recherche pour le Développement

ISEE : Institut de la statistique et des études économiques de Nouvelle-Calédonie

LSCE : Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement

ŒIL : Observatoire de l'environnement de Nouvelle-Calédonie

UNC : Université de Nouvelle-Calédonie

Titre : Développement de méthodes de traçage sédimentaire pour quantifier l'impact des mines de nickel sur l'hyper-sédimentation des rivières et l'envasement des lagons de Nouvelle-Calédonie

Mots clés : Erosion des sols - Traçage sédimentaire – Mines de nickel – Radionucléides – Géochimie élémentaire - Spectrocolorimétrie

Résumé : La Nouvelle-Calédonie, île située au Sud-Ouest de l'Océan Pacifique et actuel 6^e producteur mondial de nickel, est confrontée à une pollution sédimentaire sans précédent de ses cours d'eau. En effet, l'exploitation minière débutée dès les années 1880 a fortement amplifié les processus d'érosion des sols et de transport sédimentaire. Une hyper-sédimentation des hydro-systèmes calédoniens a notamment été constatée suite au déploiement de l'activité minière sur l'archipel. Bien que ce phénomène constitue un facteur aggravant les problèmes d'inondation caractéristiques de ces régions tropicales, les contributions sédimentaires générées par l'exploitation minière restent encore inconnues à ce jour et sont pourtant importantes pour guider la mise en œuvre de mesures visant à réduire ces apports sédimentaires. À cette fin, une étude de traçage sédimentaire qualifiée de fingerprinting a été menée sur un bassin « pilote » : le bassin versant de Thio (397 km²), considéré comme le « berceau » de l'activité minière en Nouvelle-Calédonie. Différents marqueurs tels que les radionucléides, la géochimie élémentaire ou la « couleur » ont été testés pour quantifier les contributions des « sources minières » aux apports sédimentaires générés par deux crues cycloniques récentes (dépression tropicale en 2015, cyclone Cook en 2017).

Une carotte sédimentaire a également été prélevée dans la plaine inondable de la rivière Thio afin de reconstruire l'évolution temporelle des contributions des sources minières. Les résultats de cette étude montrent que les contributions des sources minières dominent, avec une contribution moyenne comprise entre 65-68% pour la crue de 2015 et entre 83-88% pour celle de 2017. L'impact de la variabilité spatiale des précipitations a notamment été mis en évidence pour expliquer les variations des contributions de ces sources. Les variations temporelles des contributions des sources minières déduites de l'analyse de la carotte sédimentaire ont, quant à elles, pu être associées aux différentes périodes historiques de l'exploitation minière sur le bassin versant de Thio (pré-mécanisation, mécanisation, post-mécanisation de l'activité minière). Les contributions des sources minières restent, là encore, dominantes avec une contribution moyenne le long du profil sédimentaire de 74%. La méthode de traçage validée a ensuite été testée sur quatre autres bassins versants de Nouvelle-Calédonie afin d'évaluer la transposabilité de cette approche.

Title : Development of fingerprinting methods to quantify the impact on nickel mining on river hyper-sedimentation and lagoon siltation of New Caledonia

Keywords : Soil erosion – Sediment fingerprinting – Nickel mining - Radionuclides – Elemental geochemistry – Spectroscopy in the visible

Abstract : New Caledonia, an island located in the south-western Pacific Ocean and currently the world's sixth largest producer of nickel, is facing unprecedented sedimentary pollution of its river systems. Indeed, nickel mining that started in the 1880s accelerated soil erosion and sediment transport processes. Hyper-sedimentation of the Caledonian hydro-systems has been observed after the deployment of mining activities on the archipelago. Although this phenomenon exacerbates the flooding problems experienced in these tropical regions, the sediment contributions generated by nickel mining remain unknown and are nevertheless required to guide the implementation of control measures to reduce these sediment inputs. To this end, a sediment fingerprinting study was carried out in a "pilot" catchment: the Thio River catchment (397 km²), considered as one of the first areas exploited for nickel mining. Different tracers such as radionuclides, elemental geochemistry or "colour" properties were tested to trace and quantify the mining source contributions to the sediment inputs generated during two recent cyclonic flood events

(tropical depression in 2015, cyclone Cook in 2017). A sediment core was also collected in the floodplain of the Thio River to reconstruct the temporal evolution of these mining source contributions. The results of this study show that mining sources dominated sediment inputs with an average contribution ranging from 65-68% for the 2015 flood event to 83-88% for the 2017 flood event. The impact of the spatial variability of precipitation was highlighted to explain the variations in the contributions of these sources across the catchment. The temporal variations in the contributions of the mining sources deduced from the analysis of the sediment core were interpreted at the light of the mining history in the Thio River catchment (pre-mechanization, mechanization, post-mechanization of mining activity). The contributions of mining sources were again dominant with an average contribution along the sedimentary profile of 74%. Once validated, this tracing method has been tested in four other catchments of New Caledonia in order to evaluate the validity of the approach in other contexts.

