

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

MODÉLISATION NUMÉRIQUE DE L'ÉROSION ÉOLIENNE EN APPLICATION SUR DES
AIRES D'ENTREPOSAGE DE RÉSIDUS MINIERS

WILLIAM FRESSER

Département des Génies Civil, Géologique et des Mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie Minéral

Mai 2019



BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

**MODÉLISATION NUMÉRIQUE DE L'ÉROSION ÉOLIENNE EN APLICATION SUR DES
AIRES D'ENTREPOSAGE DE RÉSIDUS MINIERS**

présenté par **William FRESSER**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Carmen Mihaela NECULITA, présidente

Mamert MBONIMPA, membre et directeur de recherche

Carlos OVALLE, membre

REMERCIEMENTS

Merci, à mon directeur de recherche, Mamert Mbonimpa, de m'avoir fait confiance pendant ces deux dernières années, ainsi que de m'avoir conseillé, corrigé et apporté ses commentaires pendant la rédaction de ce mémoire. Je tiens à le remercier également de m'avoir impliqué dans le projet d'érosion éolienne visant la caractérisation d'abat-poussières avec l'URSTM. Merci, d'avoir ouvert des portes pour mon projet de recherche, notamment la formation au logiciel SWEEP au sein de l'USDA-ARS (Colorado, États-Unis) et le stage MITACS. Merci aux membres du jury pour l'examen de ce travail : Carmen Mihaela Neculita et Carlos Ovalle.

Un remerciement va à John Tatarko, Larry Wagner et Fred Fox de l'USDA, qui ont pris le temps de s'intéresser à mon projet, de m'avoir doté de matériel de recherche et d'avoir réalisé des analyses.

Ma gratitude va aussi à toute l'équipe de cadres pour leur accueil et l'intégration lors de mon stage MITACS. Merci à l'équipe « Environnement » de m'avoir fait confiance. Mon implication et mon apprentissage dans les problématiques liées à l'Environnement minier furent très riches.

Je remercie également tous les autres partenaires industriels pour leur coopération dans ce projet : Mira Godbout et Mathieu Pichette, Steve Pelletier et René Béland, Mario Gagnon et Sébastien Ryskie.

Merci au Ministère de l'Économie, de la Science et de l'innovation (MESI, ex-MEIE) et le groupe d'expertise en innovation minière (MISA) pour le financement de ces travaux de recherche.

Merci à l'équipe de l'URSTM (Joel, Alain, Pierre-Alain, Ibrahima et Sylvette) d'avoir permis les travaux de terrain, d'être toujours serviables et de bonne humeur.

Mes remerciements vont également aux personnes que j'ai pu côtoyer pendant ces deux années entre Rouyn et Montréal : Guillaume, Sabina, Faneva, Marc, Bryce, Nico, Gwen, Nathalie, Pauline, Jérémie, Simon etc...

Une pensée va à mes parents et ma famille qui m'ont soutenu outre-Atlantique (en Europe et en Afrique). Merci à eux pour leurs relectures attentives.

RESUME

La gestion des émissions de poussières est l'un des enjeux majeurs pour l'industrie minière, que ce soit au niveau des opérations de la mine ou de l'érosion éolienne d'origine naturelle. Au Québec, l'érosion éolienne est un problème rencontré sur plusieurs parcs à résidus miniers, représentant des zones désertiques dépourvues de barrières au vent. Ce phénomène survient lorsque la vitesse du vent est supérieure à la vitesse de friction seuil et lorsque les rejets miniers sont soumis à la dessiccation par le soleil (fin printemps, été et début automne) ou, plus particulièrement, par cryodessiccation (*freeze-drying*), au début du gel de l'automne. Aux alentours des parcs à résidus, se disséminent ainsi des substances nocives qui peuvent devenir des problématiques environnementales majeures à long-terme. Afin d'estimer la quantité de résidus miniers sortant d'une aire d'entreposage de résidus miniers, la modélisation numérique du phénomène d'érosion éolienne, permettrait de simplifier des opérations complexes, de déterminer les directions dans lesquelles s'envolent les résidus miniers ainsi que de quantifier ces émissions de particules. L'objectif de ce travail de recherche était de proposer un modèle numérique fonctionnel capable d'estimer les pertes de sol occasionnés par des vents puissants sur les parcs à résidus pour, en finalité, estimer les quantités de résidus sortant des aires d'entreposage. Les principaux modèles numériques permettant d'estimer l'érosion éolienne sont utilisés essentiellement dans le domaine agricole et industriel. La prédiction de l'érosion éolienne sur les parcs à résidus est un aspect à approfondir.

Le logiciel choisi est un modèle développé depuis 2007 par l'USDA-ARS (United States Department of Agriculture) et dispose de 70 ans de recherche sur le phénomène d'érosion éolienne. Il s'agit du *Single-event Wind Erosion Evaluation Program* (SWEEP), simulant l'action du vent sur un sol pendant un épisode journalier. Afin de tester, d'utiliser et calibrer ce modèle, des mesures de pertes de sol sur le terrain ont été nécessaires pour comparer les résultats de modélisations. Premièrement, les travaux ont consisté à étudier les statistiques éoliennes de 4 sites d'étude (A, B, C et D) pour prévoir l'implantation de stations de collecte de poussière pendant la période expérimentale, d'août à novembre 2018. Ensuite, sur les sites A, C et D, les mesures de terrain ont été possibles et réalisables avec des stations de collecteurs BSNE, positionnés à 5, 10, 35, 60, 100 et 150 cm de hauteur par rapport à la surface du sol. Les collecteurs BSNE sont les plus communément utilisés dans l'étude de l'érosion éolienne. Les tailles granulométriques des poussières captées, combinées à une méthode détermination de la capacité de collecte des BSNE,

ont permis de définir une efficacité d'environ 60% sur les trois sites expérimentaux. Ainsi, les masses de poussières collectées ont été augmentées de 40%. Pendant la période expérimentale, plusieurs événements de vent ont permis de capter des masses de particules de résidus. Ces masses récoltées, au niveau des stations, ont été transformées en flux horizontaux totaux (kg/m de large), grâce à une méthode d'intégration. Une fois ces flux divisés par la distance soumise au vent (m) en amont des stations de collecte, les pertes de sol totales (kg/m²) des différentes collectes de poussières ont été déterminées. Pendant la période estivale ($T > 0^{\circ}\text{C}$), les pertes de sol totales mesurées variaient de 0,02 à 0,08 kg/m² sur le site A, de 0,150 à 0,244 kg/m² sur le site C et de 0,001 à 0,006 kg/m² sur le site D. Pendant la période de *freeze-drying* ($T < 0^{\circ}\text{C}$), les pertes de sol totales mesurées variaient de 0,05 à 0,250 kg/m² sur le site A et de 0,007 à 0,010 kg/m² sur le site D. Puis, pour comparer les résultats avec le modèle SWEEP, la détermination des jours présentant les conditions favorables à l'érosion éolienne a été réalisée. Ainsi, 6 jours ont été sélectionnés pour le site A, 1 pour le site C et 2 pour le site D. En parallèle, les intrants du modèle ont été mesurés et renseignés, tel que les propriétés de terrain (longueur, largeur, orientation, barrières au vent), du sol (granulométrie, densité, taille et stabilité des agrégats), de la surface du sol (rugosité aléatoire) et du climat (vitesse et direction du vent, température, rugosité aérodynamique). Certains de ces paramètres ont été estimés puis calibrés ; il s'agit du diamètre moyen géométrique (GMD), de l'écart-type géométrique (GSD) et de la stabilité des agrégats. Les résultats des modélisations, des jours sélectionnés, avec le modèle SWEEP se sont avérés être bien corrélés avec les mesures de terrain ($R^2=0,85$). Quelques divergences sont constatées lors de tempêtes faiblement génératrices de poussières (perte de sol totale mesurée inférieure à 0,03 kg/m²). Le modèle semble surestimer les mécanismes de l'érosion éolienne plus la superficie du modèle est importante. De plus, la vitesse de friction seuil est déterminée à 9 m/s pour les trois sites expérimentaux, en période estivale. En période de *freeze-drying*, celle-ci estimée à 8 m/s pour le site D et demeure invariable pour les sites A et C. Ces vitesses de friction seuil concordaient avec les vitesses de vent des stations météorologiques ou des anémomètres, pendant les différents événements vus sur le terrain.

Afin d'utiliser le modèle pour l'industrie minière, davantage de tests sont nécessaires pour valider les résultats de la modélisation et des méthodes d'étalonnage pourraient être utiles pour ajuster les coefficients internes et les équations empiriques du modèle SWEEP.

Mots clés : Érosion éolienne, Parcs à résidus, Modèle SWEEP, Poussières, BSNE

ABSTRACT

The management of dust emissions is one of the major challenges for the mining industry, even for natural wind erosion or mine operations. In Quebec, wind erosion is a problem encountered in many tailings impoundments, which are desert areas without wind barriers. This phenomenon occurs when the wind speed is greater than the threshold velocity and when the mining discharges are subjected to desiccation by the sun (late spring, summer and early autumn) or, mostly, by freeze-drying at the beginning of the frost, in autumn. Near the tailings impoundments, spreads of contaminated substances can become major long-term environmental issues. In order to estimate the amount of tailings particles spreads, numerical modeling of the wind erosion phenomenon would simplify complex operations and determine the directions in which the tailings are flowing, as well as quantify these particle emissions. The purpose of this research was to suggest a functional numerical model permitting the estimation of soil loss caused by strong winds on the tailings impoundments, in order ultimately to estimate the quantities of residues leaving the storage areas. Most of the wind erosion prediction models are used in agriculture and industry. The prediction of wind erosion in mining industry is an aspect to investigate further.

The software chosen is developed since 2007 by the USDA-ARS (United States Department of Agriculture) and has 70 years of research on wind erosion. The Single-event Wind Erosion Evaluation Program (SWEEP) allows simulating the action of wind on a soil during a daily episode. In order to test, use and calibrate this model, soil loss measurements in the field needed to compare model results. First, the work consisted in studying the wind statistics from 4 experimental sites (A, B, C and D) to predict the installation of dust collection stations during the experimental period, from August to November 2018. Then, on sites A, C and D, field measurements were possible and achievable with BSNE stations, positioned at 5, 10, 35, 60, 100 and 150 cm high relative to the soil surface. The BSNE collectors are the most commonly used in the study of wind erosion. The particle sizes of the collected dusts, combined with a method determining the catch capacity of BSNEs, made it possible to define an efficiency of approximately 60% on the three experimental sites. Thus, the dust masses collected were increased by 40%. During the experimental period, several wind events permitted to capture masses of residue particles. These harvested masses, at the level of the stations, were transformed into horizontal dust flux (kg/m wide), thanks to an integration method. Once these horizontal dust flux were divided by the distance upwind (m) to the collection stations, the total soil losses (kg/m²) of the different dust collections were determined.

During the summer period ($T > 0^{\circ}\text{C}$), the total soil loss measured ranged from 0.02 to 0.08 kg/m² at site A, from 0.150 to 0.244 kg/m² at site C, and from 0.001 to 0.006 kg/m² at site D. During the freeze-drying period ($T < 0^{\circ}\text{C}$), the total soil loss measured ranged from 0.05 to 0.250 kg/m² at site A and from 0.007 to 0.010 kg/m² on the site D. Then, to compare the results with the SWEEP model, the determination of the days, presenting the conditions favorable to the wind erosion was carried out. Thus, 6 days were selected for the site A, 1 for the site C and 2 for the site D. In parallel, the inputs of the model were measured, such as the field properties (length, width, orientation, wind barriers), soil properties (particle size distribution, density, size and stability of aggregates), soil surface properties (random roughness) and climate properties (wind speed and direction, temperature, aerodynamic roughness). Some of these parameters were estimated and then calibrated; this is the geometric mean diameter (GMD), the geometric standard deviation (GSD) and the stability of the aggregates. The results of the simulations, for the selected days, with the SWEEP model proved to be well correlated with the field measurements ($R^2 = 0.85$). Some disagreements are observed during storms with low dust generation (total soil loss measured less than 0.03 kg/m²). The model seems to overestimate the mechanisms of wind erosion plus the area of the model is important. In addition, the threshold velocity is determined at 9 m/s for the three experimental sites, in summer. During the freeze-drying period, this is estimated at 8 m/s for site D and remains unchanged for sites A and C. Threshold velocities were reliable with the wind speeds measured at weather stations or anemometers, during different storms events seen on the field.

In order to use the model for the mining industry, more tests are needed to validate the modelling results and calibration methods could be useful in adjusting the internal coefficients and empirical equations of the SWEEP model.

Keywords: Wind erosion, Tailings impoundments, SWEEP model, Dusts emissions, BSNE.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	III
RESUME.....	IV
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIERES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XIII
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte.....	1
1.2 Problématique.....	3
1.3 Objectifs	5
1.4 Contenu du mémoire	6
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	8
2.1 Parcs à résidus	8
2.1.1 Génération des rejets de concentrateur ou résidus	8
2.1.2 Entreposage : parcs à résidus.....	8
2.1.3 Propriétés des résidus miniers	10
2.1.4 Problématique de soulèvement de résidus miniers par le vent.....	10
2.2 Érosion éolienne	11
2.2.1 Historique des recherches.....	11
2.2.2 Mécanismes	12
2.3 Méthodes de mesure et de contrôle	15

2.3.1	Collecteurs de poussière.....	15
2.3.2	Souffleries	19
2.3.3	Portable In-Situ Wind Erosion Laboratory (PI-SWERL)	20
2.3.4	Efficacité des collecteurs.....	21
2.3.5	Méthodes de contrôle	24
2.4	Principaux modèles de prédiction	25
2.4.1	Wind Erosion Equation – WEQ.....	26
2.4.2	Revised Wind Erosion Equation – RWEQ.....	28
2.4.3	Wind Erosion Prediction System – WEPS.....	31
2.4.4	Single-event Wind Erosion Evaluation Program – SWEEP	37
2.5	Choix du modèle de prédiction.....	46
2.5.1	Principales données d’entrée et paramètres importants	47
2.5.2	Comparaison des modèles	51
CHAPITRE 3	MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	55
3.1	Récolte des données d’entrée	55
3.1.1	Sites d’études.....	55
3.1.2	Paramètres climatiques.....	55
3.1.3	Paramètres du sol.....	59
3.2	Collecte de poussières	64
3.2.1	Positionnement des appareils	64
3.2.2	Matériel de collecte	65
3.2.3	Échantillonnage.....	67
3.2.4	Filtration, séchage et pesage.....	68
3.2.5	Efficacité des collecteurs.....	70

3.2.6	Méthode d'interprétation de la collecte de particules	71
3.3	Utilisation du modèle choisi.....	74
3.3.1	Calcul de la vitesse de friction seuil.....	75
3.3.2	Modélisation de la perte de sol au cours d'un évènement venteux.....	78
3.4	Comparaison des données et calibrage du modèle	78
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		81
4.1	Sites expérimentaux.....	81
4.1.1	Site A.....	81
4.1.2	Site B.....	83
4.1.3	Site C	84
4.1.4	Site D.....	85
4.2	Caractérisation des résidus	87
4.2.1	Granulométries des résidus	87
4.2.2	Texture des résidus	88
4.2.3	Densité relative des grains solides.....	89
4.2.4	Densité apparente	89
4.2.5	Caractérisation des agrégats	90
4.3	Caractérisation des poussières.....	92
4.3.1	Variations verticales de la taille des particules	92
4.3.2	Variation verticale de l'efficacité des collecteurs BSNE	94
4.4	Paramètres d'entrée du modèle SWEEP	97
4.4.1	Paramètres de terrain.....	97
4.4.2	Paramètres du sol.....	98
4.4.3	Paramètres de surface du sol	99

4.5 Résultats de terrain	99
4.5.1 Données météorologiques et périodes d'échantillonnage	100
4.5.2 Collectes de poussières.....	107
4.6 Modélisations numériques.....	119
4.6.1 Site A.....	119
4.6.2 Site C.....	126
4.6.3 Site D.....	129
4.6.4 Vitesse de friction seuil	134
4.6.5 Estimations des quantités sortantes	135
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE	138
5.1 Caractérisation des résidus miniers	138
5.2 Caractérisation des poussières collectées	139
5.3 Analyse météorologique.....	140
5.3.1 Statistique éolienne.....	140
5.3.2 Génération de poussières lors d'évènements journaliers	140
5.3.3 Effets du vent sur un relief	140
5.3.4 Effets des rafales de vent.....	141
5.4 Collectes de poussières.....	142
5.5 Vitesse de friction seuil	142
5.6 Modélisations numériques.....	143
5.7 Modélisations numériques de solutions d'atténuation de l'érosion éolienne	145
CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	146
6.1 Conclusions	146
6.2 Recommandations	150

BIBLIOGRAPHIE 152

ANNEXES 161

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Principaux modèles analytiques du flux horizontal Q (kg/m), dû à la saltation et la reptation (adapté de Kok et al., 2012).	14
Tableau 2.2 : Efficacité des BSNE en fonction du diamètre des particules selon la littérature.	23
Tableau 2.3 : Description des sous-modèles du <i>Wind Erosion Prediction System</i> (WEPS) utilisés pour simuler la perte de sol causée par l'érosion éolienne, d'après Hagen (1991).	33
Tableau 2.4 : Tableau comparatif des différents modèles numériques de l'érosion éolienne et de leurs données d'entrée prises en charge (couleurs verte et jaune utilisées respectivement pour les données prises en charge ou non prises en charge).	52
Tableau 3.1 : Distance en kilomètres entre les stations météorologiques et les sites miniers.	55
Tableau 3.2 : Extrait de tableau de données historiques nécessaires pour la création de fichier Windgen.	56
Tableau 3.3 : Coefficients de rugosité aérodynamique de surface (Hémon, 2006).	58
Tableau 4.1 : Densité relative et poids volumique des résidus miniers de l'étude.	89
Tableau 4.2 : Masse volumique apparente des résidus miniers de l'étude, humides ou gelés.	89
Tableau 4.3 : Tableau des résultats d'estimation des paramètres GMD et GSD.	91
Tableau 4.4 : Tableau récapitulatif de l'efficacité de collecte des BSNE sur chaque site et en moyenne sur les 3 sites expérimentaux.	96
Tableau 4.5 : Tableau récapitulatif des corrections de l'efficacité de collecte des BSNE sur chaque site et en moyenne sur les 3 sites expérimentaux.	96
Tableau 4.6 : Tableau des paramètres d'entrée pour l'onglet « Field ».	97
Tableau 4.7 : Tableau des paramètres d'entrée pour l'onglet « Soil ».	98
Tableau 4.8 : Tableau des paramètres d'entrée pour l'onglet « Soil Surface ».	99
Tableau 4.9 : Flux horizontaux totaux calculés pour les différentes collectes et période de mesure par station sur le site A.	112
Tableau 4.10 : Flux horizontaux totaux des deux collectes par station pour le site C.	115

Tableau 4.11 : Flux horizontaux totaux des deux collectes par stations pour le site D.	118
Tableau 4.12 : Tableau des caractéristiques, paramètres et résultats des évènements simulés pour le site A.....	124
Tableau 4.13 : Tableau des caractéristiques, paramètres et résultats de l'évènement simulé pour le site C.....	128
Tableau 4.14 : Tableau des paramètres et résultats des évènements simulés pour le site D.....	132
Tableau 4.15 : Estimations des quantités de résidus miniers sortant des parcs à résidus de l'étude, pendant la période expérimentale.....	136

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Schéma de la méthode conventionnelle (résidus en pulpe).....	9
Figure 2.2 : Schéma de la méthode des résidus filtrés.	9
Figure 2.3 : Distribution granulométrique de résidus miniers échantillonnés en sortie d’usine de traitement de neuf mines canadiennes avant leur dépôt dans le parc à résidus (Bussière, 2007).	10
Figure 2.4 : Principaux mécanismes de l’érosion éolienne (adapté de Greeley et Iversen, 1985 et Kardous, 2005).	12
Figure 2.5 : Graphique illustrant la capacité de transport sous le vent pour les différents mouvements du phénomène d’érosion éolienne (USDA, 2007).....	13
Figure 2.6 : Schéma technique du collecteur BSNE, unités en mm (Goossens et Offer, 1994). ...	16
Figure 2.7 : Schéma technique du collecteur SUSTRA (Funk <i>et al.</i> , 2004).	17
Figure 2.8 : Schéma technique (à gauche, unité en mm) et photographie du collecteur MWAC (à droite) (Donk et Skidmore, 2001).	18
Figure 2.9 : Les souffleries mobiles expérimentales : (a) Schéma d’une soufflerie mobile (Maurer <i>et al.</i> , 2006), (b) Apparence d’une soufflerie en laboratoire (Yang <i>et al.</i> , 2018), (c) Apparence d’une soufflerie mobile sur le terrain (Maurer <i>et al.</i> , 2006).....	19
Figure 2.10 : Dispositif du PI-SWERL et ses différentes composantes.....	21
Figure 2.11 : Efficacité des collecteurs versus la vitesse du vent indépendamment de la méthode utilisée (adapté de Goossens et Offer, 1994).....	22
Figure 2.12 : Efficacité des collecteurs BSNE en fonction de la taille des particules collectées (Yang <i>et al.</i> , 2018).....	23
Figure 2.13 : Photographies illustrant l’étude sur le terrain de l’efficacité des abat-poussières en 2017 : (a) Application de différents abat-poussières sur plusieurs parcelles, (b) Formation d’une croûte élastique en surface après plusieurs mois.....	25
Figure 2.14 : Graphique espace-temps montrant les échelles spatio-temporelles des différents modèles d’érosion éolienne (adapté de Webb et McGowan, 2009).	26

Figure 2.15 : Exemple de résultats obtenus grâce au modèle WEQ (adapté de Fryrear, 1999).....	28
Figure 2.16 : Exemple de résultats obtenus à partir du modèle RWEQ avec $s = 50\text{m}$ et $Q_{max} = 1,0$ kg/m de large (d'après Fryrear <i>et al.</i> , 1999).....	31
Figure 2.17 : Structure du modèle WEPS, de ses composants, sous-modèles et bases de données (modifié d'après Wagner, 2013).	32
Figure 2.18 : Interface graphique du WEPS et ses principaux champs de sélection de données. .	35
Figure 2.19 : Extrait des résultats obtenus pour une simulation de deux ans.	36
Figure 2.20 : Extrait de l'interface utilisateur et de l'onglet <i>Field</i>	38
Figure 2.21 : Extrait de l'onglet <i>Soil Layers</i>	39
Figure 2.22 : Extrait de l'onglet <i>Soil Surface</i>	42
Figure 2.23 : Extrait de l'onglet <i>Weather</i>	43
Figure 2.24 : Parc à résidus de la mine Aitik, Suède (Jia <i>et al.</i> , 2014).	44
Figure 2.25 : Résultats de la modélisation SWEEP du parc à résidus de la mine Aitik au cours d'un évènement venteux journalier : (a) perte de sol total, (b) : perte de sol par saltation et reptation, (c) particules en suspension, (d) PM_{10} en suspension (d'après Jia <i>et al.</i> , 2014).....	45
Figure 2.26 : Schéma d'un parc à résidus et des principaux paramètres influençant les mécanismes de l'érosion éolienne.	47
Figure 2.27 : Photographie illustrant la faible présence de végétation sur un parc à résidu soumis au vent (Juin 2017).....	49
Figure 2.28 : Photographie de rides à la surface des résidus.....	49
Figure 2.29 : Carte du contexte spatial d'un parc à résidus.	50
Figure 2.30 : Schéma d'écoulement du vent au-dessus d'une barrière (d'après USDA-ARS, 2016).	51
Figure 3.1 : Dispositif de mesure de vent sur le terrain : (a) anémomètre de terrain à 2 m de hauteur, (b) boîtier d'acquisition de données.	57
Figure 3.2 : Anneau métallique rempli de résidus miniers humides.	59

Figure 3.3 : Résultat d'une analyse granulométrique sur le logiciel Malvern® Mastersizer.....	60
Figure 3.4 : Schéma d'un parc à résidus et rose des vents permettant de positionner les collecteurs en fonction des vents dominants.	64
Figure 3.5 : Schéma du dispositif de collecte de poussières muni de collecteurs BSNE.....	66
Figure 3.6 : Installation d'une station de collecte de poussières.	66
Figure 3.7 : Photographie d'un collecteur BSNE classique ayant capté des poussières (novembre 2018) après de forts vents.....	67
Figure 3.8 : Échantillonnage des poussières : poussières collectées dans les BSNE (à gauche), solution mise en bouteille (à droite).	68
Figure 3.9 : Photographie du dispositif de filtration sous vide : (a) Filtration sous-vide, (b) Ajout de la solution dans la fiole de Büchner, (c) Gâteaux de particules sur le papier filtre.....	68
Figure 3.10 : Photographies : (a) Filtre-presse de laboratoire, (b) Particules sur le papier-filtre, (c) gâteaux de particules après le séchage.	69
Figure 3.11 : Graphiques explicatifs de la méthode : en haut, distribution granulométrique de la taille des particules de résidus miniers et, en bas, abaque de l'efficacité des collecteurs BSNE en fonction de la taille des particules (Yang <i>et al.</i> , 2018).....	71
Figure 3.12 : Schéma d'une station BSNE (à gauche) et graphique de la masse de particules récoltées et corrigées au cours d'un évènement pour chaque hauteur (à droite).....	72
Figure 3.13 : Graphique illustrant la fonction puissance $q(z)$ et l'aire d'intégration du flux horizontal total (Q) au niveau d'une station de collecte.....	73
Figure 3.14 : Schéma d'un parc à résidus et d'une station de collecte de poussières.	74
Figure 3.15 : Fenêtre permettant la sélection de la station météorologique à utiliser pour simuler la vitesse de friction seuil sur un site.	75
Figure 3.16 : Extrait du fichier Windgen pour la station du site A.	76
Figure 3.17: Extrait de la table « Wind Generator » au mois de novembre pour le site A.	77
Figure 3.18 : Extrait de la fenêtre de résultats du modèle SWEEP.....	78

Figure 3.19 : Extrait de la fenêtre de résultats du modèle SWEEP et positionnement de la station de collecte.....	79
Figure 4.1 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station du site A : (a) pour la période entre 2013 à 2017, (b) pour la période d'étude en 2018.	82
Figure 4.2 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station B : (a) pour la période de 2013 à 2017, (b) pour la période 2018.	83
Figure 4.3 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station C : (a) pour la période 2013 à 2017, (b) pour la période d'étude en 2018.	85
Figure 4.4 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station D : (a) pour la période 2013 à 2017, (b) pour la période d'étude allant d'août à octobre en 2018.....	86
Figure 4.5 : Graphique illustrant la distribution granulométrique des 4 résidus étudiés.	87
Figure 4.6 : Diagramme ternaire de la texture des sols (Soil Science Division Staff, 2017).....	88
Figure 4.7 : Graphique de probabilité de la distribution log-normale du diamètre des agrégats. ...	91
Figure 4.8 : Variation du diamètre moyen des particules en fonction des hauteurs des collecteurs aux sites expérimentaux.	92
Figure 4.9 : Répartition en pourcentage de 5 classes de tailles de particules (≤ 4 , 4 à 63, de 63 à 125, de 125 à 200 et $\geq 200 \mu\text{m}$) à cinq hauteurs (10, 35, 60, 100 et 150 cm) pour les sites expérimentaux (A, C et D).	94
Figure 4.10 : Efficacité des BSNE pour les différents sites en fonction de la hauteur.	95
Figure 4.11 : Données météorologiques de la station proche du site C, pendant la période expérimentale, et périodes de collecte : a) vitesse du vent, b) température et précipitations.	100
Figure 4.12 : Vitesse du vent enregistrée par les anémomètres (Pente Nord et Bas).....	102
Figure 4.13 : Roses des vents réalisées à partir des données des vitesses de vent enregistrées par les anémomètres : (a) en bas du PAR, (b) sur la pente exposée au Nord en haut du PAR.....	102

Figure 4.14 : Roses des vents réalisées à partir des données des vitesses des rafales de vent enregistrées par les anémomètres : (a) en bas du PAR, (b) sur la pente Nord en haut du PAR.	103
Figure 4.15 : Données météorologiques de la station proche du site C, pendant la période expérimentale, et périodes de collecte : a) vitesse du vent, b) température et précipitations.	104
Figure 4.16 : Données météorologiques de la station proche du site D pendant la période expérimentale : a) vitesse du vent; b) température et précipitations.	106
Figure 4.17 : Distribution des masses collectées en fonction de la hauteur pour les 7 récoltes... 108	
Figure 4.18 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur au-dessus des résidus pour les collectes 1, 2 et 2* 109	
Figure 4.19 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur au-dessus des résidus pour les collectes 3, 4 et 5..... 110	
Figure 4.20 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur au-dessus des résidus pour les collectes 6 et 7..... 111	
Figure 4.21 : Graphique illustrant les différents flux horizontaux (kg/m de largeur) en fonction de l'élévation du parc par rapport à sa base. 113	
Figure 4.22 : Distribution des masses collectées sur le site C pour les collectes 1, du 22 août au 13 septembre (à gauche), et 2, du 20 septembre au 15 octobre (à droite). 114	
Figure 4.23 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur pour les collectes 1 et 2.	115
Figure 4.24 : Distribution des masses collectées sur le site D pour les collectes 1, du 09 août au 13 septembre (à gauche), et 2, du 13 septembre au 10 novembre (à droite). 117	
Figure 4.25 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur pour la collecte 1..... 117	
Figure 4.26 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur pour les collectes 1 et 2.	118

Figure 4.27 : Modèle numérique du site A présentant les barrières (en rouge) et les résidus miniers (en vert).	120
Figure 4.28 : Résultats de la modélisation du 5 octobre 2018.	121
Figure 4.29 : Résultats de la modélisation du 18 octobre 2018.	122
Figure 4.30 : Résultats de la modélisation des 11, 14 et 17 novembre 2018.	123
Figure 4.31 : Modèle numérique du site C présentant les barrières (en rouge) et les résidus miniers (en vert).	126
Figure 4.32 : Résultats de la modélisation du 12 septembre 2018.	127
Figure 4.33 : Modèle numérique du site D présentant les barrières (en rouge) et les résidus miniers (en vert).	129
Figure 4.34 : Résultats de la modélisation du 10 septembre 2018.	130
Figure 4.35 : Résultats de la modélisation du 10 novembre 2018 jusqu'à midi.	131
Figure 4.36 : Photographie, depuis la digue Sud, du nuage de poussière s'envolant du Sud vers le Nord du parc le 10 novembre 2018 (11h00).	131
Figure 4.37 : Résultats de la modélisation du 10 novembre 2018 (journée entière).	133
Figure 4.38 : Résultats des estimations de la vitesse de friction seuil pour le site C : (a) pour un sol sec (teneur en eau de 0%), (b) pour un sol légèrement humide (teneur en eau de 3%).	134
Figure 4.39 : Vitesse de friction seuil en fonction de la teneur en eau massique du sol.	135
Figure 5.1 : Corrélation entre les pertes de sol totales mesurées versus celles simulées avec le modèle SWEEP.	144

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

A	anémomètre
AUSLEM	Australian Land Erodibility Model
BOSTRA	BOttle Sediment TRAp
BSNE	Big Spring Number Eight
CARMA	Community Aerosol and Radiation Model for Atmospheres
CP	collecteur de poussières
CRE	courbe de rétention d'eau
D ₁₀	diamètre des grains correspondant à 10 % du poids cumulé
D ₃₀	diamètre des grains correspondant à 30 % du poids cumulé
D ₆₀	diamètre des grains correspondant à 60 % du poids cumulé
DEAD	Dust Entrainment And Deposition
DMA	drainage minier acide
DPM	Dust Production Model
GMD	geometric mean diameter
GOCART	Global Ozone Chemistry Aerosol Radiation and Transport
GSD	geometric standard deviation
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IRME	Institut de Recherche en Mines et Environnement
IWENS	Integrated Wind Erosion Modelling System
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec

MWAC	Modified Wilson and Cooke
PAR	parc à résidus
PI-SWERL	Portable In-Situ Wind Erosion Laboratory
PM	particules de matières
PM ₁₀	particules respirables, de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 10 microns
PM _{2.5}	particules fines, de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 2,5 microns
PST	particules en suspension totales
Q	flux horizontal
RPM	révolutions par minute
RWEQ	Revised Wind Erosion Equation
SL	perte de sol
SUSTRA	SUSpended Sediment TRAp
SWEEP	Single-event Wind Erosion Evaluation Program
TEAM	Texas Erosion Analysis Model
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de Recherche et de Service en Technologie Minérale
USDA	United States Department of Agriculture
USDA-ARS	United States Department of Agriculture - Agricultural Research Service
WEAM	Wind Erosion Assessment Model
WEELS	Wind Erosion on European Lights Soil
WEPS	Wind Erosion Prediction System
WEQ	Wind Erosion Equation
WESS	Wind Erosion Stochastic Simulator
Ag	argent

E	Est
N	Nord
S	Sud
W	Ouest
Da	densité apparente sèche
Dr	densité relative des grains solides
e	indice des vides
g	constante gravitationnelle (= 9,8 N/m ² /kg ²)
k	constante de Von Kerman (=0,4)
n	porosité
ρ_a	masse volumique de l'air
ρ_d	masse volumique apparente
ρ_s	masse volumique des grains solides
θ	teneur en eau volumique
u_*	vitesse de cisaillement
u_{*t}	vitesse de friction seuil
W	teneur en eau massique
W_{1500}	teneur en eau massique à 1500 kPa ou point de flétrissement
z_0	rugosité aérodynamique
π	pi
ψ	succion
°	degrés par rapport au Nord géographique
°C	degrés Celsius
μm	micromètre

cm	centimètre
Mg	mégagramme (1 Mg = 1000 kg =1 tonne)
g	gramme
mg	milligramme
kg	kilogramme
km	kilomètre
kPa	Kilopascal
m	mètre
mm	millimètre
cm ³	centimètre cube
g/cm ³	gramme par centimètre cube
J/kg	joules par kilogramme
kg/kg	kilogramme par kilogramme
kg/m	kilogramme par mètre
kg/m ²	kilogramme par mètre carré
kg/m ³	kilogramme par mètre cube
km/h	kilomètre par heure
km ²	kilomètre carré
L/m ²	litre par mètre carré
m/s	mètre par seconde
m ²	mètre carré
m ² /m ²	mètre carré par mètre carré
m ³ /m ³	mètre cube par mètre cube
Mg/m ³	mégagramme par mètre cube

mg/m ³	milligramme par mètre cube
Mg/Mg	mégagramme par mégagramme
mm/mm	millimètre par millimètre
t/m ³	tonne par mètre cube

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Procédure d'utilisation du logiciel WRPLOT View 8.0.2.....	161
Annexe B : Résultats des mesures de densité apparente.....	171
Annexe C : Distribution granulométrique des résidus du site A, par voie humide et sèche.	172
Annexe D : Distribution granulométrique des résidus du site B, par voie humide et sèche.	173
Annexe E : Distribution granulométrique des résidus du site C, par voie humide et sèche.	174
Annexe F : Distribution granulométrique des résidus du site D, par voie humide et sèche.	175
Annexe G : Distribution granulométrique des poussières collectées sur le site A.....	176
Annexe H : Distribution granulométrique des poussières collectées sur le site C.....	180
Annexe I : Distribution granulométrique des poussières collectées sur le site D.....	182
Annexe J : Courbe de rétention d'eau des différents résidus miniers	184

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte

Depuis la fin du XX^{ème} siècle, les effets des contaminants de l'air sur la santé et sur l'environnement ont été sujets à de nombreuses interrogations. Aujourd'hui, ceux-ci sont définis et reconnus, bien que complexes à démontrer sur le plan scientifique. La pollution de l'air est un facteur important, surtout avec des proportions de population grandissantes en milieu urbain et exposées de manière quotidienne. C'est pour cette raison que la réduction des problèmes de santé liés à la pollution de l'air a été retenue comme l'un des objectifs du Programme National de Santé Publique 2003-2012 (Institut National de Santé Publique du Québec, INSPQ, 2012).

Dans le rapport de l'INSPQ (2012) présenté conjointement avec le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), la compréhension globale de la problématique de la qualité de l'air au Québec est de faciliter l'analyse et l'interprétation des données de surveillance qui y sont associées. Le rapport porte sur les principaux contaminants atmosphériques réglementés et mesurés au Québec de 1975 à 2009, qui sont les particules de matières (PM), les oxydes d'azote (NO et NO₂), l'ozone (O₃), le dioxyde de soufre (SO₂) et le monoxyde de carbone (CO). Pendant cette période, les résultats de cette étude témoignent globalement d'une nette amélioration de la qualité de l'air ambiant au Québec.

La politique du Québec, vis-à-vis des impacts potentiels des contaminants de l'air sur la santé, est d'améliorer la qualité des données et de consolider le réseau de surveillance de la qualité de l'air, en considérant les besoins des directions de santé publique et des autres sources d'information. De même, les directions de santé publique devraient être en mesure d'appliquer la méthodologie développée à l'échelle du Québec afin de documenter les problématiques locales et régionales de la qualité de l'air (INSPQ, 2012). Le Québec a comme volonté de minimiser les émissions de ces contaminants atmosphériques et par conséquent d'atténuer ou d'inhiber les impacts qu'ils peuvent avoir sur l'environnement et l'humain.

Ces émissions de particules en suspension dans l'air sont d'origine naturelle et/ou anthropique. Elles se composent d'un mélange de substances organiques et minérales, sous forme solide ou liquide. Les principaux composants en sont les sulfates, les nitrates, l'ammonium, le chlorure de sodium, le carbone, les matières minérales et l'eau. Les particules se distinguent par leur taille et

leur diamètre aérodynamique. Le diamètre aérodynamique correspond au diamètre d'une particule sphérique qui possède une masse volumique de 1 g/cm^3 . D'un point de vue aérodynamique, cette particule sphérique a la même vitesse de sédimentation dans un fluide que la particule étudiée dont on ne connaît pas précisément la forme.

Les particules en suspension totale (PST) correspondent à toutes les particules dont le diamètre aérodynamique est de 100 à 150 microns (μm) et moins. Cette classe de particules a été la plus mesurée depuis le début des études sur la pollution atmosphérique. Ensuite, les PM_{10} , particules dites « respirables » dont le diamètre aérodynamique moyen est inférieur à 10 microns (μm). Les PM_{10} ont été mesurées durant quelques années ; cette mesure a été remplacée en grande partie par celle des particules fines ($\text{PM}_{2.5}$). Ces particules, de moins de $2,5 \mu\text{m}$ de diamètre aérodynamique, constituent la classe de taille présentant le plus d'intérêt pour la santé parce qu'elles sont susceptibles de pénétrer dans les alvéoles pulmonaires et d'interagir fortement avec le corps humain. De plus, les $\text{PM}_{2.5}$ contiennent des produits toxiques provenant des procédés industriels et de la combustion tels que les métaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dont certains sont considérés comme cancérigènes (United States Environmental Protection Agency, 2009).

Par ailleurs, la lutte contre cette forme de pollution est complexe du fait qu'une partie des particules fines provienne de la transformation chimique de contaminants précurseurs dans l'atmosphère (dioxyde de soufre, oxydes d'azote ou composés organiques volatiles). Le terme de particules d'origine secondaire est employé pour les différencier des particules directement émises dans l'air, qualifiées de primaires (Paradis, 2011).

Les particules sont générées par les activités anthropiques telles que les industries, le chauffage au bois, la circulation automobile, de même que d'autres sources d'origine naturelles comme les incendies de forêt, l'activité volcanique et l'érosion. En moyenne au Québec, de 2002 à 2008, les principales sources anthropiques d'émissions atmosphériques de particules fines sont le chauffage au bois (43 %) et les industries (40 %). Les particules fines ($\text{PM}_{2.5}$) d'origine industrielle proviennent surtout de l'extraction de minerai, des alumineries, des pâtes et papiers (Institut National de Santé Publique du Québec, 2012).

Les particules en suspension jouent un rôle prépondérant sur la santé humaine et l'environnement. Les effets des particules sur la santé humaine dépendent de leur granulométrie et de leur

composition chimique et par conséquent de leur origine. Les substances chimiques variées absorbées ou contenues sur la surface des particules peuvent être importantes pour toutes les tailles de particules. La toxicité des particules peut être due aux sulfates, aux nitrates, aux acides et aux métaux (Künzli *et al.*, 2010). D'après Gérin *et al.* (2003), les particules fines sont considérées comme un indicateur majeur du risque sanitaire en terme de pollution atmosphérique.

Aux concentrations auxquelles sont exposées la plupart des populations urbaines et rurales, les particules ont des effets nuisibles sur la santé. En effet, il n'existerait pas de concentration au-dessous de laquelle il n'y aurait aucun effet indésirable sur la santé et le risque sanitaire augmenterait avec l'importance de l'exposition (Organisation Mondiale de la Santé, 2006). À court terme, une exposition aux PM_{2.5} est associée à des effets sur le système respiratoire (irritations, inflammations des bronches, etc.) et cardiovasculaire (arythmies, augmentation de la viscosité sanguine, etc.). L'augmentation de l'exposition journalière aux PM_{2.5} est aussi associée à une augmentation de la mortalité et de la morbidité quotidienne (visites aux urgences, hospitalisations) (United States Environmental Protection Agency, 2009). L'exposition chronique pourrait engendrer une diminution permanente de la capacité pulmonaire, en plus d'être associée à un accroissement de la mortalité cardiovasculaire, respiratoire voire cancers pulmonaires. Quelques études ont établi des associations certaines entre l'exposition à long terme aux PM_{2.5} et la mortalité (Organisation Mondiale de la Santé, 2006). Pour minimiser l'impact de l'activité humaine sur l'environnement, les facteurs responsables de l'érosion éolienne doivent être compris en fonction de son contexte (Fryrear *et al.*, 1999).

1.2 Problématique

La gestion des émissions de poussières est l'un des enjeux majeurs pour l'industrie minière, que ce soit au niveau des opérations de la mine (forage, dynamitage, broyage, circulation des engins lourds) ou de l'érosion éolienne d'origine naturelle. Les zones exposées à ce phénomène naturel correspondent aux aires d'entreposage des rejets miniers, c'est-à-dire aux parcs à résidus et aux haldes à stériles, qui eux sont d'origine anthropique. Pour rappel, l'industrie minière représente environ 17% des émissions atmosphériques des particules fines au Québec, entre 2002 et 2008 (Institut National de Santé Publique du Québec, 2012). C'est pourquoi l'intérêt du gouvernement québécois, avec les compagnies minières, est de contrôler les émissions de particules fines et d'agir contre cette problématique.

L'érosion éolienne est un problème rencontré sur plusieurs parcs à résidus miniers et haldes à stériles. Elle survient lorsque les particules des rejets miniers sont soumises à la dessiccation par le soleil à la fin du printemps, durant l'été et au début de l'automne ou plus particulièrement par cryodessiccation (*freeze-drying*) au début du gel de l'automne (Bisal et Pelton, 1971; Bullock *et al.*, 1999) et ne résistent pas aux forces de cisaillement causées en surface par le vent. Cette érosion entraîne l'émission de particules potentiellement contaminées hors des aires d'entreposage de ces rejets miniers, ce qui peut engendrer des conséquences environnementales et sanitaires.

Bien que peu de travaux aient été réalisés dans ce domaine, il est aujourd'hui avéré que l'activité minière puisse générer naturellement des particules, fines et grossières avec des concentrations élevées en As, Cr, Hg et Pb (Brotons *et al.*, 2010; Corriveau *et al.*, 2011; Csavina *et al.*, 2011; Meza-Figueroa *et al.*, 2009). De plus, lorsque les rejets miniers sont générateurs de drainage minier acide (DMA), le processus d'érosion éolienne facilite la dispersion des résidus et, de fait, la génération de DMA à plus grande échelle. En résumé, la dispersion des résidus miniers peut avoir une grande influence sur la qualité de l'environnement avoisinant les parcs, selon la nature des résidus (Conesa *et al.*, 2006). Les particules fines générées lors du processus d'érosion éolienne des aires d'entreposage sont généralement plus problématiques que les particules grossières. En effet, les contaminants y sont préférentiellement concentrés et ces particules sont susceptibles de se disséminer sur de plus grandes distances, surtout dans des régions dépourvues de barrière au vent.

La population humaine, vivant à proximité des opérations minières, peut également être affectée par ces dispersions. En effet, les résidents des villes situées près des mines peuvent être exposés à des poussières et à d'autres matières transportées par l'érosion éolienne des haldes à stériles et des parcs à résidus miniers (Meza-Figueroa *et al.*, 2009). Finalement, lors de la fermeture du site minier, il peut s'avérer problématique de décontaminer un site où une dispersion éolienne a eu lieu ; les coûts peuvent être beaucoup plus élevés que pour un site où elle a été contrôlée.

Depuis plusieurs années, des modèles analytiques ou numériques sont notamment développés pour quantifier les pertes de sol ainsi que la dispersion atmosphérique, comme les émissions d'aérosols minéraux (Webb et McGowan, 2009; Zobeck *et al.*, 2003). Le développement de ces modèles, plus généralement destinés aux secteurs agricole et industriel, a joué un rôle central dans la compréhension du processus d'érosion éolienne pour des échelles spatiotemporelles distinctes.

Toutefois, dans la plupart des cas, les modélisations sont encore réalisées en fonction du degré de compréhension des mécanismes clés, de la complexité du système de modélisation et de la disponibilité des données d'entrée (Shao, 2009). Lorsqu'on vise à évaluer ou prédire l'érosion éolienne sur un parc à résidus miniers, le choix du modèle prédictif est un des défis.

Dans le cadre de ce mémoire de recherche, l'étude s'est effectuée au sein de l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME), de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) et de l'École Polytechnique de Montréal.

1.3 Objectifs

L'objectif principal de ce projet est de sélectionner et appliquer un modèle numérique pertinent existant et capable d'estimer les pertes de sols occasionnées par des vents puissants sur les parcs à résidus. Les résultats attendus devront quantifier les particules en suspension, comme la perte de sol totale (kg/m^2), les particules en suspension, notamment les PM_{10} et les $\text{PM}_{2.5}$ (kg/m^2) ainsi que les quantités de résidus sortant.

Ainsi, la vulnérabilité, face à l'érosion éolienne des aires de stockage de résidus, pourra être quantifiée et des mesures préventives, contre ce phénomène, pourront être mises en place afin de diminuer les émissions des particules fines dans l'air et dans l'environnement.

Pour la réalisation du projet, les objectifs spécifiques suivants ont été identifiés:

- Réaliser une synthèse bibliographique des travaux de recherche antérieurs sur le sujet ;
- Compiler les données météorologiques et réaliser des roses des vents pour chacun des sites d'étude ;
- Choisir un modèle numérique permettant d'atteindre l'objectif principal ;
- Caractériser des résidus miniers et déterminer les intrants au modèle choisi ;
- Installer des équipements de mesure (collecteur de poussières de type BSNE et anémomètre à 2 m de hauteur) et réaliser la collecte de poussières pour des événements venteux et suivi des conditions de terrain;

- Calibrer des paramètres importants du modèle grâce aux collectes de poussières pour les deux périodes sujettes à l'érosion éolienne : estivale (période humide) et freeze-drying (période de gel);
- Modéliser les pertes de sol et estimer les quantités sortantes de la zone d'étude pour la période de mesure.

1.4 Contenu du mémoire

Dans le cadre de ce sujet de recherche, le deuxième chapitre du mémoire fera un état des lieux de la recherche sur l'érosion éolienne, présentera les différents types de collecteurs de poussières, expliquera le phénomène d'érosion éolienne et détaillera les principaux modèles prédictifs issus de la littérature, tout en présentant leurs avantages et leurs inconvénients. L'objectif de cette revue de littérature est d'établir une compréhension du sujet, des appareils de mesure, ainsi qu'une comparaison des modèles afin de proposer un modèle pouvant être appliqué au niveau d'un site minier (échelle locale à régionale). L'intérêt de cette étape est également de définir les données d'entrée nécessaires à l'utilisation d'un modèle numérique.

Le troisième chapitre présentera le matériel utilisé lors de cette étude ainsi que les méthodes choisies pour répondre au mieux aux objectifs. Il s'agira de présenter les méthodes de collecte de données, les différentes méthodes de collecte, l'échantillonnage et la méthode d'interprétation des résultats. Ensuite, l'utilisation du modèle choisi sera détaillée avant d'aborder le calibrage du modèle grâce aux résultats de terrain.

Le chapitre 4, présentera l'ensemble des résultats de la recherche, en commençant par les différents sites d'étude et le positionnement des appareils de mesure de l'érosion éolienne. Ensuite, les résultats de la caractérisation des différents résidus miniers seront présentés ainsi que ceux de la caractérisation des poussières collectées. Respectivement, ces résultats serviront d'intrants au modèle numérique choisi et définiront l'efficacité des collecteurs sur chaque site. Les résultats de terrain porteront sur les conditions météorologiques et les quantités de poussières récoltées. Ces dernières seront comparées avec les résultats des modélisations numériques d'événements journaliers captés. Enfin, une estimation des quantités sortant des limites du parc à résidus sera faite, à partir des modélisations réalisées, pour la période expérimentale.

Le cinquième chapitre portera sur une discussion générale des résultats obtenus lors de ce projet de recherche. Les résultats obtenus seront comparés entre chaque site d'étude et avec des études antérieures. Pour finir, le chapitre 6 conclura ce travail de recherche puis proposera des recommandations et orientations à prendre pour les recherches futures.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Le but de ce chapitre est de faire l'inventaire des recherches sur l'érosion éolienne et d'en faire une synthèse adaptée au sujet de recherche du présent mémoire. Ce chapitre développera les zones d'études concernées (parcs à résidus), le phénomène d'érosion éolienne, les méthodes de mesure et de contrôle connues, un inventaire des différents modèles numériques existants pour la prédiction de l'érosion éolienne et la méthodologie associée au choix du modèle prédictif de l'érosion éolienne utilisé dans cette étude.

2.1 Parcs à résidus

Dans le cadre de cette étude, quatre sites étaient partenaires au projet et ont mis à disposition leurs parcs à résidus pour les travaux de recherches.

2.1.1 Génération des rejets de concentrateur ou résidus

Les exploitations minières extraient du sous-sol des métaux ayant une valeur économique, généralement de l'or, du cuivre, du plomb et du zinc. Cette industrie génère d'importantes quantités de rejets miniers. Parmi les différents types de rejets solides produits (stériles, résidus, boues de traitement des eaux minières acides, etc...), les rejets de concentrateur (ou résidus miniers) correspondent à des particules de roches finement broyées dans l'usine de traitement (ou concentrateur). Ces rejets sans valeur économique doivent être gérés par la compagnie minière et sont généralement entreposés dans des aires d'accumulation ou parcs à résidus à la surface, sur la propriété de la mine. Dans le cas de mines souterraines, une partie de ces résidus est retournée sous terre pour le remblayage des chantiers.

2.1.2 Entreposage : parcs à résidus

Les aires d'entreposage des résidus miniers permettent de stocker de grandes quantités de déchets miniers. Il existe plusieurs méthodes de transport et de remplissage des résidus. La méthode conventionnelle d'entreposage des résidus consiste à déposer les rejets sous forme de pulpe, entre 25 et 45 % solides (pourcentage solide = masse du solide/masse totale), dans un parc à résidus ceinturé de digues retenant le matériau résiduel et les eaux minières. Néanmoins, des problèmes de stabilité physique et chimique (dans le cas de résidus potentiellement générateurs de drainage minier acide) sont fréquemment observés avec ce mode de stockage (Martin *et al.*, 2005; Bussière,

2007). Pour améliorer la stabilité hydrogéotechnique des résidus, de nouvelles approches ont été développées au cours des deux dernières décennies. Celles-ci consistent à densifier les rejets (résidus épaissis, en pâtes ou filtrés) avant leur déposition dans les parcs. D'autres méthodes développées plus récemment telles que la désulfuration environnementale (Benzaazoua *et al.*, 2000; Derycke, 2012), l'utilisation de rejets de concentrateur dans les recouvrements (Bussière *et al.*, 2004), le remblayage souterrain (Benzaazoua *et al.*, 1999, 2002) et la co-disposition avec les stériles miniers (Aubertin *et al.*, 2011) sont considérées comme des alternatives pertinentes (totales ou partielles) aux méthodes de gestion des résidus conventionnelles afin de réduire les impacts environnementaux (autant géotechniques que géochimiques) liés aux parcs à résidus miniers. La Figure 2.1 illustre un parc à résidus dans lequel la pulpe est acheminée par conduite ; la Figure 2.2 présente un parc à résidus filtrés acheminés par camion depuis le concentrateur.

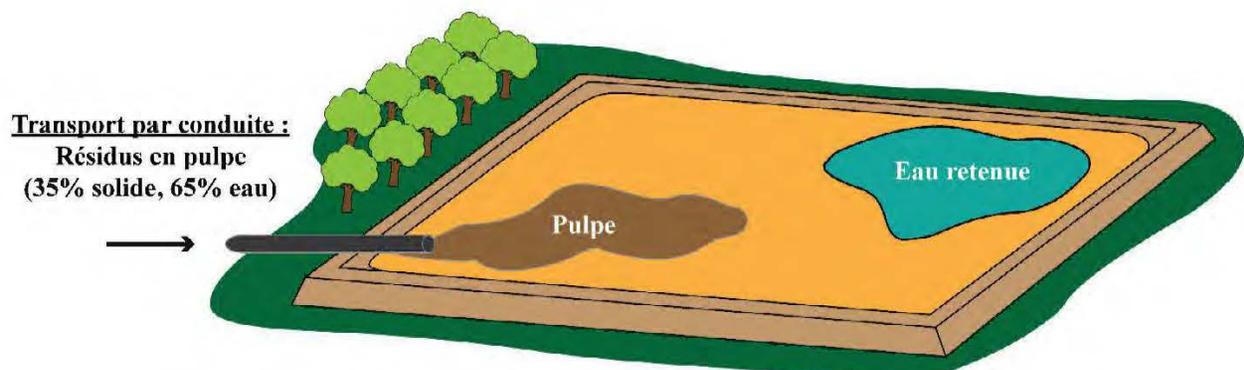


Figure 2.1 : Schéma de la méthode conventionnelle (résidus en pulpe).

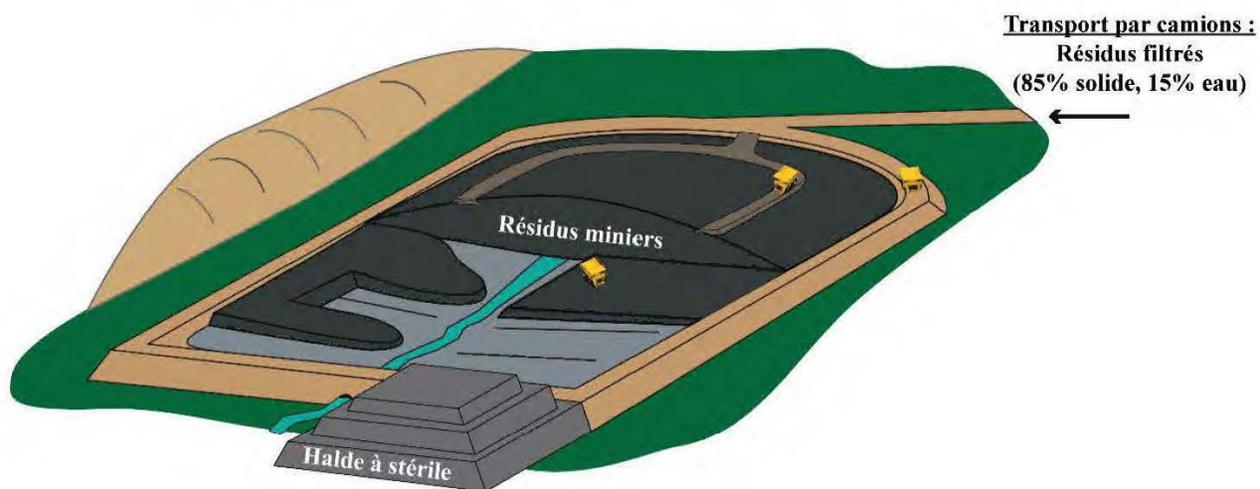


Figure 2.2 : Schéma de la méthode des résidus filtrés.

2.1.3 Propriétés des résidus miniers

Les résidus miniers issus de l'extraction de roches dures sont généralement composés de particules de sable fin ou de silt (Bussière, 2007). La Figure 2.3 présente les distributions granulométriques de neuf échantillons de rejets de concentrateurs en sortie d'usine, de neuf mines de roches dures canadiennes. En utilisant le système de classification unifiée des sols (Unified Soil Classification System, USCS; McCarthy, 1998), ces résidus miniers peuvent être classifiés, avant la déposition, comme des silts sableux de faible plasticité (ML) (Bussière, 2007).

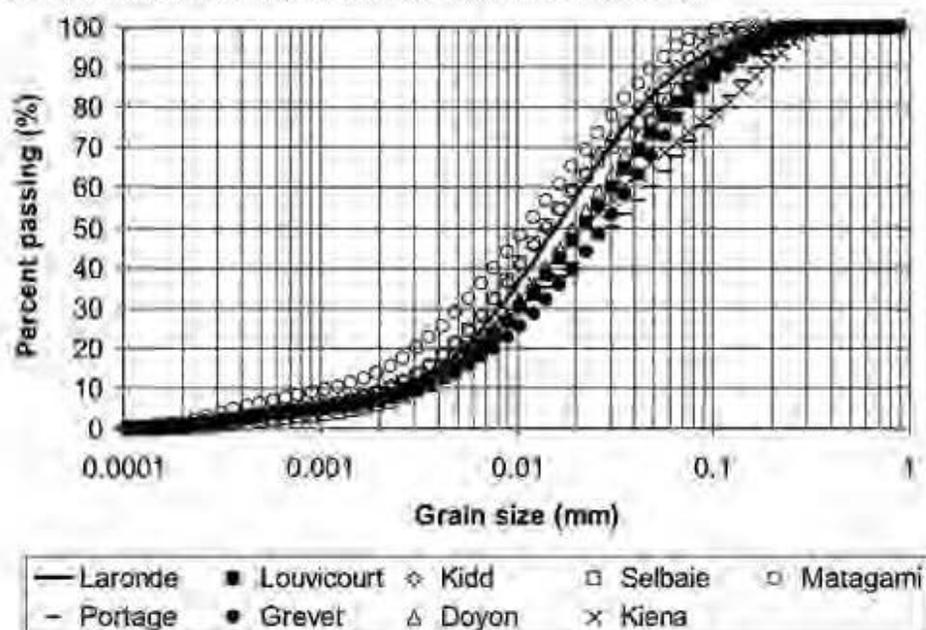


Figure 2.3 : Distribution granulométrique de résidus miniers échantillonnés en sortie d'usine de traitement de neuf mines canadiennes avant leur dépôt dans le parc à résidus (Bussière, 2007).

Un autre paramètre est la densité relative (D_r) des grains solides, qui varie en fonction de la minéralogie du gisement. Pour les mines d'or, les gisements sont souvent dans des veines de quartz et la densité relative est comprise entre 2,6 et 2,9. Pour les gisements sulfureux, la D_r varie entre 2,9 et 4,5. Cette propriété affecte la consolidation, la porosité et la pression d'eau interstitielle (Bussière, 2007).

2.1.4 Problématique de soulèvement de résidus miniers par le vent

Les parcs à résidus peuvent être qualifiés de vastes étendues dans lesquelles la végétation pousse rarement et lentement. Lorsque la surface des résidus asséchés est soumise à de forts vents, on peut observer l'envol des résidus hors des parcs. Ce phénomène est d'autant plus actif en hiver lorsque

les résidus sont secs, gelés et non recouverts de neige (*freeze-drying*). Des travaux de recherche sont requis pour comprendre et mieux contrôler ces émissions de poussières chargées en métaux lourds et dans certains cas, en minéraux sulfureux hors des aires d'entreposage.

2.2 Érosion éolienne

L'érosion éolienne est un phénomène naturel lié à l'exposition des sols aux vents et à leur déplacement sur un terrain donné. Il est donc nécessaire de comprendre ces mécanismes pour arriver à quantifier ce processus numériquement.

Afin d'évaluer l'impact du vent sur un site donné, la modélisation numérique de ce processus permettra d'anticiper la quantité et la dispersion des poussières. Le choix d'un modèle sera adapté à l'échelle des parcs à résidus et prendra en compte le maximum de paramètres influençant le phénomène d'érosion éolienne (sol, surface, climat, localisation, dimensions du terrain etc...).

2.2.1 Historique des recherches

Les problèmes de santé liés à l'érosion éolienne sont connus depuis longtemps. En 1806, Lewis et Clark (1806) considèrent que ces problèmes d'émissions de poussières dans le Pacifique Nord-Ouest datent d'avant les activités agricoles. Dans les années 1930, la mort de bétail dans les grandes plaines centrales d'Amérique du Nord montre que le vent présente des problèmes environnementaux et de santé (Malin, 1946).

Des recherches sur le terrain et en laboratoire ont réellement commencé dans le domaine agricole, à la suite de ces événements, pour connaître les facteurs qui contrôlent l'érosion éolienne. Une étude simultanée de tous les facteurs contribuant à ce phénomène fut irréalisable, cependant, il a été possible d'étudier un facteur à la fois. Alors que beaucoup de facteurs furent définis comme interconnectés, les hypothèses se développèrent sur comment chacun de ces facteurs influence l'érosion éolienne (Fryrear *et al.*, 1999). L'identification et la combinaison de tous ces facteurs ont permis de servir de base pour le développement des modèles numériques prédictifs de l'érosion éolienne (Gregory *et al.*, 2004).

Le premier modèle d'érosion éolienne, appelé *Universal Wind Erosion Equation*, a été mis à jour et publié comme *Wind Erosion Equation* (WEQ) (Woodruff et Siddoway, 1965). Ce modèle fut le seul modèle disponible pour prédire l'érosion éolienne jusqu'à la mise en service du *Revised Wind*

Erosion Equation (RWEQ) par Fryrear *et al.* (1999). À partir de ces travaux, d'autres auteurs ont développé leurs versions de modèles numériques.

2.2.2 Mécanismes

Le processus d'érosion éolienne est un phénomène complexe à l'origine du détachement, par déflation ou abrasion, des particules du sol, de leur transport et de leur dépôt à court ou long terme. Ce phénomène intervient, par action mécanique, lorsque le vent souffle suffisamment assez fort sur la surface du sol et entraîne la mise en mouvement de la couche superficielle du sol. Il s'effectue selon trois mouvements fondamentaux et dépend de la taille des particules ou des agrégats de particules et de leur densité (Bagnold, 1941; Fryrear *et al.*, 1991; Kardous, 2005).

Les trois mouvements de ce phénomène sont (Figure 2.4) :

- La saltation correspond à un flux horizontal, dans lequel les particules de diamètre compris entre 100 et 1 000 μm se déplacent par sauts successifs dans le sens de l'écoulement de l'air. Entre 50 et 80% des particules peuvent être transportées par saltation.
- La suspension est un flux vertical, où les particules fines, inférieures à 100 μm , sont mises en flottaison par le vent et peuvent être déplacées sur de très longues distances depuis les zones sources. De 20 à plus de 60% des particules peuvent être déplacées par suspension.
- La reptation est un flux horizontal où les particules grossières, de diamètre supérieur à 1 000 μm , se déplacent le long de la surface sans pouvoir être soulevées par le vent. Entre 5 et 25% des particules peuvent être déplacées par reptation.

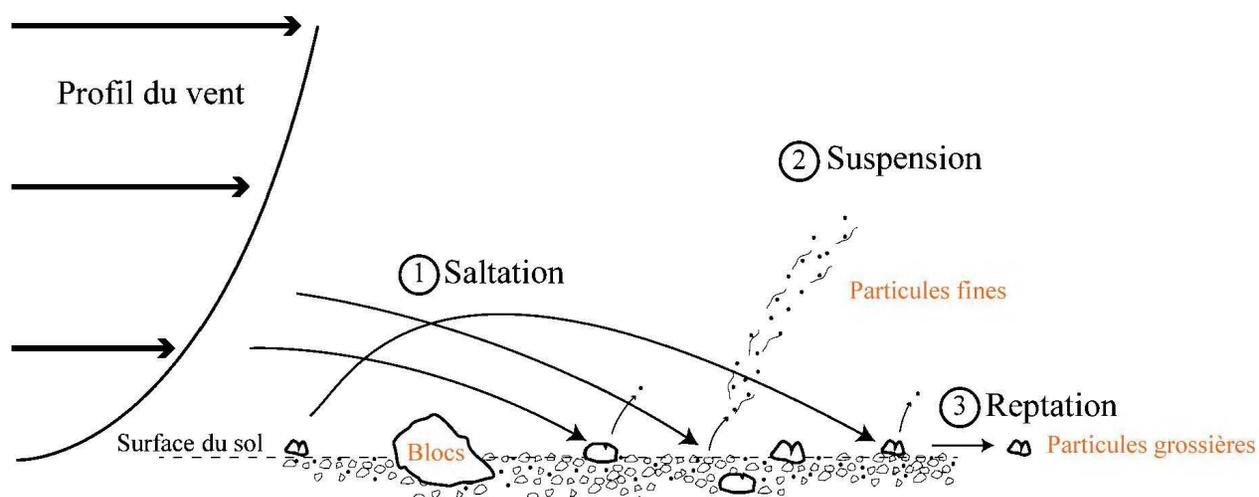


Figure 2.4 : Principaux mécanismes de l'érosion éolienne (adapté de Greeley et Iversen, 1985 et Kardous, 2005).

La saltation correspond à l'étape principale du processus d'érosion éolienne (Figure 2.4). Ce mouvement intervient lorsque les grains du sol mis en mouvement par le vent retombent à la surface. Ainsi, les chocs permettent l'explosion des agrégats du sol libérant de plus fines particules.

Pendant la saltation, les particules de sol transfèrent l'énergie cinétique à la surface du sol et détachent de nouvelles particules (Gregory *et al.*, 2004). Ces particules plus fines entrent ainsi en suspension dans l'atmosphère. La saltation et la reptation contribuent à la majorité des mouvements à l'échelle locale (Shao *et al.*, 1993). Le transport des particules fines par suspension s'effectue généralement à une échelle régionale, continentale, voire mondiale. La Figure 2.5 montre la répartition des différents mécanismes de l'érosion éolienne en termes de perte de sol en fonction de la distance soumise au vent.

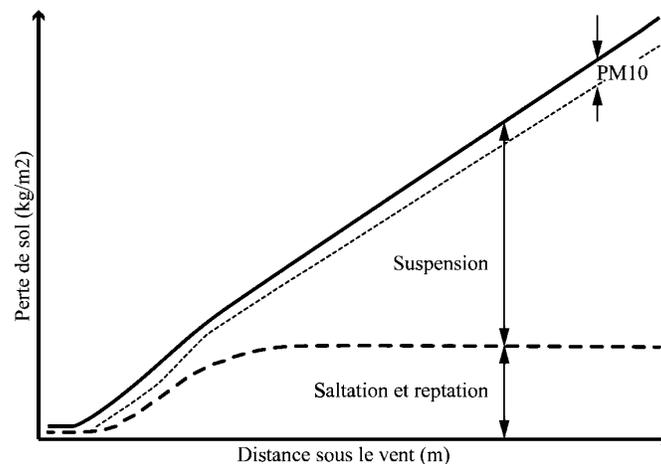


Figure 2.5 : Graphique illustrant la capacité de transport sous le vent pour les différents mouvements du phénomène d'érosion éolienne (USDA, 2007).

Un grand nombre de modèles analytiques ont été développés pour décrire le flux horizontal, par saltation et reptation (Kok *et al.*, 2012). La plupart des équations présentées dans le Tableau 2.1 utilisent la vitesse de cisaillement (u_*) et la vitesse de friction seuil (u_{*t}) comme une fonction du taux d'émission des particules. La vitesse de cisaillement correspond à la vitesse du vent et la vitesse de friction seuil, à la vitesse de vent minimale pour que le sol se mette en mouvement. La vitesse de friction, à une hauteur z , est obtenue à partir de l'équation (2.1) exprimant le profil vertical du vent (Sharratt *et al.*, 2007) :

$$u_z = \frac{u_*}{k} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad (2.1)$$

Avec u_z la vitesse du vent (m/s) à la hauteur z (m), u_* , la vitesse de cisaillement (m/s) et k , la constante de von Karman (= 0,4) et z_0 (m) est la hauteur de rugosité aerodynamique, qui dépend de l'état de la surface du sol et des obstacles présents.

La vitesse de friction seuil contrôle à la fois la fréquence des émissions de poussières (nombre de fois où u_* est supérieur à u_{*t}) et l'intensité des émissions (de combien u_* dépasse u_{*t}).

Tableau 2.1 : Principaux modèles analytiques du flux horizontal Q (kg/m), dû à la saltation et la reptation (adapté de Kok et al., 2012).

Références	Équations du flux horizontal Q (kg/m)	Commentaires
Bagnold (1941)	$C_B \left(\frac{d}{D_{250}} \right)^{\frac{1}{2}} \frac{\rho_a}{g} u_*^3$ (2.2)	$C_B =$ entre 1.5 et 2.8 (fonction du type de sable)
Zingg et Woodruff (1951)	$C_Z \left(\frac{d}{D_{250}} \right)^{\frac{3}{4}} \frac{\rho_a}{g} u_*^3$ (2.3)	$C_Z = 0.83$
Kawamura (1951)	$C_K \frac{\rho_a}{g} u_*^3 \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right) \left(1 + \frac{u_{*t}}{u_*} \right)$ (2.4)	$C_K = 2.78$ ou 2.61
White (1979)	$C_W \frac{\rho_a}{g} u_*^3 \left(1 - \frac{u_{*t}}{u_*} \right) \left(1 + \frac{u_{*t}}{u_*} \right)^2$ (2.5)	$C_W = 2.6$
Owen (1964)	$\frac{\rho_a}{g} u_*^3 \left(0.25 + \frac{v_t}{3u_*} \right) \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right)$ (2.6)	v_t : vitesse de chute des particules
Lettau et Lettau (1978)	$C_L \left(\frac{d}{D_{250}} \right)^{\frac{1}{2}} \frac{\rho_a}{g} u_*^3 \left(1 - \frac{u_{*t}}{u_*} \right)$ (2.7)	$C_L = 6.7$
Ungar et Haff (1987)	$\rho_a \left(\frac{d}{g} \right)^{\frac{1}{2}} u_*^2 \left(1 - \frac{u_{*sfc}^2}{u_*^2} \right)$ (2.8)	u_{*sfc} : vitesse de friction à la surface
Sørensen (2004)	$\frac{\rho_a}{g} u_*^3 \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right) \left(\alpha + \gamma \frac{u_{*t}}{u_*} + \beta \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right)$ (2.9)	α, β et γ : paramètres des dimensions d'un saut typique
Durán <i>et al.</i> (2011)	$C_{DK} \frac{\rho_a}{g} u_{*t} u_*^2 \left(1 - \frac{u_{*t}^2}{u_*^2} \right)$ (2.10)	$C_{DK} \approx 5$

où : ρ_a : densité de l'air (kg/m³); d : diamètre des particules (mm); D_{250} : pourcentage de passants à 250 μ m ; g : accélération gravitationnelle (g/m²) ; u_* : vitesse de cisaillement (m/s) ; u_{*t} : vitesse de friction seuil (m/s).

Cependant, les principaux facteurs ayant un impact sur les mécanismes de l'érosion éolienne sont surtout liés aux conditions climatiques, tels que la vitesse et les variations spatiotemporelles du vent, la forme et la distribution des précipitations, l'évaporation, la température, la pression de l'air, les cycles de gel-dégel. Le phénomène est aussi contrôlé par la vulnérabilité du sol, fonction de la texture, la stabilité physique et chimique, la matière organique, la densité, la teneur en eau, la cohésion, la rugosité de la surface, la géométrie et l'inclinaison du terrain, la minéralogie et la couverture végétale (Fryrear et Saleh, 1996).

Il faut savoir que l'érosion des sols par le vent est, soit réduite, soit éliminée par des végétaux et d'autres types de couverture. Il est facile de visualiser comment une couverture végétale ou résiduelle peut interférer et réduire l'énergie cinétique des gouttes de pluie qui frappent la surface du sol et détachent les particules (Gregory *et al.*, 2004). De plus, la rugosité d'un sol (i.e., micro relief et micro aspérités à la surface du sol) peut ralentir la vitesse du vent ou favoriser la formation d'un écoulement turbulent et donc accentuer le détachement des particules du sol (Rognon *et al.*, 1997; Shi *et al.*, 2004).

Par conséquent, les modèles prédictifs de l'érosion éolienne intègrent généralement des modèles analytiques de flux horizontal (Tableau 2.1) et sont couplés à des facteurs en lien avec le climat et les propriétés du sol.

2.3 Méthodes de mesure et de contrôle

Cette partie présente les différentes méthodes de mesure et de collecte de poussières pour estimer l'érosion éolienne ainsi que les méthodes de contrôle de ce phénomène naturel.

2.3.1 Collecteurs de poussière

Beaucoup de collecteurs de poussières ont été créés puis utilisés dans des tunnels ou souffleries à vent (*wind tunnel*) et dans des expériences de terrain (Bagnold, 1941; Leatherman, 1978; Fryrear, 1986; Stout et Fryrear, 1989; Jackson, 1996; Nickling et McKenna Neuman, 1997; Cornelis et Gabriels, 2003; Dong *et al.*, 2010; Basaran *et al.*, 2011; Arnalds *et al.*, 2013; Sherman *et al.*, 2014; Hilton *et al.*, 2017; Yang *et al.*, 2017). Ces collecteurs ont été classifiés comme des systèmes actifs ou passifs par Shao *et al.* (1993) et comme des systèmes de collecte horizontaux ou verticaux par Nickling et McKenna Neuman (1997).

2.3.1.1 Big Spring Number Eight (BSNE)

Le collecteur *Big Spring Number Eight* (BSNE) a été développé par Fryrear en 1936. Il a été conçu pour collecter les poussières dans l'air, c'est-à-dire les particules en saltation et en suspension des sables et des sols. La Figure 2.6 présente un schéma technique du collecteur. L'échantillonneur est constitué de deux compartiments et est muni d'un tamis en métal galvanisé de 0,32 mm, d'un tamis galvanisé de 1,00 mm et d'un tamis en acier inoxydable de 0,25 mm.

L'air chargé de particules passe par une ouverture verticale de 20 mm de largeur sur 50 mm de hauteur. À l'intérieur de l'échantillonneur, la vitesse de l'air est réduite et les particules se déposent dans le fond du bac de récupération. L'air se décharge ensuite dans le tamis de 0,25 mm. Le tamis de 1,00 mm réduit le mouvement des particules déposées, empêchant la perte potentielle de fines particules par le haut (Goossens et Offer, 1994). Un dispositif de retenue en caoutchouc ferme tous les petits trous situés à l'arrière ou à l'avant du BSNE assemblé. À l'arrière, une girouette assure à l'échantillonneur de faire face au vent.

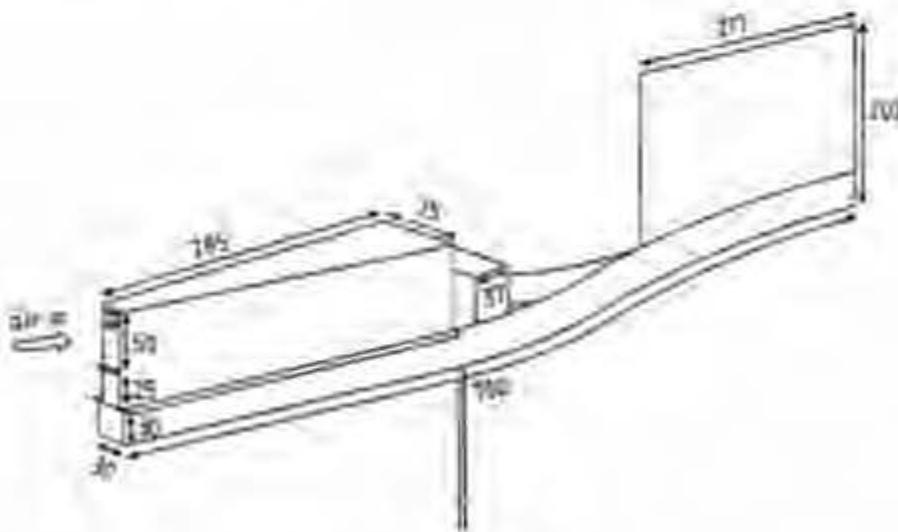


Figure 2.6 : Schéma technique du collecteur BSNE, unités en mm (Goossens et Offer, 1994).

2.3.1.2 SUsuspended Sediment TRAp (SUSTRA)

Jannssen et Tetzlaff ont développé le SUSTRA, en 1991, pour capter les poussières dans l'air. Ce collecteur a ensuite été utilisé pour l'estimation de l'érosion éolienne sur d'autres types de sédiments (sables et sols). La Figure 2.7 présente un schéma technique du collecteur. Les particules entrent dans l'instrument, via un tube horizontal de 50 mm de diamètre, et rebondissent sur une plaque de métal à l'intérieur d'un tube vertical. Les grains sont ensuite déposés au fond d'une coupelle, elle-même placée sur une balance électronique. Semblable à la BSNE, une girouette tourne l'instrument dans le vent à tout moment. Pour minimiser les perturbations du flux d'air près de la surface, la balance est placée dans une boîte en métal et enfouie dans le sol. Plus de détails sur l'instrument peuvent être trouvés dans le papier original de Jannssen et Tetzlaff (1991).

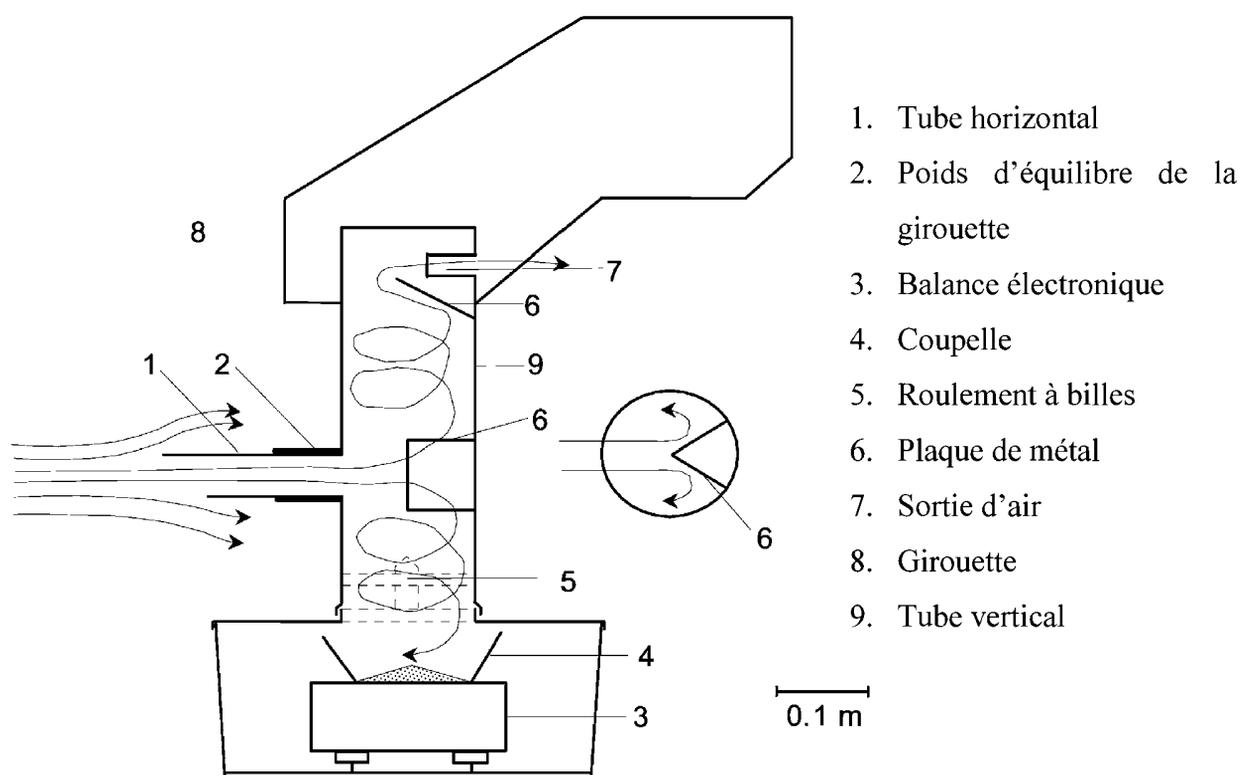


Figure 2.7 : Schéma technique du collecteur SUSTRA (Funk *et al.*, 2004).

2.3.1.3 Modified Wilson And Cooke (MWAC)

Wilson et Cooke ont développé le collecteur *Modified Wilson And Cooke* (MWAC) en 1980. L'échantillonneur est constitué d'une bouteille en plastique servant de chambre de décantation, à laquelle ont été ajoutés un tube d'entrée et un tube de sortie (Figure 2.8). La bouteille est installée verticalement, l'entrée étant orientée au vent. Les sédiments entrent dans la bouteille et se déposent au fond en raison de la perte de charge créée par la différence de diamètre entre la bouteille et les tubes d'entrée et de sortie. L'air pur se dégage ensuite de la bouteille par le tube de sortie. Ces collecteurs correspondent également à l'appellation *Bottle Sediment TRAp* (BOSTRA), donnée par Funk *et al.* (2004).

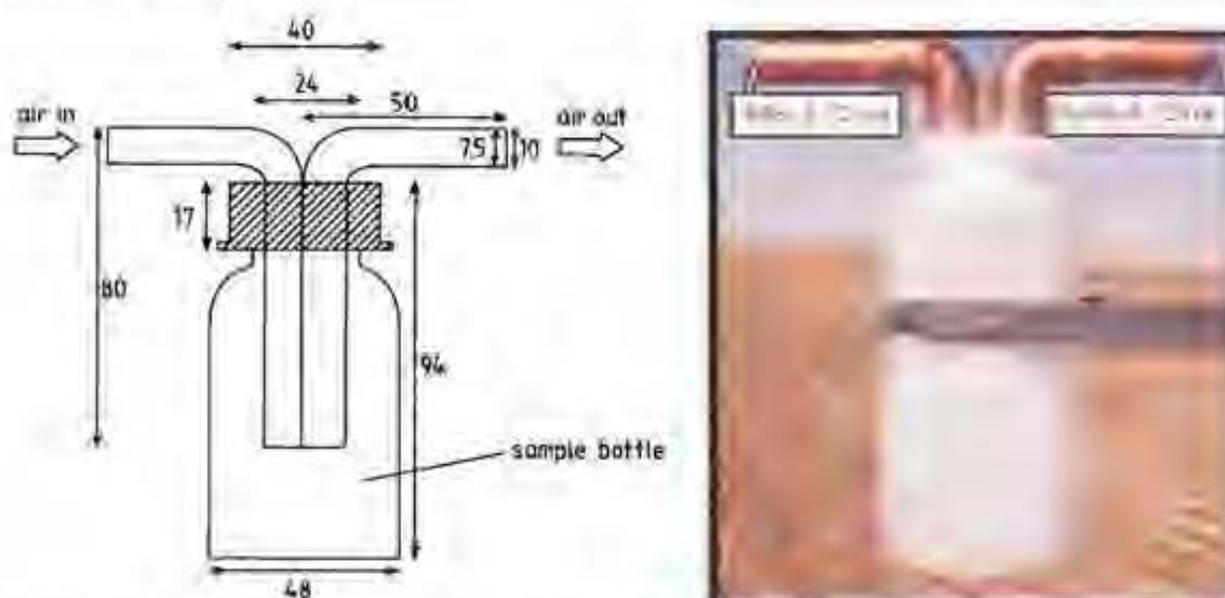


Figure 2.8 : Schéma technique (à gauche, unité en mm) et photographie du collecteur MWAC (à droite) (Donk et Skidmore, 2001).

2.3.1.4 Échantillonneurs en temps réel

Les collecteurs présentés ci-dessus permettent de déterminer la quantité de poussière accumulée au cours d'une période de mesure donnée. Il existe des capteurs de poussière qui permettent de faire des mesures instantanées à une fréquence fixée. C'est par exemple le cas du E-Sampler.

2.3.2 Souffleries

L'utilisation de souffleries (fixes en laboratoire ou mobiles), ou *wind tunnels*, a fait l'objet de beaucoup de travaux sur l'érosion éolienne et les émissions de poussières (Nickling et McKenna Neuman, 1997; Etyemezian *et al.*, 2007; Sweeney *et al.*, 2008). Ces dispositifs de grande taille sont mobiles et permettent de mesurer les flux de sédiments directement sur le terrain ou en laboratoire (Maurer *et al.*, 2006; Yang *et al.*, 2018).

Les souffleries simulent de manière quasi-naturelle le processus d'érosion éolienne dans des conditions contrôlées. Le principe d'une soufflerie mobile est illustré par la Figure 2.9.a. Il s'agit d'introduire un débit d'air, correspondant à une vitesse de vent, dans le tunnel et de mesurer les pertes de sol grâce à des collecteurs fixes, souvent des BSNE ou des MWAC.

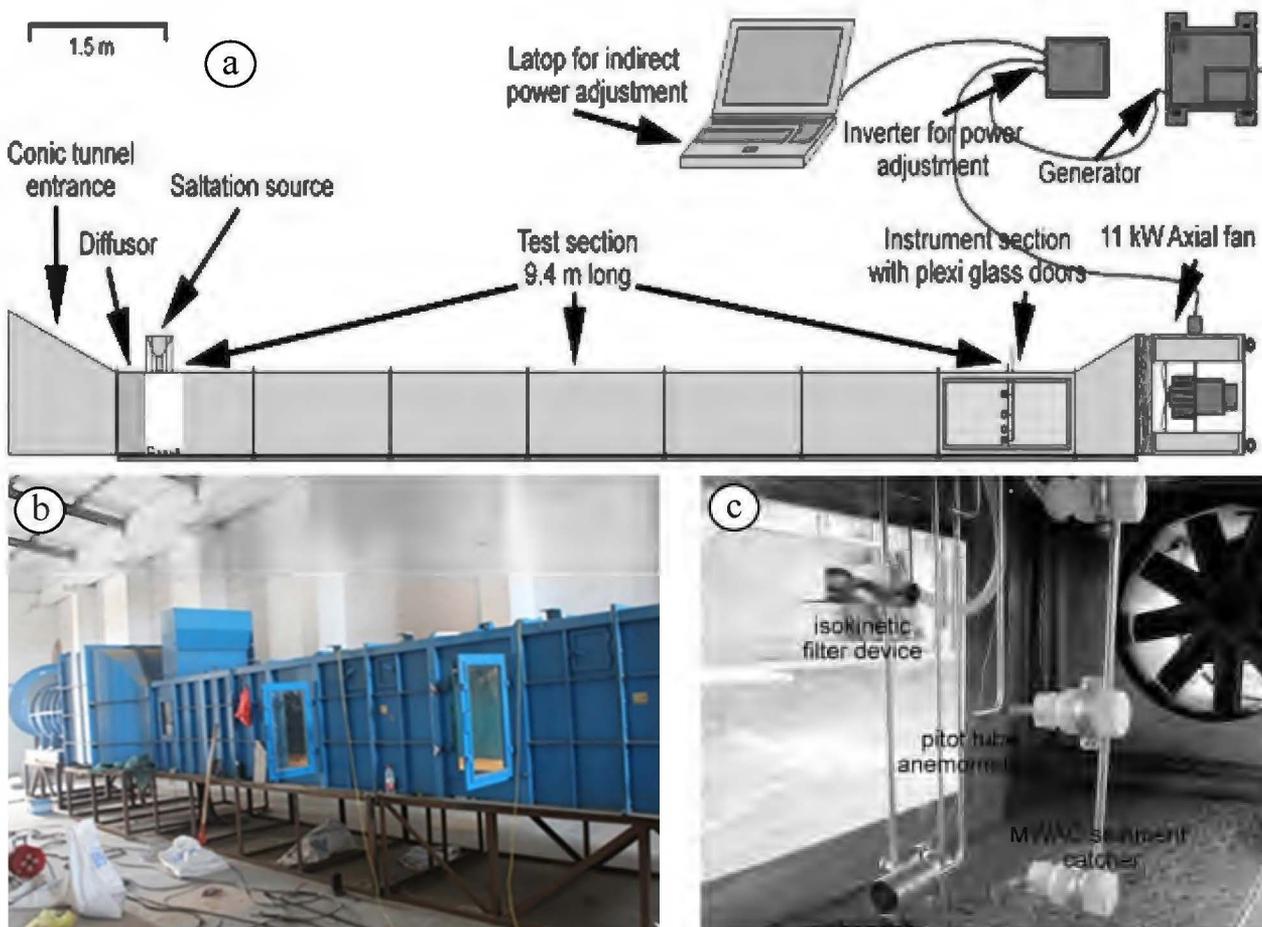


Figure 2.9 : Les souffleries mobiles expérimentales : (a) Schéma d'une soufflerie mobile (Maurer *et al.*, 2006), (b) Apparence d'une soufflerie en laboratoire (Yang *et al.*, 2018), (c) Apparence d'une soufflerie mobile sur le terrain (Maurer *et al.*, 2006).

En laboratoire, les échantillons à tester peuvent être placés à l'intérieur du dispositif (Figure 2.9.b). Sur le terrain, la soufflerie mobile se pose sur la surface du sol et doit être hermétique sur la longueur du dispositif (voir la Figure 2.9.c). L'enjeu est la mise en place. Cela demande beaucoup de temps, de précision et nécessite une source d'électricité (générateur) pour faire tourner les pales de l'hélice.

2.3.3 Portable In-Situ Wind Erosion Laboratory (PI-SWERL)

Le *Portable In-Situ Wind Erosion Laboratory* ou PI-SWERL a été développé en 2007 (Etyemezian *et al.*, 2007; Kavouras *et al.*, 2009; Sweeney *et al.*, 2008) dans le but de remplacer les souffleries. Il a été développé pour fournir un indice de potentiel d'émission de poussière ou indice d'érodabilité ainsi que pour fournir des résultats comparables à celui d'une soufflerie (Sweeney *et al.*, 2008). Cet équipement portable, décrit plus en détails ci-dessous, est plus mobile, simple de mise en place et d'interprétation, par rapport à une soufflerie en tunnel. Le PI-SWERL est un appareil composé des cinq parties suivantes (Figure 2.10) : une chambre de mesure, un boîtier *DustTrak*, un boîtier de contrôle, un ordinateur de contrôle et un chariot de transport.

La chambre de mesure est un cylindre de 30 cm de diamètre intérieur et 20 cm de hauteur, dans lequel un anneau tourne, à une vitesse réglable de 0 à 6000 RPM (révolutions par minute) pour cisailer la surface des résidus. Cet anneau se trouve à une hauteur d'environ 6 cm de la surface des résidus. La rotation de l'anneau cisaille le matériau et de la poussière est générée dans la chambre. Les particules sont échantillonnées en temps réel par le moniteur de poussières (*DustTrak*). Le boîtier de contrôle relie l'ordinateur à la chambre de mesure et au *DustTrak*. L'ordinateur et le boîtier permettent de contrôler les pompes, le moteur électrique et le moniteur de poussière.

Lorsque que la révolution de l'anneau augmente, les mécanismes de l'érosion éolienne soulèvent les particules en surface et le *Dustrack* échantillonne les particules en suspension (PM₁₀) en temps réel. Les données sont enregistrées dans l'ordinateur relié au système. L'essai fournit, entre autres, le flux de PM₁₀, entre 0,001 et 400 mg/m³, et la masse totale de poussières soulevées en fonction des RPM.

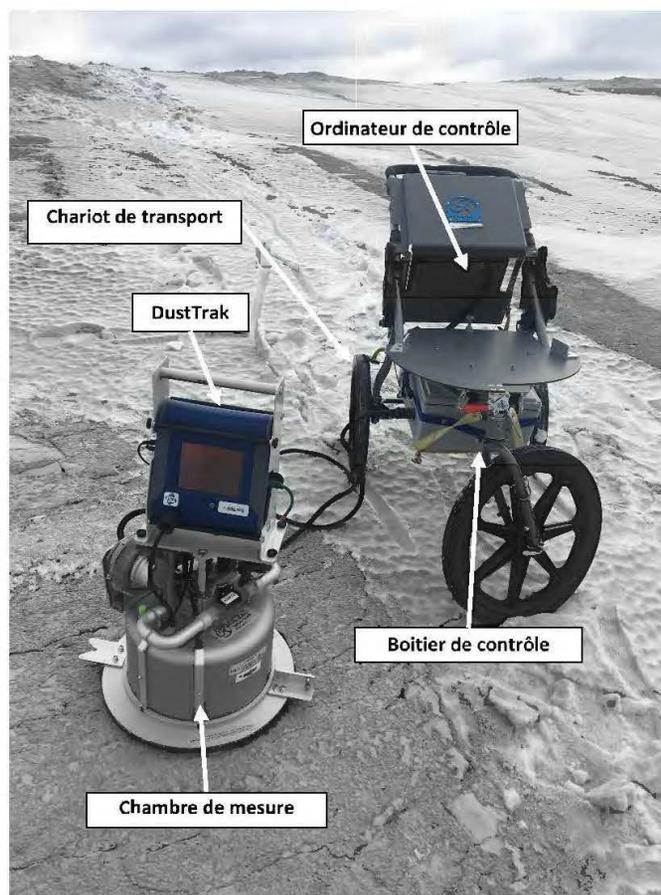


Figure 2.10 : Dispositif du PI-SWERL et ses différentes composantes.

2.3.4 Efficacité des collecteurs

L'efficacité de collecte correspond à la capacité (en pourcentage), qu'a un collecteur, de capter et de retenir les particules passant dans son système. L'efficacité est un paramètre important pour la correction de la quantité de particules captée par un type de collecteur.

Cette efficacité dépend de la structure du collecteur qui ne devrait pas perturber les trajectoires des particules, et devrait être isocinétique : la vitesse instantanée du vent passant au niveau de l'orifice d'échantillonnage est égale à la vitesse du vent le long de l'orifice amont (Nickling et McKenna Neuman, 1997). Elle dépend aussi, de la vitesse du vent pendant le processus de mesure, de la taille des particules de sol et d'autres facteurs (Goossens *et al.*, 2000; Dong *et al.*, 2010). Les résultats, présentés à la Figure 2.11, donnent un aperçu de l'efficacité des collecteurs de poussières, d'après une étude de Goossens et Offer (1994) basée sur la comparaison des différentes méthodes de mesure de l'érosion éolienne. Par ordre d'efficacité, ce sont les MWAC, les BSNE puis les SUSTRA, avec respectivement $\pm 90\%$, $\pm 40\%$ et $\pm 10\%$.

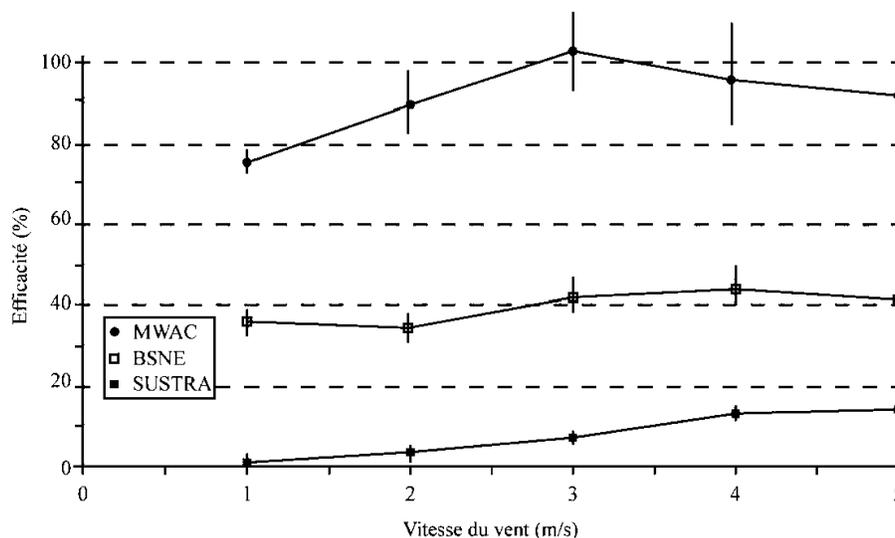


Figure 2.11 : Efficacité des collecteurs versus la vitesse du vent indépendamment de la méthode utilisée (adapté de Goossens et Offer, 1994).

Il est certain que les pièges à particules ne sont pas efficaces à 100%. Toutefois, pour obtenir des données correctes, il est nécessaire que l'efficacité du collecteur soit toujours connue, dans n'importe quelle condition, et que les corrections appropriées soient apportées.

Des études antérieures ont montré que l'efficacité d'échantillonnage des collecteurs BSNE augmentait avec la taille des particules et diminuait avec la hauteur des collecteurs (Fryrear, 1986; Shao *et al.*, 1993; Goossens et Offer, 2000; Goossens *et al.*, 2000; Sharratt *et al.*, 2007; Sharratt, 2011; Goossens et Buck, 2012; Shannak *et al.*, 2014; Mendez *et al.*, 2016). Cependant, les relations entre l'efficacité de l'échantillonnage et la vitesse du vent sont complexes. Shao *et al.* (1993), Goossens *et al.* (2000), Sharratt *et al.* (2007) et Yang *et al.* (2018) ont signalé que l'efficacité de l'échantillonnage diminuait avec la vitesse du vent. D'autres auteurs affirment une invariabilité avec la vitesse du vent (Fryrear, 1986; Goossens et Offer, 2000; Shannak *et al.*, 2014; Yang *et al.*, 2018). La Figure 2.11 relate également cette dernière affirmation.

Pour cette raison, les BSNE ont été choisis comme collecteur dans le cadre de cette étude. Les travaux de Yang *et al.* (2018) visaient également à confirmer l'efficacité de collecte des grains en suspension avec des BSNE, grâce à des essais de laboratoire (soufflerie) et des analyses granulométriques. Pour cela, deux BSNE ont été installés à l'intérieur de la soufflerie et testés avec différents sables, aux granulométries connues, et à différentes vitesses. Les sables placés sur un plateau sont soumis à une soufflerie. Le poids du plateau de sable a été enregistré, avant et après

l'action de la soufflerie, afin de déterminer la quantité de sable envolé au cours de chaque essai. Après chaque essai, le sable éolien recueilli par les collecteurs a été placé dans des sacs et pesé. Enfin, l'efficacité d'échantillonnage a été calculée, à partir du rapport entre le poids de sable dans les BSNE (kg/m) et le poids de sable envolé sur la largeur du plateau de sable. Le Tableau 2.2 présente une synthèse des résultats.

Tableau 2.2 : Efficacité des BSNE en fonction du diamètre des particules selon la littérature.

Diamètre des particules (D, μm)	Efficacité BSNE (E, %)	Sources
200,00	100,0	Goossens <i>et al.</i> (2000)
176,80	84,7	Yang <i>et al.</i> (2018)
133,60	78,5	
124,60	75,3	
30,00	40,0	Goossens et Offer (2000)
5,00	19,8	Mendez <i>et al.</i> (2016); Sharratt <i>et al.</i> (2007)
1,25	9,5	Mendez <i>et al.</i> (2016)
0,50	6,0	

A partir des résultats précédents, Yang *et al.* (2018) propose une expression empirique pour décrire la relation entre l'efficacité des BSNE et la taille des particules collectées (Figure 2.12). Elle permet ainsi d'estimer l'efficacité pour toutes les tailles de particules et pour tout type de sol. Cependant, cette relation n'a pas été vérifiée pour des résidus miniers, contenant des particules plus denses.

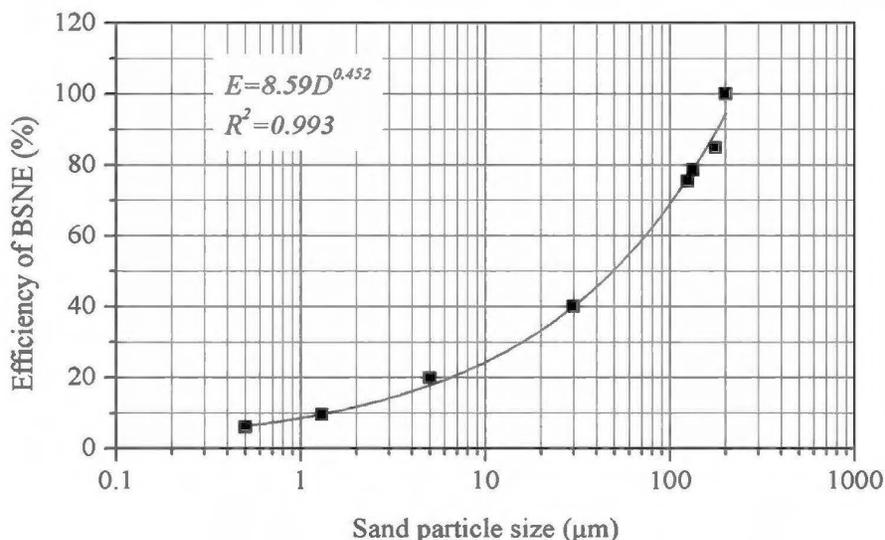


Figure 2.12 : Efficacité des collecteurs BSNE en fonction de la taille des particules collectées (Yang *et al.*, 2018).

2.3.5 Méthodes de contrôle

Exposées, les surfaces contenant les particules fines de rejets miniers sont soumises à l'érosion par le vent et par l'eau, entraînant une dispersion des métaux et des éléments chimiques autour des zones de stockage. Ceci peut conduire à une forme de pollution de l'environnement. Il existe de nombreuses techniques de contrôle des émissions de poussières diffuses. Pour atténuer et contrôler les émissions de particules des aires d'entreposage de rejets miniers, la pulvérisation d'eau demeure la méthode la plus utilisée.

Une étude du Ministère de l'Environnement du Canada indique les taux minimaux d'application d'eau à respecter pour atteindre un certain degré d'efficacité de contrôle sur des stock-piles (MDDELCC, 2017). Par exemple, il faut environ 13,3 L/m² pour obtenir une efficacité de 95%, à renouveler dès que la halde à stérile est asséchée. La tendance de ces résultats est peut-être similaire pour un parc à résidus, voire plus exigeante. Cependant, l'application d'eau sur la surface des parcs à résidus demeure un défi pour les compagnies minières, du fait de leur superficie, leur accessibilité et leur stabilité.

Une alternative à la pulvérisation d'eau serait l'application d'abat-poussières sur la surface des résidus miniers. L'évaluation de l'efficacité de certains abat-poussières est en cours au sein de l'URSTM (Awoh *et al.*, 2018). L'intérêt de cette étude est de développer des solutions économiques pour limiter le phénomène d'érosion éolienne (voir Figure 2.13). Les abat-poussières peuvent être des produits chimiques (chlorure de calcium, chlorure de magnésium ou saumure), des produits à base de pétrole (hydrocarbures de soute, asphaltes amorces ou asphaltes émulsionnés) ou bien de produits organiques (lignosulfates de calcium, lignosulfates de magnésium ou lignosulfates d'ammonium).

A l'issue de cette étude susmentionnée, certains abat-poussières ont été conseillés aux compagnies minières selon leur efficacité, leur résistance aux conditions climatiques, leur coût d'application et leur impact environnemental.



Figure 2.13 : Photographies illustrant l'étude sur le terrain de l'efficacité des abat-poussières en 2017 : (a) Application de différents abat-poussières sur plusieurs parcelles, (b) Formation d'une croûte élastique en surface après plusieurs mois.

2.4 Principaux modèles de prédiction

La Figure 2.14 présente les différents modèles numériques de l'érosion éolienne développés par différents auteurs. Ces modèles ont été créés en majorité pour des utilisations liées à l'agriculture, les déserts, les tempêtes de sable et ce, à différentes échelles spatiales. Également, les modèles ont été illustrés en fonction de l'échelle temporelle prise en charge pour la saisie des données d'entrée.

Le groupe de modèles « Echelle de terrain » (WEQ, RWEQ, WEPS, WESS, SWEEP et TEAM) correspond à des modèles permettant de simuler des événements d'érosion éolienne pour des échelles de 100 à 100 000 m². Le second groupe, « Echelle régionale » (WEELS, AUSLEM, WEAM et IWENS), correspond à des modèles applicables pour de grandes superficies, allant jusqu'à 100 000 km², et agissant sur plusieurs types de paysages, dans une région ou un continent. Un dernier groupe « Echelle globale » (DEAD, CARMA, GOCART et DPM) représente des modèles continentaux à globaux pour des superficies supérieures à 100 000 km². Ils s'appliquent pour la simulation des dynamiques des flux de poussières à l'échelle planétaire. Au sein d'un même groupe, les modèles se différencient par leur résolution temporelle, c'est à dire leur période de temps sur laquelle l'estimation de l'érosion est faite (d'année à horaire).

Dans le cadre de cette étude, l'érosion éolienne est étudiée sur des parcs à résidus de superficies d'« Echelle de terrain ». Une présélection des modèles numériques peut être faite à ce stade.

Seulement 4 modèles seront développés dans la partie suivante, à savoir les modèles WEQ, RWEQ, WEPS et SWEEP.

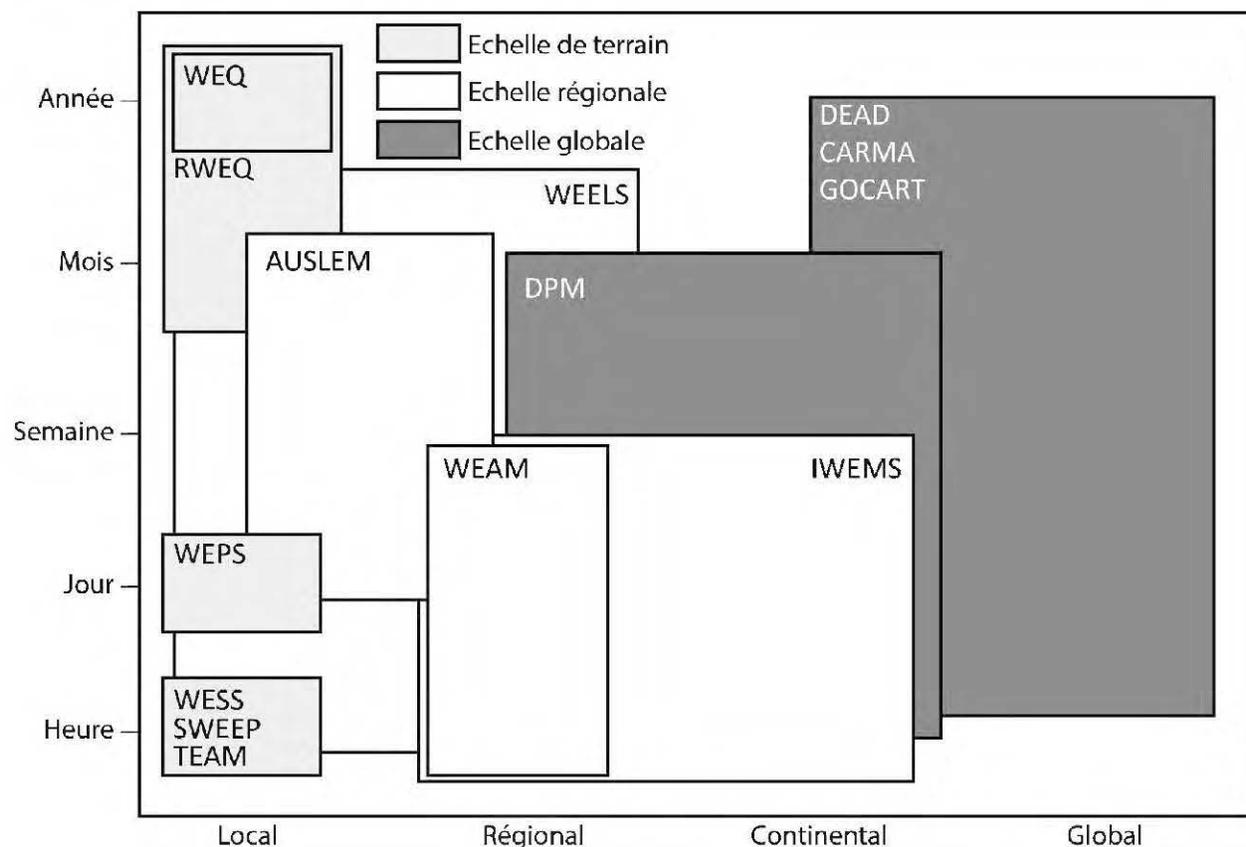


Figure 2.14 : Graphique espace-temps montrant les échelles spatio-temporelles des différents modèles d'érosion éolienne (adapté de Webb et McGowan, 2009).

2.4.1 Wind Erosion Equation – WEQ

Le modèle WEQ a été nommé ainsi par Woodruff et Siddoway (1965) suite à une mise à jour de l'Équation Universelle de l'Érosion Éolienne (*Universal Wind Erosion Equation*) de l'USDA, en 1961. Ce modèle empirique permet de calculer la perte de sol moyenne, en masse par aire, par année, pour une longueur de terrain donnée.

L'équation de l'érosion éolienne (2.11) est la plus ancienne (Chepil et Woodruff, 1963; Woodruff et Siddoway, 1965) et l'une des plus utilisées dans la littérature actuelle. La base du modèle est le facteur d'érodabilité I basé sur les travaux expérimentaux de Chepil (1950, 1956) et Chepil et Woodruff (1954). Les fonctions empiriques du modèle WEQ sont dérivées de travaux de terrain et de souffleries portant sur des variations des conditions du sol (type de sol et rugosité). Le modèle

utilise une relation empirique entre 5 facteurs généraux et permet de prédire simplement la quantité de particules de sol déplacée annuellement, en fonction des conditions de surface et des conditions climatiques.

$$E = f(I, K', C, L, V) \quad (2.11)$$

Où : E : pertes de sol moyennes annuelles ;

I : facteur d'érodabilité du sol, qui correspond au potentiel de perte de sol en tonnes par aire par année.

K' : facteur de rugosité du sol, correspondant à la rugosité orientée. Cette dernière est décrite comme un rapport entre la hauteur et l'espacement des crêtes du sol ;

C : facteur climatique, contenant les vitesses de vent annuelles, les températures et les précipitations ;

L : longueur du terrain, équivaut à la distance totale d'un terrain dans la direction préférentielle du vent moins la longueur d'une barrière au vent (si présente);

V : couvert végétal, correspond à la quantité de couvert végétal en considérant le pourcentage de recouvrement en surface, le type et l'orientation des végétaux.

La résolution temporelle (annuelle) d'analyse limite l'utilité du modèle dans l'évaluation des tendances temporelles de l'érosion éolienne, un processus basé sur des événements qui ont une variabilité considérable sur des courtes périodes de temps (Baas et Nield, 2007). Cette résolution temporelle limite davantage l'application du modèle aux environnements cultivés, car il ne gère pas les variations spatio-temporelles dans les données d'entrée.

Par la suite, plusieurs modifications ont été apportées, notamment afin d'établir des estimations de l'érosion pour des périodes de temps inférieures à une année ou encore, d'améliorer le facteur climatique C développé spécifiquement pour les États-Unis (Skidmore, 1986). En effet, l'utilisation de ce modèle, à l'extérieur des États-Unis, est limitée aux données disponibles à proximité de la zone d'étude.

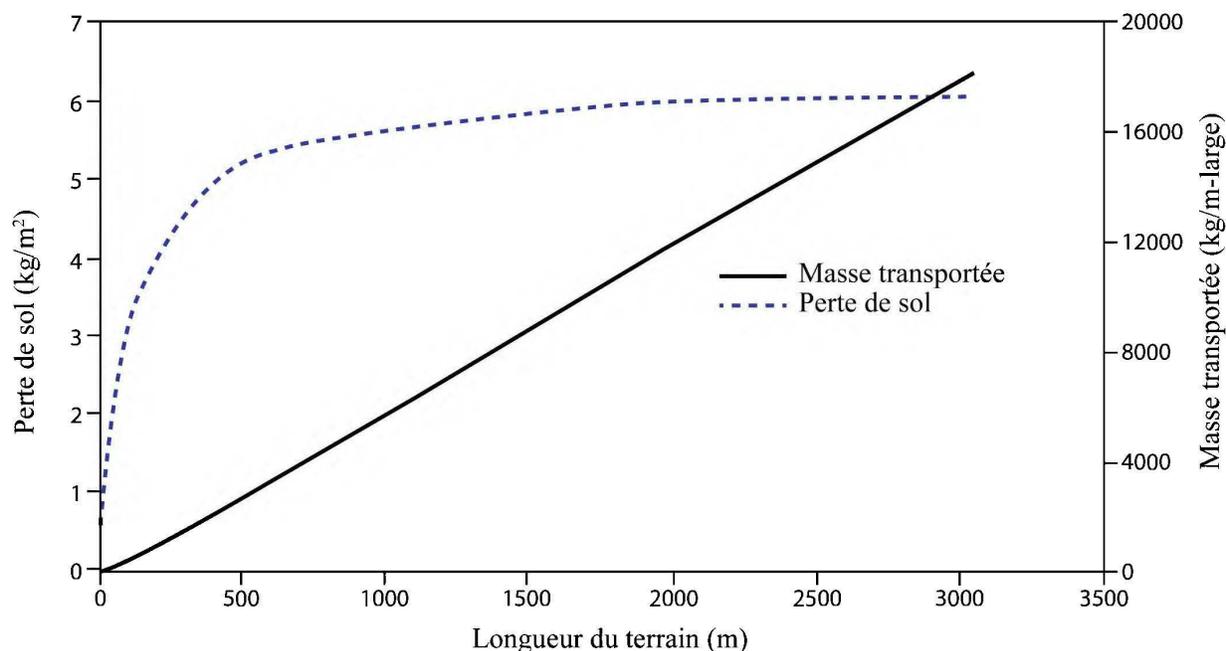


Figure 2.15 : Exemple de résultats obtenus grâce au modèle WEQ (adapté de Fryrear, 1999).

Pour illustrer les mécaniques de base du modèle, la masse transportée lors d'un évènement venteux est montrée dans la Figure 2.15. Au début de l'évènement, la masse transportée est nulle et va augmenter progressivement, sur une distance importante, jusqu'à une capacité de transport maximum, ici atteinte vers 1900 m. Au-delà de cette dernière, la masse transportée se stabilise avec la distance. Quant à la perte de sol, elle augmente de façon constante, plus la longueur du terrain augmente (Fryrear et al., 1999).

Toutefois, il est important de stipuler que cette relation (2.11) suppose que la perte de sol varie linéairement avec les changements météorologiques, les propriétés du sol et les conditions de surface (cf. Figure 2.15). De plus, WEQ ne considère pas toutes les interactions complexes entre ces paramètres ainsi que la variabilité spatiale des processus d'érosion, sur un terrain donné.

Il est à noter que les estimations avec le WEQ sont très faibles dans des régions à fortes précipitations et inversement, dans des régions à faibles précipitations (Fryrear et al., 1999).

2.4.2 Revised Wind Erosion Equation – RWEQ

Les principales lacunes de l'équation de l'érosion éolienne (WEQ) ont été corrigées dans une version révisée (RWEQ) (Fryrear *et al.*, 1998; T. Zobeck *et al.*, 2001). Alors que le modèle WEQ fournit une estimation de la perte de sol annuelle, le modèle RWEQ peut être appliqué pour

déterminer la masse des particules transportées et la perte de sol par mois et pour des distances spécifiques. Le modèle RWEQ intègre également des facteurs pour décrire les conditions de surface du sol, l'état de la végétation, les variations de l'humidité du sol (e.g., irrigation) ou encore la présence d'une couverture neigeuse.

En effet, RWEQ reprend des facteurs de WEQ et suppose que le flux horizontal est proportionnel à la différence entre le transport maximal et le transport réel en un point du terrain. La masse de transport horizontale sur une surface érosive a été mesurée par Bagnold (1943), Fryrear et Saleh (1996) Fryrear *et al.* (1991) et Stout (1990). L'équation de base (2.12) qui définit la répartition horizontale de la masse de transport $Q(x)$ est :

$$l(x) \frac{dQ(x)}{dx} + Q(x) - Q_{max}(x) + S_r(x) = 0 \quad (2.12)$$

Où : $l(x)$, longueur du terrain (m); $Q(x)$, quantité de sol transportée sur une distance x (kg/m); x , distance depuis la prise au vent du terrain (m); Q_{max} , capacité de transport maximale (kg/m) et $S_r(x)$, coefficient de rétention de surface.

En supposant Q_{max} pour une surface uniforme, la quantité de sol transportée à une distance x est alors définie par (2.13) :

$$Q(x) = Q_{max} \left[1 - e^{-\left(\frac{x}{s}\right)^2} \right] \quad (2.13)$$

Où s est la longueur critique pour laquelle la quantité de sol transportée est égale à 63.2% de la capacité de transport maximale (Fryrear *et al.*, 1998).

La quantité maximale de sol transportée par le vent est calculée à partir du facteur climatique (WF), de la fraction érodable du sol (EF), du facteur d'encroûtement du sol (SCF), du facteur de rugosité du sol (K') et des facteurs combinés de la végétation (COG) (Webb et McGowan, 2009). La capacité de transport maximale est calculée comme suit :

$$Q_{max} = 109.85 * (WF * K' * EF * SCF * COG) \quad (2.14)$$

Et la longueur critique du terrain est obtenue avec (2.15) :

$$s = 150.71 * (WF * K' * EF * SCF * COG)^{-0.3711} \quad (2.15)$$

Où : *WF (Weather Factor)* : le facteur climatique qui est calculé à partir du facteur vent. Le vent est ajusté en fonction du nombre et de la quantité d'épisodes pluvieux ainsi que de la présence de couverture neigeuse ;

K' : le facteur de rugosité du sol qui est une combinaison de la rugosité orientée et aléatoire;

EF (Erodible Fraction) : la fraction érodable qui est obtenue grâce aux propriétés du sol ou par tamisage par voie sèche ;

SCF (Soil Crust Factor) : le facteur de surface de la croûte du sol qui est calculé avec les teneurs en argile et en matière organique ;

COG (Crops On Ground) : le facteur végétation qui prend en compte la couverture végétale, la pousse des plantations et la décomposition des résidus organiques ;

Le facteur climatique (WF) est déterminé à partir de la vitesse du vent à 2 m, de l'évapotranspiration potentielle, des composantes principales du bilan hydrique (i.e., précipitations journalières, ruissellements, infiltrations cumulées), du rayonnement solaire et de la température. Le facteur WF est également recalculé en fonction du facteur terrain qui, à partir de la taille et de l'orientation du terrain, modifie le facteur vent, tout comme la densité et la hauteur des barrières au vent.

En outre, la détermination de la fraction érodable (EF) et du facteur d'encroûtement (SCF) implique de connaître le pourcentage de sable, de silt et d'argile dans le sol étudié ainsi que le pourcentage de matière organique et/ou de carbonate de calcium. Concernant la détermination du facteur de rugosité du sol (*K'*), plusieurs approches (expérimentale ou prédictive) peuvent être utilisées.

Toujours en considérant Q_{max} et b constants, la perte de sol (SL) s'exprime en kg/m^2 et est obtenue avec l'équation (2.16) :

$$SL = \frac{2x}{s^2} Q_{max} e^{-\left(\frac{x}{s}\right)^2} \quad (2.16)$$

La version révisée de l'équation de l'érosion éolienne (RWEQ) permet finalement de quantifier la perte de sol moyenne (SL) pour une distance donnée à partir de la relation (2.17) :

$$SL_{avg} = \frac{Q_{max}}{x} \quad (2.17)$$

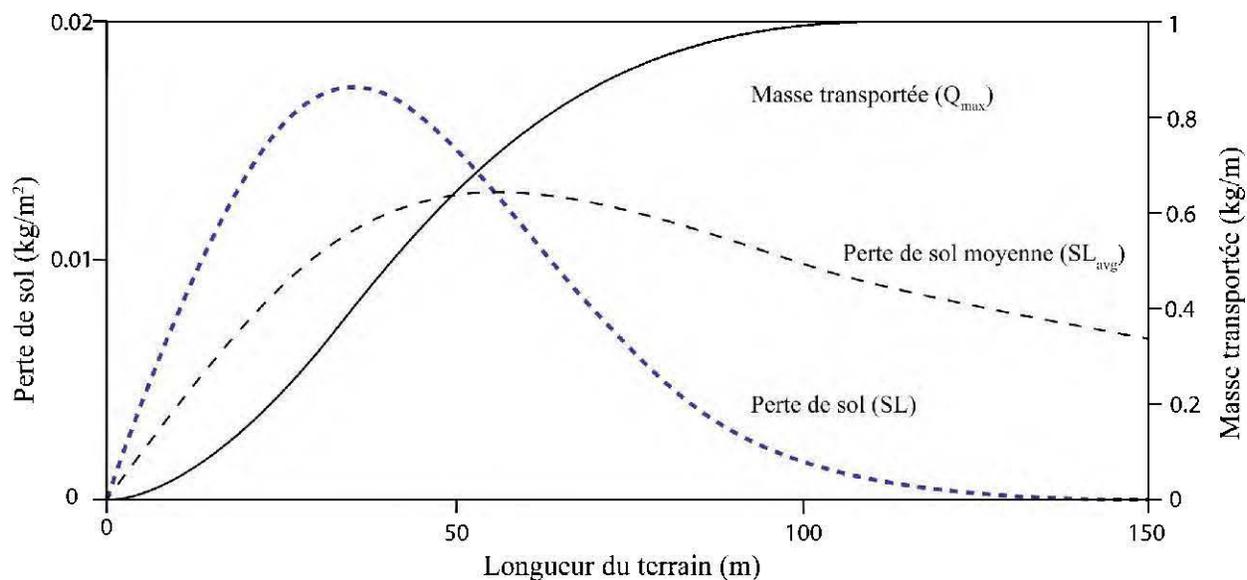


Figure 2.16 : Exemple de résultats obtenus à partir du modèle RWEQ avec $s = 50\text{m}$ et $Q_{max} = 1,0$ kg/m de large (d'après Fryrear *et al.*, 1999).

Pour illustrer les mécaniques de base du modèle, la masse transportée lors d'un évènement est montrée dans la Figure 2.16. Au début du terrain, la masse transportée est nulle et va augmenter rapidement sur une faible distance, jusqu'à une capacité de transport maximum (Q_{max}). Au-delà de cette dernière, la masse transportée se stabilise avec la distance. D'autre part, la perte de sol augmente jusqu'à la longueur critique, décrite plus haut, puis décroît fortement. Ici, la perte de sol (SL) représente la valeur du sol érodé sur l'ensemble du terrain (Fryrear *et al.*, 1999). Le modèle RWEQ est appliqué pour prédire la perte de sol d'une multitude de terrains. Les données d'entrée du modèle représentent des conditions moyennes, de sorte que le modèle suppose une homogénéité spatiale dans la gestion du sol, de surface du sol et des conditions de couverture végétale. Le modèle ne peut être appliqué pour simuler de manière précise la perte de sol dans les environnements où les conditions de terrain sont hautement hétérogènes.

2.4.3 Wind Erosion Prediction System – WEPS

Le modèle WEPS a été développé pour anticiper l'érosion éolienne à travers le modèle de Hagen (1991), puis revu par Wagner (1996). Il a été essentiellement développé pour remplacer les modèles antérieurs, WEQ et RWEQ. En effet, ces derniers sont basés sur des relations empiriques et des paramètres d'entrée mesurés sur le terrain. Cependant, WEPS reprend quelques principes de base de ces modèles; un bref historique de l'évolution du WEPS a été réalisé par Wagner (2013). Le

modèle WEPS est gratuit et est disponible sur Windows. Il s'agit de la version la plus récente et disponible du modèle, WEPS 1.5, datant de Juin 2016. WEPS est fondé sur un enchaînement de processus en continu, et est alimenté avec des données quotidiennes simulant le climat, les conditions de terrain, l'hydrologie, les cultures, la gestion des cultures et l'érosion (Tableau 2.3). Le logiciel dispose d'une structure modulaire incluant un modèle scientifique ainsi qu'une interface utilisateur graphique ergonomique, codée en JAVA. La Figure 2.17 montre l'articulation et le fonctionnement du modèle. Celui-ci prend en charge quatre types de données d'entrée pour définir les caractéristiques de surface du terrain. Les intrants correspondent aux données climatiques (température, vitesse du vent), aux caractéristiques du sol, à la gestion des terres et aux conditions des cultures. Avant d'être intégrés au modèle d'érosion, ces intrants sont traités préalablement dans des sous-modèles pour calculer l'érodabilité du sol et du terrain (Webb et McGowan, 2009).

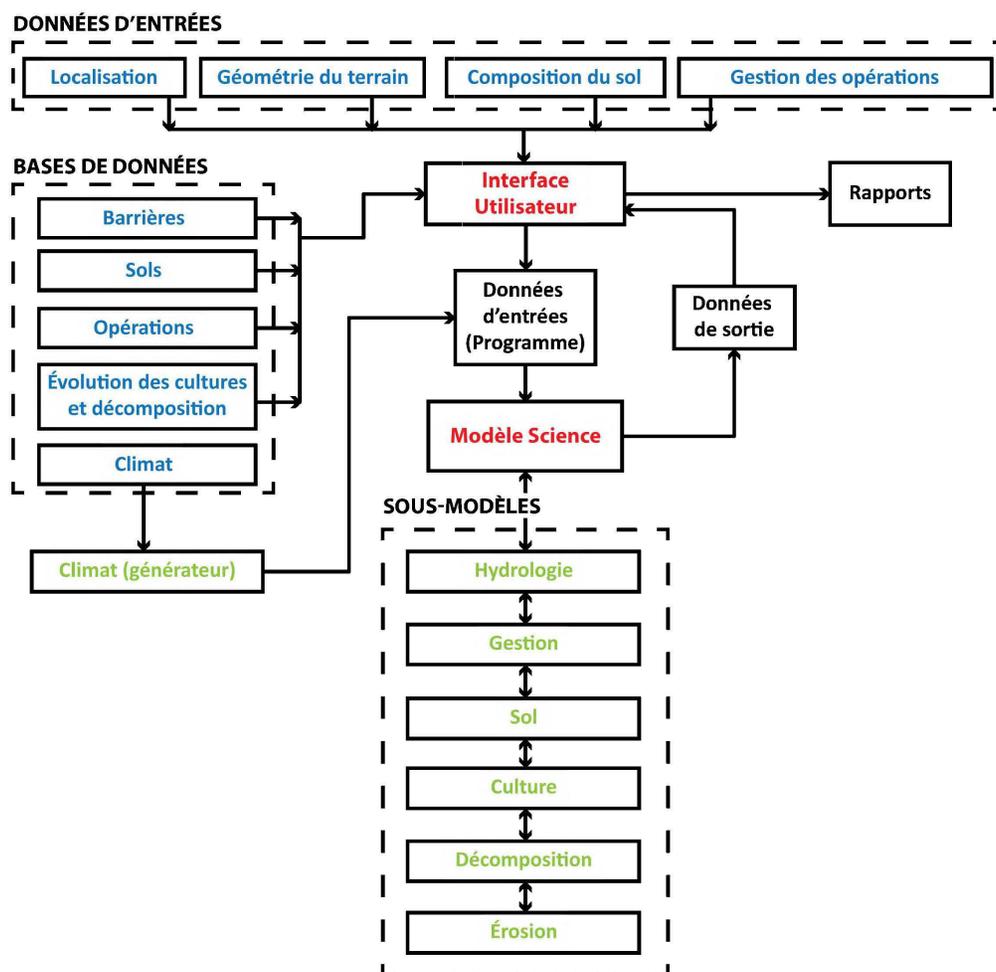


Figure 2.17 : Structure du modèle WEPS, de ses composants, sous-modèles et bases de données (modifié d'après Wagner, 2013).

Tableau 2.3 : Description des sous-modèles du *Wind Erosion Prediction System* (WEPS) utilisés pour simuler la perte de sol causée par l'érosion éolienne, d'après Hagen (1991).

Sous-modèles	Description
Climat	Contient des programmes qui simulent les vitesses du vent, la température de l'air, les précipitations, les radiations solaires et la température du point de rosée
Hydrologie	Simule la teneur en eau dans différentes couches du sol et à l'interface avec l'atmosphère.
Gestion	Calcule les manipulations du sol, de la surface et de la biomasse qui pourraient affecter le processus d'érosion. Il s'agit notamment du calendrier et de la méthode de culture ainsi que l'irrigation.
Sol	Simule la rugosité aléatoire et orientée en tenant compte de la génération de croûte, la fraction couverte, la densité, la stabilité et l'épaisseur. Ces propriétés temporelles sont simulées en réponse à des processus météorologiques comme le mouillage/séchage, le gel/dégel, la quantité, l'intensité et la durée des précipitations.
Culture	Simule la croissance de la biomasse vive à la surface en calculant chaque jour la production de racines, de tiges et de feuilles. Le modèle de croissance explique les variations de la couverture de la biomasse en réponse aux décisions climatiques et de gestion.
Décomposition	Simule la désintégration de la biomasse des résidus de cultures en raison de l'activité microbienne et peut être modifié par les conditions de gestion.
Érosion	Utilise les paramètres d'entrée fournis par les autres sous-modèles qui décrivent la surface du sol, la couverture de biomasse plate, la biomasse debout et les zones de tige, et les conditions météorologiques pour calculer les vitesses de frottement du seuil et l'entraînement des particules.

La résolution temporelle de ces sous-modèles (horaire à journalière) est fonction des données disponibles et de leurs variabilités (Hagen, 1991). WEPS permet de prévoir les variations spatio-temporelles de l'érodabilité des sols et marque une avancée par rapport aux modèles WEQ et RWEQ, qui reposent sur des entrées statiques et physiquement mesurées.

Le modèle WEPS calcule l'entraînement des particules lorsque la vitesse du vent (u_*) excède la vitesse de friction seuil (u_{*t}) dans la mobilisation des particules (Bagnold, 1941). La vitesse de friction seuil est calculée pour la surface du terrain et emploie des facteurs d'ajustement tels que la couverture de la biomasse, l'humidité du sol, la taille des particules et la densité du sol.

Le modèle WEPS évalue l'érodabilité d'un sol à partir de la vitesse de friction seuil. Pour une surface sans végétation, cette vitesse (SVu_{*t}) est obtenue à partir de l'équation (2.18) présentée ci-dessous :

$$SVu_{*t} = 1,7(1,35)exp[-(b)SFC_{cv}] \quad (2.18)$$

Où b est le coefficient obtenu à partir de la hauteur de rugosité aérodynamique (z_0) et SFC_{cv} est le pourcentage de sol nu qui n'est pas érodable ($> 0,84$ mm de diamètre).

Des ajustements de la vitesse de friction seuil peuvent être réalisés en fonction de l'état de la végétation par l'équation (2.19) et du taux d'humidité du sol à l'aide de l'équation (2.20) :

$$ABu_{*t} = 0,02 + SFC_{cv} \quad (2.19)$$

$$AHu_{*t} = 0,48 \frac{W}{W_{1500}} \quad (2.20)$$

Où ABU_{*t} est l'ajustement de la vitesse de friction seuil dû à la biomasse, AHU_{*t} est l'ajustement de la vitesse de friction seuil dû à l'humidité du sol, W (kg/kg) la teneur en eau de surface et W_{1500} (kg/kg) la teneur en eau à une succion de 1500 kPa, qui correspond au point de flétrissement.

Alors, la vitesse de friction seuil est finalement obtenue avec l'équation (2.11) :

$$u_{*t} = SVu_{*t} + ABu_{*t} + AHu_{*t} \quad (2.21)$$

Enfin, comme pour le modèle RWEQ, la perte de sol est déterminée à partir de la texture du sol, du pourcentage de matière organique et de la teneur en carbonate de calcium (Zobeck et Popham, 1997).

Ce modèle semi-empirique permet de simuler des interactions complexes en tenant compte des variabilités spatiotemporelles des propriétés du sol, de la végétation et du climat. Par exemple, ce modèle de prédiction de l'érosion éolienne utilise une approche stochastique pour simuler des variations climatiques quotidiennes. De plus, il permet de simuler séparément les processus de saltation, de reptation, de suspension et les PM_{10} . Dans les versions futures, le modèle WEPS devrait permettre de prédire l'émission de tempêtes de poussières en fonction des données climatiques, de prédire l'émission des $PM_{2.5}$ ou encore de prendre en compte des données d'élévation pour un terrain à relief complexe (USDA-ARS, 2016). Enfin, ce modèle peut prédire l'érosion éolienne à la suite d'un événement unique ou de quantifier une perte de sol sur plusieurs années.

WEPS dispose d'une interface graphique (Figure 2.18) permettant à l'utilisateur de sélectionner ses données d'entrée (type de simulation, type de sol, paramètres du terrain, localisation, générateur de climat et de vent, présence de barrière et la gestion du terrain).

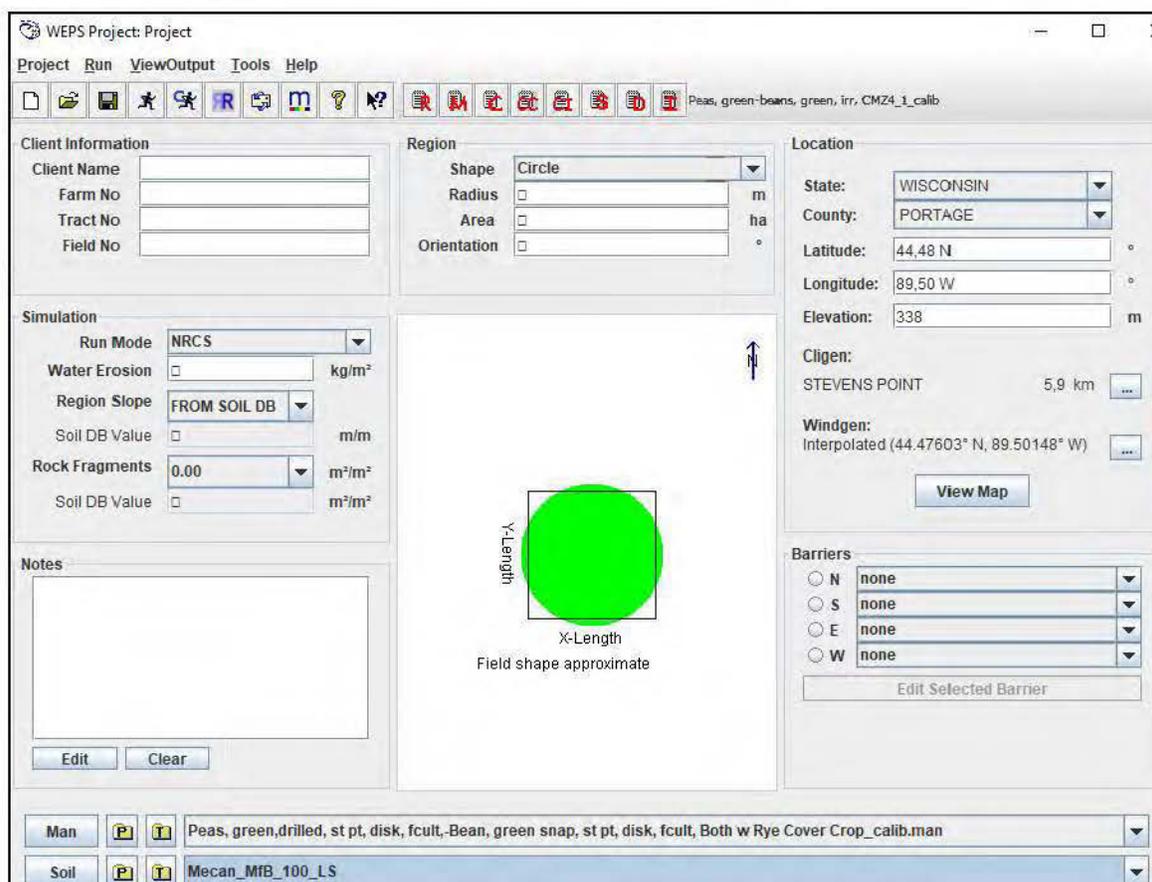


Figure 2.18 : Interface graphique du WEPS et ses principaux champs de sélection de données.

CMZ4_1_calib_calib_2		Wind Erosion				Mass of Soil Passing Indicated Field Boundary												
Client:		Net Soil Loss from Field				per Unit Length of Field Border												
Fm. Tr. Fld:	Average Total Gross Soil Loss	Average Creep and Saltation		Average Suspension	Average PM10	Creep+Saltation		Suspension		PM10								
Crop_calib_calib	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	↓	←	↑	→	↓	←	↑	→	↓	←	↑	→	
Mecan_MFB_100_LS						kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m					
Date	**	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	kg/m	
Rot. yr: 1		0.11	0.11	0.021	0.085	0.0048	16.3	0.0	0.0	7.6	65.1	0.0	0.0	30.7	3.7	0.0	0.0	1.6
Rot. yr: 2		0.03	0.03	0.006	0.024	0.0013	0.0	0.0	6.7	0.0	0.0	0.0	27.2	0.0	0.0	0.0	1.5	0.0
Ave. Annual		0.07	0.07	0.014	0.055	0.0030	8.2	0.0	3.3	3.8	32.6	0.0	13.6	15.3	1.9	0.0	0.7	0.8

Figure 2.19 : Extrait des résultats obtenus pour une simulation de deux ans.

La Figure 2.19 présente les résultats séparés en deux catégories : la perte de sol (*Wind erosion - SL*) et la masse transportée (*Mass of Soil Passing Indicated Field Boundary - Q*). En effet, dans la première section, la perte de sol moyenne totale est calculée pour les différentes périodes de simulations, puis les moyennes des différents mécanismes de l'érosion éolienne sont détaillées (saltation, reptation, suspension et PM₁₀). L'autre partie du tableau présente les estimations des masses transportées en dehors des limites du terrain, en fonction des bordures (Nord, Est, Sud, Ouest) et des mécanismes de l'érosion éolienne (saltation et reptation, suspension et PM₁₀). Dans le contexte minier, ces dernières informations sont importantes puisqu'elles peuvent permettre d'estimer la quantité de matériel sortant d'un parc à résidus.

Dans les travaux de Visser *et al.* (2005), les collectes de poussières sur le terrain ont été comparés avec les résultats des modèles WEPS et RWEQ. A l'issue, le modèle WEPS fournirait de meilleures estimations de l'érosion éolienne que le modèle RWEQ. Toutefois, Hagen (2004) a montré que les prédictions sous-estimaient légèrement les pertes de sol mais, en reproduisant assez bien les mesures de terrain (aux États-Unis). Funk *et al.* (2004) ont trouvé de meilleurs résultats entre les prédictions et les mesures des taux de l'érosion éolienne obtenus sur le terrain (en Allemagne). Les mesures ont été réalisées à l'aide de deux types de collecteurs, SUBSTRA et MWAC. Cependant, comme RWEQ, le modèle WEPS possède une application spatiale relativement petite et ce, même si la création de sous-régions distinctes peut être appliquée.

2.4.4 Single-event Wind Erosion Evaluation Program – SWEEP

Le modèle SWEEP correspond en fait au sous-modèle « Érosion » du modèle WEPS et utilise donc les mêmes équations décrites dans Hagen *et al.* (1995) (voir équations (2.22 à 2.33 ci-dessus). Il s'agit d'un modèle informatique basé sur des algorithmes, couplé avec une interface graphique simple d'utilisation. Il permet de simuler l'érosion éolienne pour un événement de type tempête dans une journée.

L'objectif de ce modèle est de simuler les différents mécanismes de la perte et du dépôt de particules de sol, sur un champ, en fonction de la vitesse du vent, de la direction du vent et des conditions de surface. Il estime la vitesse de friction seuil dans des conditions données puis démarre la simulation de l'érosion éolienne lorsque les vitesses du vent dépassent la vitesse de friction seuil.

Dans le modèle SWEEP, la vitesse de friction seuil dépend des agrégats du sol, de la densité des agrégats, de la croûte, du matériau de la croûte, de la rugosité de la surface, de la biomasse et de la teneur en eau du sol.

L'ensemble des données d'entrée sont classées par type et saisissables dans les cinq onglets de l'interface du SWEEP :

- L'onglet *Field* décrit les dimensions du terrain ;
- L'onglet *Biomass* permet d'intégrer les paramètres de culture ;
- L'onglet *Soil Layers* définit les paramètres du sol par couche ;
- L'onglet *Soil Surface* définit les paramètres de la surface du sol ;
- L'onglet *Weather* permet de définir les paramètres et facteurs climatiques.

Le modèle SWEEP dispose d'une interface graphique et contient une barre de menus, où les intrants nécessaires sont saisissables par catégories d'onglets. Seul l'onglet *Biomass* n'est pas nécessaire dans le cas de cette étude. Les autres onglets sont présentés par la suite ainsi que le détail des paramètres à saisir (USDA, 2007).

2.4.4.1 L'onglet « Field »

L'onglet *Field* permet de définir les dimensions du terrain étudié, son orientation ainsi que la présence de barrières au vent aux alentours ou sur le terrain étudié (Figure 2.20).

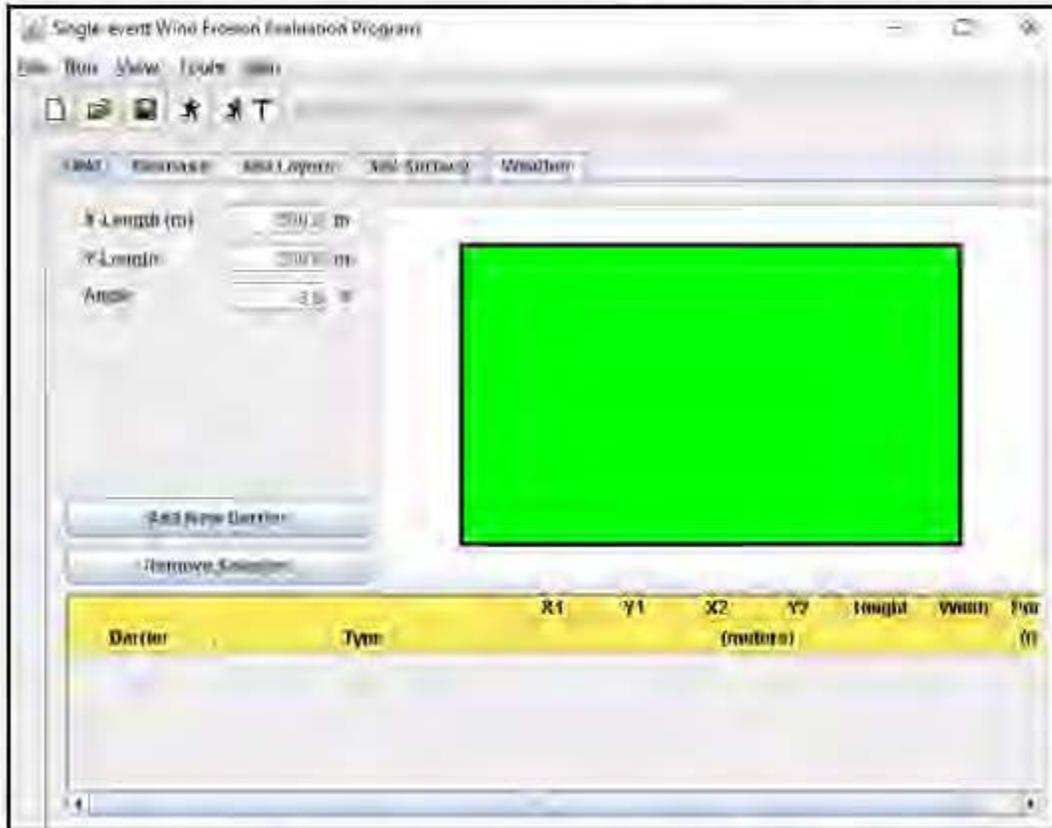


Figure 2.20 : Extrait de l'interface utilisateur et de l'onglet *Field*.

- ***X-Length*** : Longueur du terrain de simulation dans l'axe des abscisses, en m (de 10 à 1600).
- ***Y-Length*** : Longueur du terrain de simulation dans l'axe des ordonnées, en m (de 10 à 1600).
- ***Angle*** : Orientation du terrain de simulation, en degrés (de 0 à 360).
- ***Add New Barrier*** : Ce bouton permet à l'utilisateur d'ajouter une barrière au vent présente aux alentours ou sur le terrain, où :
 - ***X1, Y1, X2, Y2*** : Coordonnées des barrières linéaires, en m.
 - ***Height*** : Hauteur moyenne de la barrière, m.
 - ***Width*** : Largeur moyenne de la barrière, m.
 - ***Porosity*** : Densité de la barrière, m^2/m^2 (de 0 à 1).

2.4.4.2 Onglet « Soil layers »:

Cet onglet décrit les propriétés du sol pour une ou plusieurs couches de sol (Figure 2.21). Ces propriétés sont détaillées par la suite.

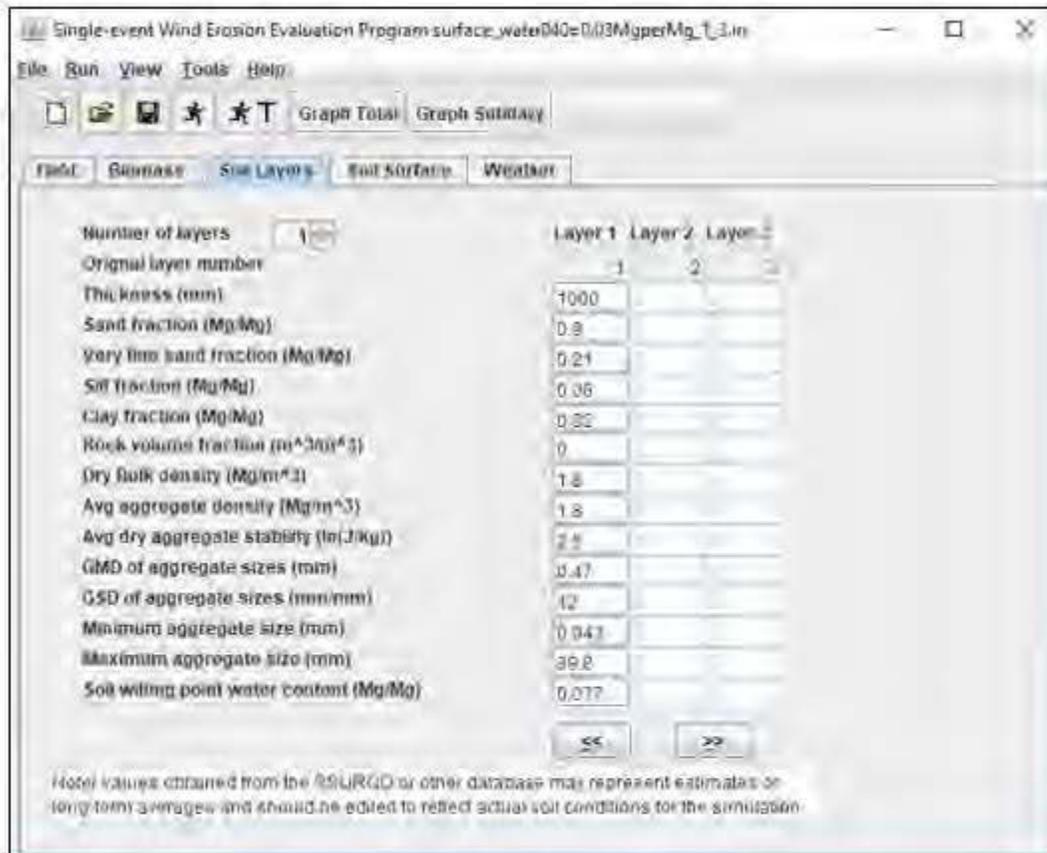


Figure 2.21 : Extrait de l'onglet Soil Layers.

- **Thickness** : Épaisseur de chaque couche du sol, mm.
- **Sand fraction, Sa** : Fraction des particules entre 0,05 à 2,0 mm, en Mg/Mg (de 0 à 1), tel que :

$$Sa = 1,0 - (Si + Cl) \quad (2.22)$$

où Si et Cl représentent respectivement les fractions de silt et d'argile

- **Very fine sand fraction** : Fraction des particules entre 0,05 à 0,1 mm, en Mg/Mg (de 0 à 1)
- **Silt fraction, Si** : Fraction des particules entre 0,002 à 0,05 mm, en Mg/Mg (de 0 à 1), tel que :

$$Si = 1,0 - (Sa + Cl) \quad (2.23)$$

- **Clay fraction, Cl** : Fraction des particules inférieures à 0,002 mm, en Mg/Mg (de 0 à 1), tel que :

$$Cl = 1,0 - (Si + Sa) \quad (2.24)$$

- **Rock volume fraction** : Volume occupé par les fractions supérieures à 2,0 mm de la couche, en m^3/m^3 (de 0 à 1).
- **Dry Bulk density** : Masse volumique apparente des particules inférieures à 2 mm du sol, en Mg/m^3 (de 0,8 à 1,6).
- **Avg aggregate density, $ag\ den$** : Poids volumique sec des agrégats inférieurs à 2 mm du sol, en Mg/m^3 (de 0,6 à 2,5), tel que :

- Pour une épaisseur inférieure ou égale à 300 mm :

$$ag\ den = 2,01 * (0,72 + 0,00092 * \text{épaisseur}) \quad (2.25)$$

- Pour une épaisseur supérieure à 300 mm :

$$ag\ den = 2,0 \quad (2.26)$$

- **Avg dry aggregate stability, $ag\ stab$** : Moyenne du logarithme naturel des énergies de broyage des agrégats, en $\ln(J/kg)$ (de 0,1 à 7), estimé avec (2.27) :

$$ag\ stab = 0,83 + 15,7 * Cl - 23,8 * Cl^2 \quad (2.27)$$

- **GMD of aggregate sizes, $ag\ gmd$** : Diamètre moyen géométrique de la taille des agrégats du sol, d'après la distribution granulométrique du pourcentage retenu, en mm (de 0,03 à 30,0), estimé avec :

$$ag\ gmd = e^{(\chi)} \times (1,0 + 0,006 \times \text{épaisseur}) \quad (2.28)$$

Où :

$$\chi = 1,343 - 2,235 Sa - 1,226 Si - 0,0238 \frac{Sa^3}{Cl} + 33,6 OM \quad (2.29)$$

- **GSD of aggregate sizes, $ag\ gsd$** : Déviation standard géométrique de la taille des agrégats du sol, d'après la distribution granulométrique du pourcentage retenu (de 1 à 20), estimé tel que :

$$ag\ gsd = \frac{1}{\left(0,0203 + 0,00193(ag\ gmd) + \frac{0,074}{ag\ gmd^{0,5}}\right)} \quad (2.30)$$

- **Minimum aggregate size, $ag\ min$** : Limite inférieure de la distribution logarithmique modifiée des agrégats du sol, en mm (de 0,001 à 5).

$$ag\ min = 0,01 \quad (2.31)$$

- **Maximum aggregate size, $ag\ max$** : Limite supérieure de la distribution logarithmique modifiée des agrégats du sol, en mm (de 1 à 1000), estimé avec :

$$ag\ max = (ag\ gsd) * (ag\ gmd) + 0,84^p \quad (2.32)$$

Où :

$$p = 1,52 * (ag\ gsd)^{-0,449} \quad (2.33)$$

- **Soil wilting point water content** : Teneur en eau massique du sol pour une pression de 1500 kPa (de 0 à 1), qui correspond au point de flétrissement, en Mg/Mg.

2.4.4.3 Onglet « Soil Surface » :

L'onglet *Soil Surface* décrit les propriétés physiques de la surface du sol. Un extrait de cet onglet est montré à la Figure 2.22.

Parameter	Value
Surface crust fraction (m ² /m ²)	0
Surface crust thickness (mm)	1
Loose material on crust (m ² /m ²)	0
Loose mass on crust (kg/m ²)	0
Crust density (Mg/m ³)	1.5
Crust stability ln(J/kg)	2.75
Alimaras random roughness (mm)	6
Ridge height (mm)	0
Ridge spacing (mm)	10
Ridge width (mm)	0
Ridge orientation (deg)	0
Dike spacing (mm)	0
Snow depth (mm)	0
Hourly surface water content (Mg/kg)	
1st eight hours (12am-7am)	0 0 0 0 0 0 0 0
2nd eight hours (8am-3pm)	0 0 0 0 0 0 0 0
3rd eight hours (4pm-11pm)	0 0 0 0 0 0 0 0

Figure 2.22 : Extrait de l'onglet *Soil Surface*.

- **Surface crust fraction** : Fraction de la surface couverte par des sols consolidés, en m²/m² (de 0 à 100%).
- **Surface crust thickness** : Épaisseur moyenne de la croûte dure en surface, en mm (de 0 à 23).
- **Loose material on crust** : Fraction de la croûte recouverte par du matériel lâche, en m²/m² (de 0 à 100%).
- **Loose mass on crust** : Masse de matériel lâche, correspond aux particules susceptibles d'intervenir dans la saltation à la surface de la croûte du sol, en kg/m² (de 0 à 3).
- **Crust density** : Densité de la croûte, en Mg/m³ (de 0,6 à 2).
- **Crust stability** : Moyenne du logarithme naturel des énergies de broyage de la croûte, en ln(J/kg) (de 0,1 à 7).

- **Allmaras random roughness** : Déviation standard de l'élévation du sol par rapport à un plan horizontal, ajusté à partir des travaux d'Allmaras *et al.* (1966), en mm (de 1 à 70).
- **Ridge height** : Hauteur des rides du sol, du sillon jusqu'à la crête de la ride, en mm (de 0 à 500).
- **Ridge spacing** : Espacement des crêtes des rides, en mm (de 0 à 2000).
- **Ridge width** : Largeur de crête des rides, en mm (de 0 à 4000).
- **Ridge orientation** : Direction parallèle aux rides du sol, en degrés (de 0 à 180).
- **Dike spacing** : Espacement entre des sillons, en mm (de 0 à 1000).
- **Snow depth** : Moyenne de l'épaisseur de la neige sur la surface du sol, en mm (de 0 à 1000).
- **Hourly surface water content** : Teneur en eau massique à la surface du sol pour chaque heure d'une journée, en Mg/Mg (de 0 à 0,5).

2.4.4.4 Onglet « Weather »:

L'onglet *Weather* décrit les paramètres climatiques et est présenté à la Figure 2.23.

Field | Biomass | Soil Layers | Soil Surface | **Weather**

air density (kg/m³)

Wind direction (deg)

Anemometer height (m)

Aerodynamic roughness at anemometer site (mm)

Zo location flag Station Field

Number of interval: day to run EMISSION

Wind table (m/s) (must have 1 for each interval) (day)

Interval	Wind Speed (m/s)
0000-0100	8.181
0100-0200	4.068
0200-0300	4.068
0300-0400	4.426
0400-0500	5.052

Figure 2.23 : Extrait de l'onglet *Weather*.

- **Air density** : Densité moyenne de l'air pour la journée, en kg/m^3 (de 0,7 à 1,5).
- **Wind direction** : Direction du vent, en degrés (de 0 à 359,9), pour 1 à 3 périodes de la journée lors desquelles les plus hautes vitesses de vent sont observées.
- **Anemometers height** : Hauteur des anémomètres au-dessus de la surface du sol, en m (de 5 à 30).
- **Aerodynamic roughness at anemometer site** : Rugosité aérodynamique du site lorsque les vitesses de vent sont mesurées, en mm (de 0,5 à 2000).
- **Wind table** : Table des vitesses du vent par intervalles de temps sur une journée, m/s. Les intervalles peuvent être horaires ou de 30, 20, 15, 10 et 5 minutes.

2.4.4.5 Utilisations antérieures

Le modèle SWEEP a été testé et validé dans de nombreux champs agricoles, (Feng et Sharratt, 2009; Hagen, 2004; Zobeck *et al.*, 2001). Cependant, très peu d'études ont été réalisées dans un contexte non-agricole (Chung *et al.*, 2013).

Dans l'étude de Jia *et al.* (2014), l'utilisation du modèle SWEEP est effectuée sur le parc à résidus de la mine Aitik Copper Mine, située au Nord de la Suède. Ce parc rectangulaire dispose d'une vaste superficie de 12 km^2 très exposée aux vents provenant du Nord-Ouest (Figure 2.24).



Figure 2.24 : Parc à résidus de la mine Aitik, Suède (Jia *et al.*, 2014)

Le modèle estime la perte de sol totale, celle issue de la saltation et de la reptation, celle des particules en suspension et celle des PM_{10} . Ces pertes furent estimées respectivement à $4,494 \text{ kg/m}^2$, $0,042 \text{ kg/m}^2$, $4,456 \text{ kg/m}^2$ et $0,264 \text{ kg/m}^2$ sur 5 jours d'étude. La Figure 2.25 montre les résultats des différentes pertes de sol au cours d'une journée, obtenus grâce au modèle SWEEP. Ces résultats sont présentés sous forme de graphiques, intégrant l'orientation et les dimensions du parc, la direction du vent ainsi que l'évolution de l'érosion éolienne sur la longueur du parc.

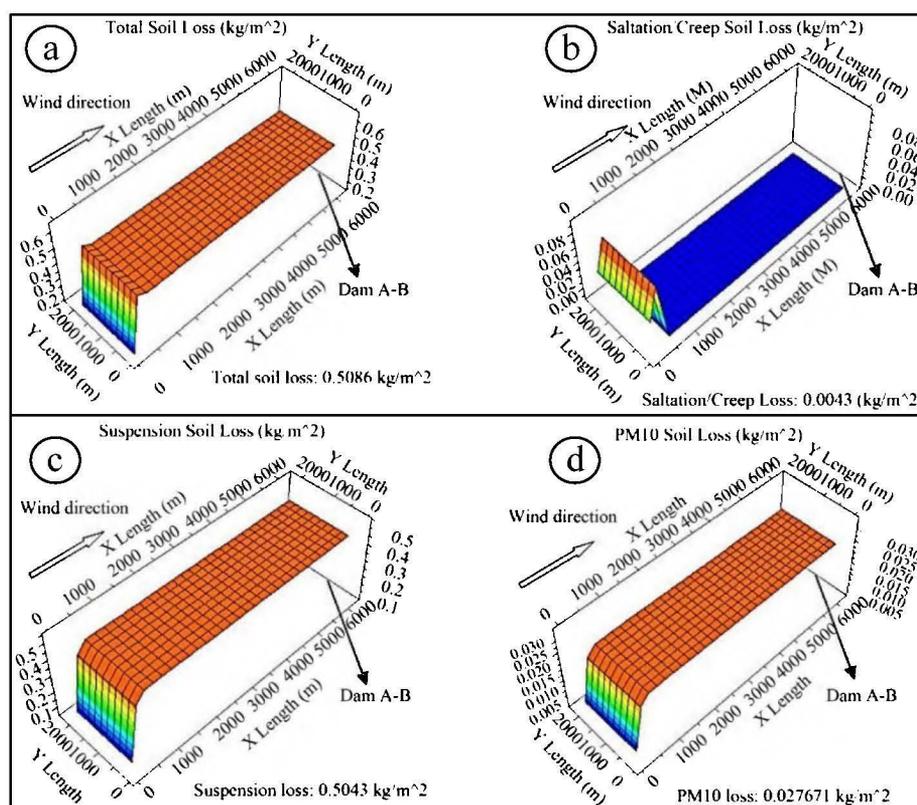


Figure 2.25 : Résultats de la modélisation SWEEP du parc à résidus de la mine Aitik au cours d'un évènement venteux journalier : (a) perte de sol total, (b) : perte de sol par saltation et reptation, (c) particules en suspension, (d) PM_{10} en suspension (d'après Jia *et al.*, 2014).

En parallèle, des mesures de terrain ont été réalisées à l'aide de collecteurs de particules en suspension, de type BSNE (voir section 2.3.1.1). Au cours des 5 jours d'expérimentation, la perte de sol totale en suspension mesurée a été de $0,475 \text{ kg/m}^2$, très différente de $4,456 \text{ kg/m}^2$.

Les auteurs expliquent cette grande différence entre la simulation du SWEEP et la mesure de terrain, par un nombre insuffisant de collecteurs de poussières et des conditions d'échantillonnage inadéquats (interruptions des mesures et destruction des collecteurs suite aux passages de machinerie de la mine). De plus, bien que les paramètres d'entrée soient importants pour estimer

les pertes d'érosion dans le modèle SWEEP, les coefficients empiriques internes et les équations peuvent affecter la simulation et entraîner une surestimation ou une sous-estimation des résultats. Les auteurs concluent que pour utiliser le modèle dans l'industrie minière, d'autres mesures de terrain sont nécessaires pour valider le résultat de la modélisation et les méthodes d'étalonnage pourraient être utiles pour ajuster les coefficients internes et les équations empiriques (Jia *et al.*, 2014).

2.5 Choix du modèle de prédiction

A partir de l'inventaire détaillé des modèles fait dans la partie 2.4, le but de cette section est de développer la méthodologie suivie pour le choix du modèle numérique à utiliser, afin de répondre au mieux aux objectifs de l'étude.

Pour rappel, il s'agit d'estimer la perte de sol due à l'érosion éolienne sur des parcs à résidus miniers de compagnies minières « partenaires ». Tel que présenté à la section 2.1.2, un parc à résidus correspond à une aire d'entreposage de résidus miniers provenant de l'usine de traitement du minerai et généralement composés d'éléments métalliques et sulfureux. Les caractéristiques de ces résidus peuvent varier au cours du temps (masse volumique apparente, distribution granulométrique) et sont propres à chaque site minier. Afin d'évaluer l'impact du vent sur un site donné, la modélisation numérique du processus d'érosion éolienne permettra, dans un premier temps, d'anticiper la quantité puis la dispersion des poussières. Le choix d'un modèle devrait être adapté à l'échelle des parcs à résidus et prendre en compte le maximum de paramètres influençant le phénomène d'érosion éolienne (sol, surface, climat, localisation, dimensions, etc...).

Les résultats attendus doivent permettre de quantifier les particules en suspension (kg/m^2) et les PM_{10} (kg/m^2) ainsi que les quantités de matière sortant d'un parc à résidus. À cette fin, le choix du modèle se fait en fonction des paramètres d'entrée, des mécanismes simulés, de l'échelle, de son application sur différents sites et ce, sur une période d'un an. Il se peut que ces modèles soient à adapter ou certaines fonctionnalités soient à ignorer (e.g., cultures, labour etc...). Pour calibrer et valider ces modélisations numériques, des méthodes d'acquisitions de données ont été mises en place sur les parcs à résidus des partenaires, avec l'aide de l'URTSM. Il s'agit d'anémomètre (vitesse du vent) et de collecteurs de poussières (particules en suspension) (voir partie 2.3.1).

2.5.1 Principales données d'entrée et paramètres importants

Tout d'abord, la première étape du choix du modèle consiste à identifier les paramètres importants influant sur l'érosion éolienne, particulièrement ceux intervenant dans le calcul de la vitesse de friction seuil. Cette vitesse de friction seuil correspond à la vitesse du vent à partir de laquelle la surface du sol entre en mouvement et engendre les différents mécanismes de l'érosion éolienne. De nombreux paramètres rencontrés dans la littérature influencent la vitesse de friction seuil, tels que les propriétés des résidus et les propriétés de la surface des résidus. D'autre part, les données climatiques et les caractéristiques spatiales du parc à résidus sont également très importantes. La Figure 2.26 représente le schéma d'un parc à résidus simplifié avec les différents paramètres importants tirés de la littérature. Il permet de visualiser l'ensemble des paramètres influençant la modélisation de l'érosion éolienne.

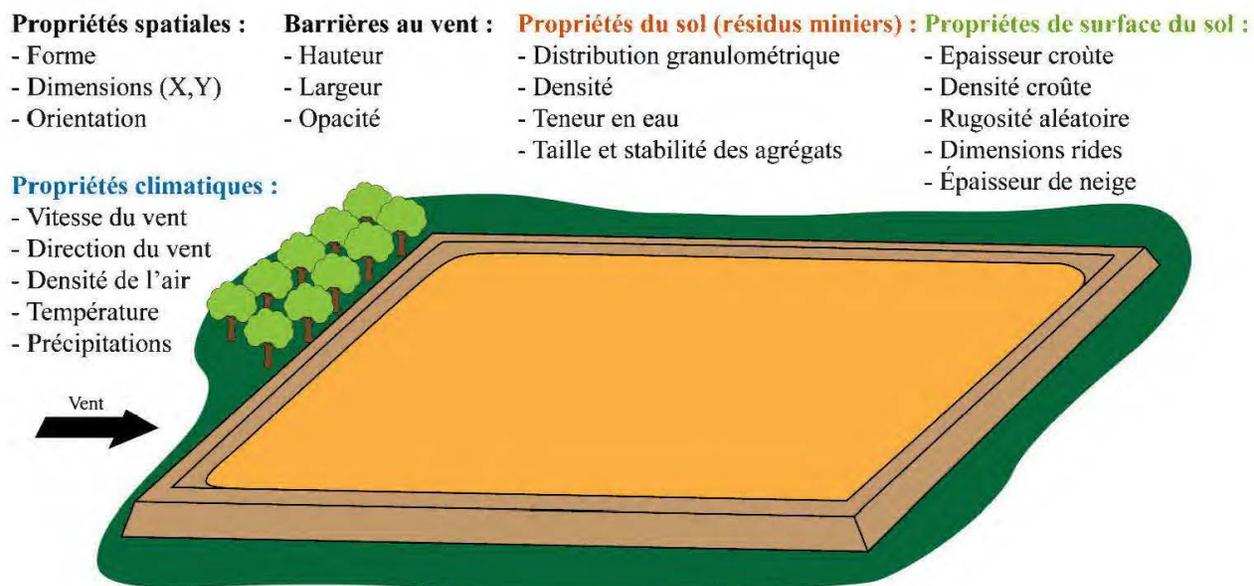


Figure 2.26 : Schéma d'un parc à résidus et des principaux paramètres influençant les mécanismes de l'érosion éolienne.

2.5.1.1 Propriétés climatiques

Parmi les propriétés climatiques, le vent est évidemment l'intrant inévitable dans la modélisation de l'érosion éolienne ; le modèle doit prendre en compte la vitesse (m/s) et la direction du vent (°). Outre le vent, d'autres propriétés météorologiques sont à prendre en compte dans l'estimation du phénomène. Il s'agit de la densité de l'air (kg/m^3), la température ($^{\circ}\text{C}$) et les précipitations (mm).

La densité de l'air varie en fonction de l'altitude et de la température du site. Les précipitations contrôlent l'humidité relative du sol et de la surface du sol. En effet, après d'importantes précipitations, la surface du résidu est gorgée d'eau et la cohésion des grains devient beaucoup plus élevée. Dans ces conditions, le vent ne permet pas d'activer les mécanismes de l'érosion éolienne. Au contraire, en cas de sécheresse, températures élevées et faibles précipitations, le vent est susceptible d'entraîner une érosion éolienne.

2.5.1.2 Propriétés du sol

Les propriétés du sol, ici des résidus miniers, correspondent aux 30 premiers millimètres du sol et interviennent dans le calcul de la vitesse de friction seuil (Feng et Sharratt, 2009; Pi *et al.*, 2016). Il s'agit de la densité apparente et de la distribution granulométrique des matériaux. En effet, le vent a plus de facilité à déplacer un matériel fin et léger, que grossier et lourd. La densité relative est un facteur important. Dans la cadre de cette étude, les matériaux issus de mines de roches dures sont relativement denses du fait de leur composition chimique et de la présence de métaux (cf. 2.1.3).

La taille et la stabilité des agrégats sont également des paramètres importants. Un agrégat correspond à un assemblage de grains du sol entre eux. Pour définir les agrégats d'un sol, certains modèles utilisent la taille moyenne ou médiane, la taille minimum et maximum, la stabilité liée à l'énergie de broyage, le diamètre moyen ou encore la géométrie des agrégats.

2.5.1.3 Propriétés de surface du sol

Les propriétés de la surface du sol influencent le calcul de la vitesse de friction seuil et parfois réduisent ou favorisent l'effet du vent. En effet, la présence de végétation ou la présence d'une croûte affecte l'impact d'un événement venteux sur la surface du sol. La présence d'une biomasse uniformément répartie sur une surface est 5 à 10 fois plus efficace dans le contrôle de l'érosion éolienne (USDA, 2007). En l'occurrence, sur les parcs à résidus des compagnies minières partenaires, la présence de végétation est très faible (Figure 2.27).

En hiver, de la mi-novembre à la mi-avril, le sol est partiellement gelé et une couverture neigeuse peut recouvrir la surface du sol. Au début et à la fin de cette période, le phénomène de « freeze-drying » est actif. Celui-ci intervient lorsque la surface du sol est gelée et que la neige est balayée par le vent, laissant ainsi la surface du sol sans protection face au vent. Les particules ont peu de

cohésion entre elles car la glace entre les grains est plus volumineuse, contrairement à l'eau liquide qui crée une cohésion forte entre les grains. C'est au cours de cette période que les plus grosses tempêtes de poussières ont pu être observées sur les sites expérimentaux.



Figure 2.27 : Photographie illustrant la faible présence de végétation sur un parc à résidu soumis au vent (Juin 2017).

La présence d'une croûte dure en surface du sol peut être prise en compte en définissant sa densité (Mg/m^3) et son épaisseur (cm). De plus, des rides, formées par le vent, constituent un enchaînement de crêtes et de sillons à la surface des résidus (Figure 2.28). Elles permettent d'identifier la direction préférentielle du vent par rapport au Nord, qui est en général perpendiculaire aux rides.

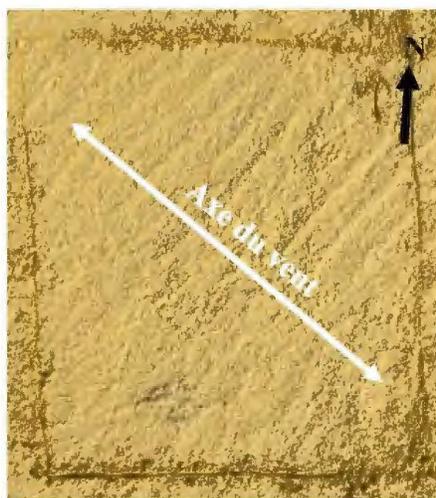


Figure 2.28 : Photographie de rides à la surface des résidus.

2.5.1.4 Propriétés spatiales

Les propriétés spatiales d'un parc à résidus sont indispensables pour définir la surface soumise au vent. Il s'agit de choisir la forme géométrique, carré, rectangle ou cercle en général, qui convient le mieux pour illustrer le parc à résidus. Le modèle doit prendre également en compte ses dimensions, telles que sa longueur (m), sa largeur (m), ainsi que son orientation ($^{\circ}$) par rapport au nord géographique (Figure 2.29).



Figure 2.29 : Carte du contexte spatial d'un parc à résidus.

2.5.1.5 Barrières au vent

Sur la Figure 2.29, des barrières au vent (forêts, routes, digues) sont observables sur les bordures au Sud et à l'Ouest. Les barrières au vent sont caractérisées par leur hauteur (m), leur largeur (m)

et leur opacité (ou densité) (%). Elles altèrent l'effet de la force du vent sur la surface du sol en réduisant la vitesse du vent après avoir franchi la barrière. Des études ont montré que les barrières réduisent significativement la vitesse du vent après celles-ci, protègent une partie de la surface exposée à l'érosion et réduisent la longueur de la zone soumise à l'érosion (Figure 2.30).

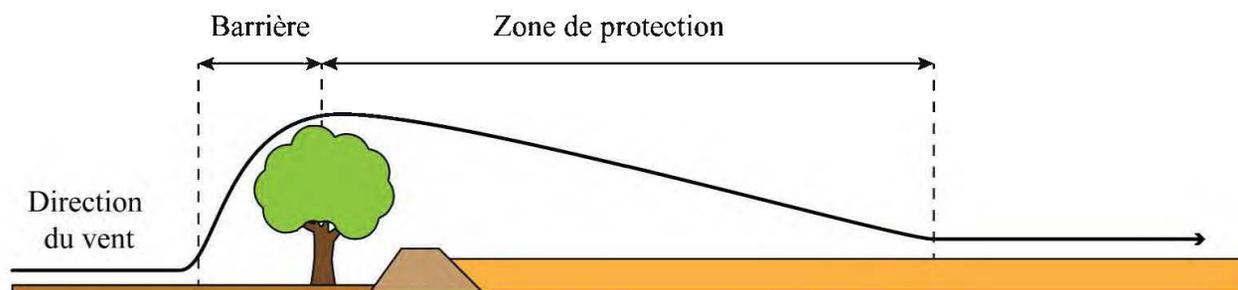


Figure 2.30 : Schéma d'écoulement du vent au-dessus d'une barrière (d'après USDA-ARS, 2016).

La zone de protection s'étend à mesure que la densité optique de la barrière diminue mais est réduite à mesure que la vitesse du vent augmente et que la direction du vent dévie de la perpendiculaire à la barrière (USDA-ARS, 2016).

2.5.2 Comparaison des modèles

Après avoir défini les paramètres principaux, le choix du modèle consiste à comparer les différents modèles de façon à sélectionner ceux prenant en charge le maximum de ces paramètres et de ces données d'entrées. Le but étant de choisir un modèle multi-paramètres de prédiction des différents mécanismes de l'érosion éolienne, le Tableau 2.4 compare les différents modèles étudiés et leurs données d'entrée prises en charge. Ces données correspondent aux cases de couleur verte, alors que les données non prises en charge sont en jaune. Ce tableau synthétise l'ensemble des informations nécessaires pour choisir le modèle le plus approprié.

La colonne « Échelle » décrit la résolution spatiale à laquelle peut être appliqué le modèle. La colonne « Période » correspond à la résolution temporelle d'utilisation des données nécessaires au fonctionnement du modèle numérique. Les mécanismes simulés (saltation, reptation, suspension) sont également des critères de sélection. Dans certains cas, les mécanismes de saltation et reptation sont combinés.

Les aires d'entreposage de résidus des sites partenaires ont une superficie comprise entre 4 km² et 12 km². L'échelle à laquelle doit s'appliquer le modèle est donc locale. Les modèles WEAM et WEELS peuvent être écartés, d'autant plus qu'ils ne permettent pas de simuler les particules en suspension séparément des autres mécanismes. Les modèles TEAM et WESS, simulent la saltation et la suspension à partir de données horaires et à échelle locale. Cependant, ces deux derniers ne prennent pas forcément en compte les paramètres importants pour le calcul de la vitesse de friction seuil (température, précipitations, distribution granulométrique, densité, rugosité).

A première vue, l'équation empirique RWEQ pourrait être suffisante, et ce, bien qu'elle ne prenne pas en considération l'activité anthropique. Cependant, le modèle WEPS semble effectivement le plus développé sachant qu'il permet de prédire les différents mécanismes de l'érosion éolienne tout en simulant des variabilités spatiotemporelles stochastiques au niveau du climat et de la surface du sol (e.g., gel/dégel). Toutefois, ce modèle exige un nombre important de paramètres et sa complexité apparente risque de poser quelques difficultés pour une utilisation hors des États-Unis.

A ce stade, deux orientations sont donc possibles, utiliser le modèle WEPS ou le modèle SWEEP. WEPS est un modèle complet doté d'algorithmes complexes et puissants. Il nécessite d'importantes bases de données (grandes périodes temporelles) et permet une prédiction mensuelle à annuelle. Il permet de simuler des changements journaliers sur les propriétés de surface, grâce aux données climatiques et à la gestion des terrains (activités agricoles, cultures). En effet, l'altération de la surface du sol, en fonction des précipitations et de la température, affecte la rugosité et l'agrégation des grains entre eux (humide/sec, gel/dégel, processus de congélation/séchage). La perte de sol est ensuite simulée les jours où la vitesse du vent est supérieure à la vitesse de friction seuil estimée. Grâce à la simulation de ces changements journaliers, le modèle WEPS permet d'estimer des pertes de sol pendant le phénomène de « freeze-drying ».

SWEEP correspond au sous-modèle « Érosion » du WEPS ; il dispose d'une interface simple et ergonomique où les résultats sont présentés sous forme de graphique. Ce modèle demande moins de saisie de données mais permet une prédiction journalière (jour par jour) uniquement. SWEEP ne prend pas en compte ces variations et doit être calibré pour les conditions de « freeze-drying ».

Dans le cas d'un parc à résidus, l'option de gestion du terrain n'est pas nécessaire. WEPS a été développé pour des sols agricoles et ne simulerait probablement pas de tels changements

journaliers pour les résidus miniers d'après John Tatarko, de l'unité de recherche sur les ressources et les systèmes du sol de l'USDA-ARS (Communication personnelle, Tatarko, 2018).

Étant donné les objectifs de l'étude, l'utilisation du modèle SWEEP suffirait amplement. Ce choix implique de considérer une vitesse de friction seuil potentiellement variable en fonction des saisons : estivale et de *freeze-drying*. Des mesures de terrain peuvent être réalisées pour vérifier ces changements. Néanmoins, la disponibilité des données pour chaque site partenaire au projet ainsi que la simulation de l'érosion éolienne, jour par jour, peuvent simplifier la modélisation.

Pour ce faire, la simulation du processus d'érosion éolienne au niveau d'un site minier demande une solide base de données météorologiques journalières, au minimum 5 ans (i.e., précipitations, température de l'air, vitesse et orientation du vent, humidité relative) et de mesurer l'évolution de certains paramètres du sol.

CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Ce chapitre présente les méthodes utilisées pour déterminer les données d'entrée du modèle SWEEP choisi. Le matériel de collecte des poussières sera détaillé ainsi que les méthodes d'interprétation des résultats de collecte. Ensuite, l'utilisation du modèle SWEEP sera faite et une comparaison de données de terrain versus celles du modèle sera établie.

3.1 Récolte des données d'entrée

Tel que mentionné dans l'introduction, les données d'entrée du modèle SWEEP incluent les paramètres climatiques et les paramètres des résidus (voir section 2.4.4.2 à 2.4.4.4). Dans ce qui suit, des détails sont donnés quant aux méthodes utilisées pour collecter ces données d'entrée.

3.1.1 Sites d'études

Les quatre parcs à résidus miniers qui ont fait l'objet de cette étude se situent dans le Nord-Ouest du Québec. Ces sites sont respectivement désignés par les lettres A, B, C et D.

3.1.2 Paramètres climatiques

Le modèle SWEEP requiert des données météorologiques horaires, incluant la vitesse du vent et la direction du vent, moyenne des 6 heures ayant les vents les plus forts. Le Tableau 3.1 donne la distance entre les sites A, B, C et D et la station météorologique la plus proche.

Pour les sites miniers B, C, D, les stations avec des relevés météorologiques horaires sont relativement proches des parcs à résidus de l'étude et sont comprises dans un rayon inférieur à 25 km. Les données de vitesse et de direction du vent peuvent être considérées comme représentatives et acceptables. Pour le site A, la station de la compagnie minière est utilisée, située à 3 km du parc.

Tableau 3.1 : Distance en kilomètres entre les stations météorologiques et les sites miniers.

Stations météorologiques canadiennes la plus proche	Site A	Site B	Site C	Site D
Distance (km)	147,0	4,0	23,0	2,6

Les données climatiques historiques ont été téléchargées pour chaque station météorologique proche des parcs à résidus par l'intermédiaire du site du gouvernement canadien : http://climat.meteo.gc.ca/historical_data/search_historic_data_f.html.

Ensuite, une compilation de 5 années de données horaires a été réalisée et organisée dans des tableaux, où les colonnes sont respectivement : l'année (4 chiffres), le mois (2 chiffres), le jour (2 chiffres), l'heure (2 chiffres), la direction du vent par rapport au Nord (3 chiffres) et la vitesse du vent en m/s (3 chiffres). Ces données météorologiques (exemple, Tableau 3.2) permettent de créer un fichier « Windgen » requis dans le modèle SWEEP.

Tableau 3.2 : Extrait de tableau de données historiques nécessaires pour la création de fichier Windgen.

Année (2013 à 2018)	Mois (1 à 12)	Jour (1 à 31)	Heure (0 à 23)	Direction du vent (Degrés)	Vitesse du vent (m/s)
2018	12	26	22	330	5,83
2018	12	26	23	330	4,02
2018	12	27	0	320	5,38
2018	12	27	1	340	5,03
2018	12	27	2	320	4,23

3.1.2.1 Vitesse et direction du vent

La vitesse du vent (km/h ou nœud) ainsi que sa direction (degrés par rapport au nord magnétique) sont les paramètres clés du modèle. Ceux-ci sont respectivement mesurés grâce à un anémomètre et une girouette. Au niveau des stations météorologiques et des aéroports, ces dispositifs sont généralement positionnés à 10 mètres de hauteur par rapport à la surface du sol.

Il est également possible d'installer des anémomètres de terrain, à placer directement sur la zone d'étude. Dans cette étude, l'anémomètre de terrain (S-WSB-M003 Sensor de ONSET®) est positionné à 2 mètres de hauteur au-dessus du sol et à un boîtier enregistreur de données (HOBO® U30-NRC Data Logger de ONSET®) (voir Figure 3.1). Ce dernier a été paramétré pour enregistrer des données moyennes horaires en mètre par seconde, avec un échantillonnage toutes les 2 minutes.

Dans le modèle SWEEP, la hauteur de l'anémomètre (section 2.4.4.4) a été définie à 10 mètres pour les données au niveau des stations météorologiques (aéroports) et à 2 mètres pour les données provenant des anémomètres (terrain).

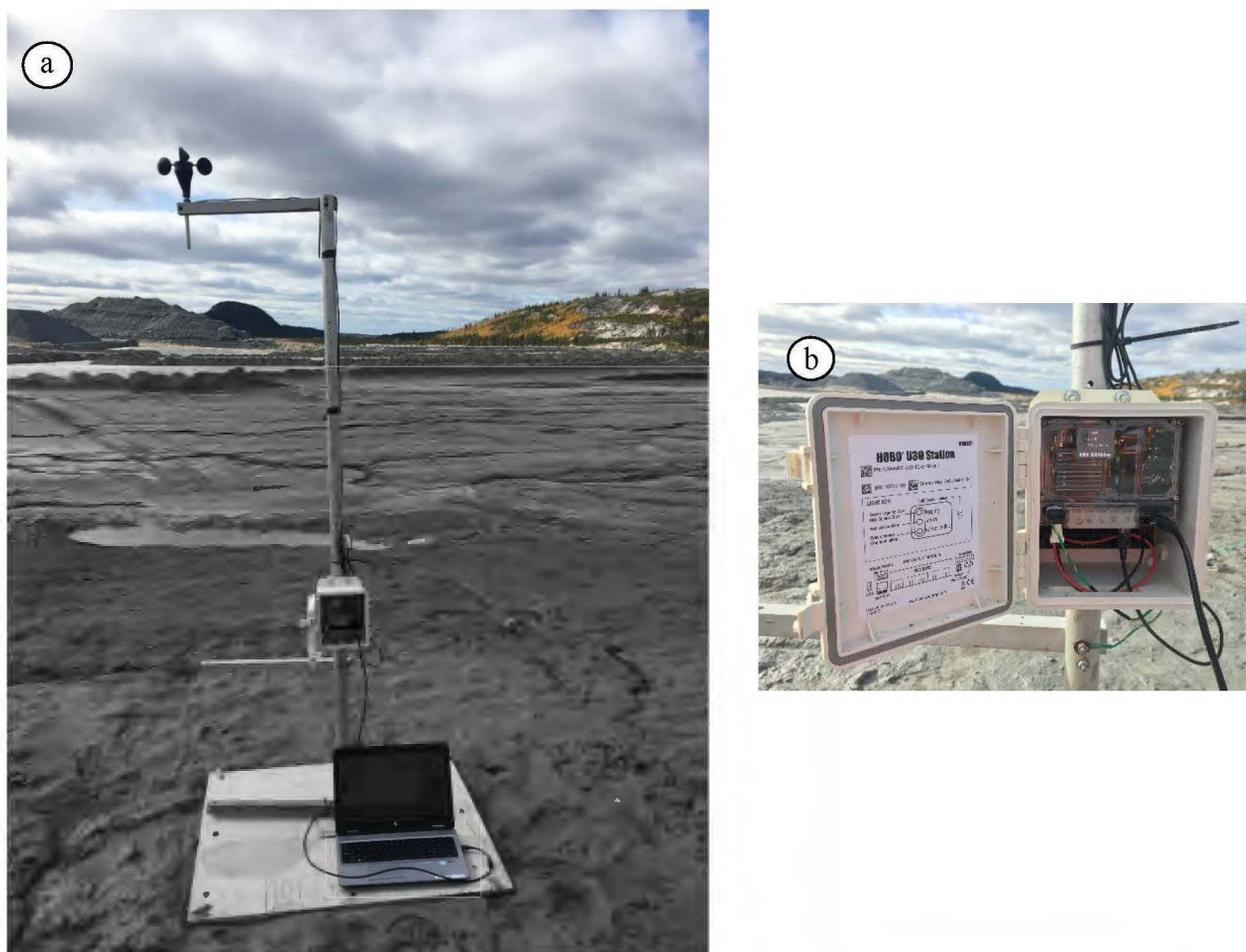


Figure 3.1 : Dispositif de mesure de vent sur le terrain : (a) anémomètre de terrain à 2 m de hauteur, (b) boîtier d'acquisition de données.

3.1.2.2 Rugosité aérodynamique

La rugosité aérodynamique (z_0) est un autre paramètre d'entrée du modèle SWEEP (voir 2.4.4.4). Celle-ci joue un rôle fondamental dans la modélisation de l'érosion éolienne et de la dispersion des poussières. Elle est essentielle pour le calcul de la vitesse de cisaillement et la vitesse de friction seuil (Nield *et al.*, 2013).

La rugosité aérodynamique, ou hauteur de rugosité, représente la hauteur à partir de laquelle le vent agit sur une surface en fonction de son état (aspérités) et va influencer le profil du vent (cf. équation 2.1). Pratiquement, toutes les surfaces naturelles sont rugueuses et modifient le profil vertical de la vitesse du vent à son voisinage. Pour caractériser cette perturbation, des coefficients de rugosité propres à chaque environnement (voir Tableau 3.3) ont été définis afin d'ajuster la vitesse du vent. La rugosité aérodynamique d'un paysage a une influence microclimatique.

Tableau 3.3 : Coefficients de rugosité aérodynamique de surface (Hémon, 2006).

Type de surface	z_0 (m)
Mer, lac (minimum 5 km)	0,005
Rase campagne, aéroports	0,05
Campagne avec des haies, bocage, habitat dispersé	0,20
Zone urbanisée, industrielle, forestière	0,75
Zones urbaines, bâtiments de hauteur supérieure à 15m	2,00

De manière générale, une rugosité aérodynamique de hauteur élevée freine considérablement la vitesse du vent (forêts et grandes villes), tandis qu'une rugosité moins élevée influence faiblement la vitesse du vent (zones planes, pistes d'atterrissage) et très faiblement pour une étendue d'eau (mer ou lacs). Par exemple, les herbes longues, les buissons et les arbrisseaux freinent considérablement le vent. En pratique, la hauteur de rugosité varie de 5 mm au-dessus des plans d'eau à 2 m dans les zones de forte urbanisation. Dans cette étude, les mesures de vents ont été récoltées aux niveaux des aéroports et sur les parcs à résidus. C'est pourquoi la rugosité aérodynamique utilisée dans le modèle SWEEP est de 0,05 m.

Dans l'étude de Nield et al. (2013), l'estimation de la rugosité aérodynamique est faite grâce à un balayage laser sur des surfaces émettrices de poussières (plages et dunes). Les résultats suggèrent que l'espacement des éléments morphologiques est moins important pour expliquer les variations de z_0 . Ce constat va à l'encontre des modèles de simulation de l'érosion éolienne préexistants, qui supposent que l'espacement, entre les éléments rugueux isolés, est le facteur déterminant z_0 . En conclusion de l'étude, les données montrent que toute mesure basée sur la hauteur de saillie, hauteur maximale de l'élément rugueux, a une plus grande probabilité de prédire z_0 avec succès.

3.1.2.3 Température et précipitations

Parmi les données météorologiques, les précipitations, au niveau des sites expérimentaux, permettent d'identifier les périodes humides et de sécheresse lorsque les températures sont positives. Ces conditions météorologiques décrivent la période estivale humide. Egalement, lorsque l'hiver arrive, les températures chutent en-dessous de 0°C et c'est durant cette période que l'on observe le phénomène de *freeze-drying* (avant que les résidus ne soient recouverts de neige).

3.1.3 Paramètres du sol

3.1.3.1 Masse volumique apparente du sol sec

La masse volumique apparente ou densité apparente d'un sol sec correspond à sa masse par unité de volume du sol sec en place. Même si plusieurs autres méthodes existent pour déterminer la masse volumique apparente (ex. méthodes du ballon, du cône au sable, et nucléodensimètre), la méthode de mesure la plus répandue est la collecte d'un volume d'un sol, dans un anneau de métal qui est enfoncé dans le sol (McKenzie *et al.*, 2004).

Pour réaliser une mesure, il s'agit d'utiliser un cylindre métallique et de l'enfoncer jusqu'à la surface du sol à l'aide du marteau et d'une planche de bois pour protéger l'anneau et de ne pas compacter le sol à l'intérieur de l'anneau. La deuxième étape consiste à creuser autour de l'anneau, sans déranger ni assouplir le sol qu'il contient et de le retirer soigneusement avec le sol intact (Figure 3.2), puis enlever tout excès de sol aux extrémités de l'anneau. L'échantillon est mis dans un sac en plastique et scellé en indiquant la date et le lieu où l'échantillon a été prélevé.



Figure 3.2 : Anneau métallique rempli de résidus miniers humides.

Les échantillons des sols sont ensuite séchés dans une étuve pendant 24 heures à 105°C pour déterminer la masse sèche. Connaissant le volume de sol recueilli (cm^3) et sa masse sèche (g), il est donc possible de calculer la densité apparente du sol échantillonné (g/cm^3). La densité apparente prend en considération la porosité du sol et la compaction naturelle ou non d'un sol. Cette mesure de la densité apparente du sol permet de confirmer un diagnostic de compaction du sol.

3.1.3.2 Distribution granulométrique

La taille des particules d'un matériau détermine les séquences de son mouvement en terme de reptation, saltation et suspension (Bagnold, 1941). Ce paramètre est très important dans les modèles numériques et peut être utilisé pour calculer l'émission de poussière, son transport, sa déposition ainsi que les interactions entre la poussière, l'environnement et le climat (Marticorena et Bergametti, 1995; Shao, 2009). C'est également un paramètre impactant l'efficacité des collecteurs de poussières utilisés pour mesurer la quantité de matière en suspension lors d'évènements venteux (Shao *et al.*, 1993).

La distribution granulométrique des résidus a été déterminée à l'aide d'un granulomètre laser Malvern® Mastersizer S 2000 permettant d'analyser des particules entre 0,06 μm à 879 μm . Le principe de l'appareil consiste à mesurer la déviation d'un faisceau laser lorsque celui-ci traverse une solution aqueuse dans laquelle les particules du matériau sont en suspension. La déviation du faisceau dépend de la géométrie du grain où l'intensité du rayonnement est fonction de la quantité de particules de même taille. Le résultat de l'analyse se présente sous forme de courbe de distribution granulométrique volumique du matériau en solution (Figure 3.3).

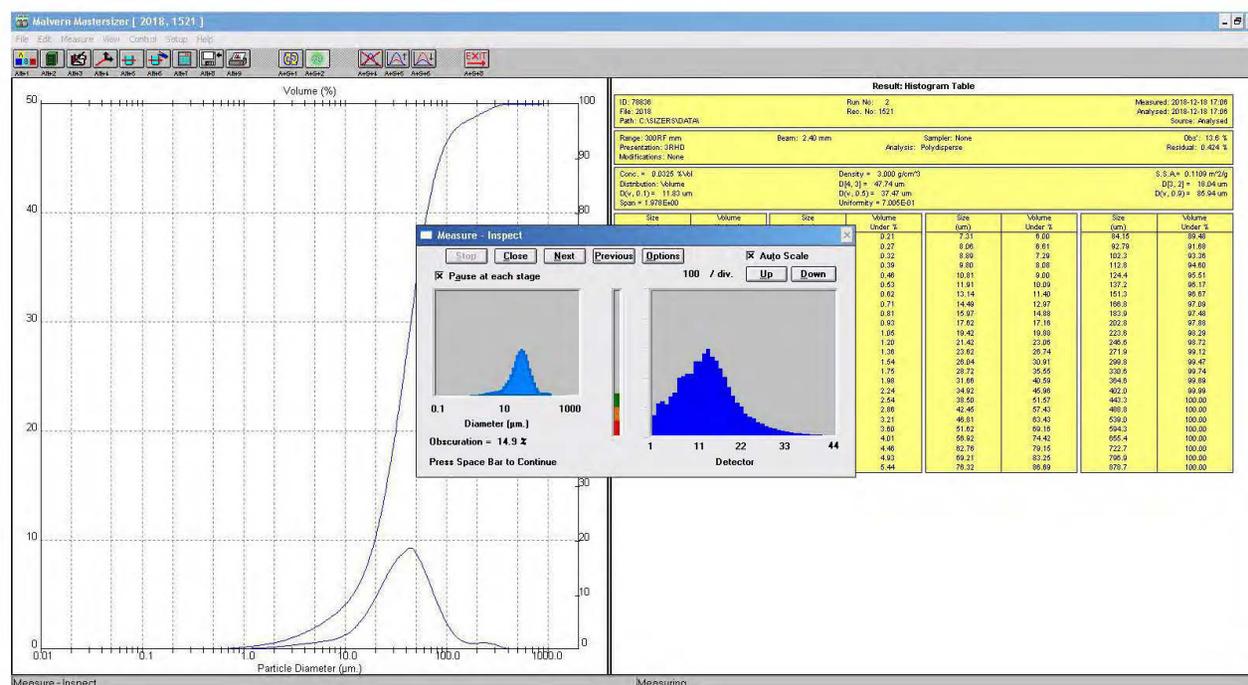


Figure 3.3 : Résultat d'une analyse granulométrique sur le logiciel Malvern® Mastersizer.

Pour réaliser une analyse optimale, une petite quantité de l'échantillon est introduite dans le bac à eau jusqu'à atteindre une obscurité de la lentille d'environ 15% (idéal pour des matériaux fins).

Les particules sont entraînées par l'eau vers le faisceau laser. Les résultats d'une analyse peuvent être obtenus après 2 minutes, de telle sorte que l'échantillon s'homogénéise dans le circuit d'eau et que les agrégats se dissolvent en grains plus fins. La mesure est répétée autant de fois que nécessaire dans le but d'obtenir 3 analyses relativement proches. Pour ce faire, les résultats d'analyse sont copiés dans un fichier Excel permettant la comparaison des résultats entre eux. L'analyse est validée lorsque l'erreur relative est en dessous de 5% pour les trois courbes. Le résultat final correspond à la courbe moyenne des trois analyses les plus proches.

3.1.3.3 Taille et stabilité des agrégats d'un sol

La structure d'un sol se réfère au mode d'assemblage des particules du sol. Ces particules de diamètres variables (sable, silt et argile) sont liées entre elles par des constituants (argile, matière organique, racines) et se regroupent alors sous forme de grumeaux ou d'agrégats. La taille et la stabilité des agrégats d'un sol sont des facteurs primordiaux affectant la susceptibilité d'un sol à être érodable dans le cadre de l'érosion éolienne (Colazo et Buschiazzo, 2010).

- Taille des agrégats

La taille des agrégats joue un rôle important sur la vitesse de friction seuil et les mécanismes de l'érosion éolienne. Ainsi, la distribution de la taille des agrégats est utilisée pour définir les processus de transport dans le modèle SWEEP (Pi *et al.*, 2016). Les tailles d'agrégats maximales et minimales peuvent être obtenues avec la distribution granulométrique, sur la base de la plus grande et de la plus petite taille de particule trouvée, à l'aide de l'instrument de diffraction laser Malvern® Mastersizer S 2000 ou LS 13 320 XR de Beckman Coulter. Les valeurs minimales et maximales autorisées dans le modèle SWEEP, sont respectivement comprises entre 0,01 et 5,0 mm et 1,0 et 1000 mm (USDA-ARS, 2016).

De plus, le modèle SWEEP définit la distribution granulométrique des agrégats grâce au diamètre moyen géométrique agrégé (GMD) et à l'écart type géométrique (GSD).

Ces paramètres peuvent être mesurés grâce à un appareil à tamis horizontal ou rotatif. Le premier peut avoir une action agressive qui pourrait potentiellement causer une dégradation indésirable des agrégats par rapport à un appareil à tamis rotatif. Dans l'étude de (Donk et Skidmore, 2003), la distribution de la taille des agrégats a été mesurée grâce à un appareil sonique à tamis de 5, 10, 20, 53, 106, 250 μm .

Les GMD et GSD peuvent ensuite être déterminés en ajustant le pourcentage massique mesuré de différentes tailles d'agrégats, obtenu à l'aide d'un appareil à tamis horizontal, à une fonction log-normale (Gardner, 1956; Gregorich et Carter, 2007). La loi normale, ou gaussienne, est une fonction de distribution représentée par l'équation (3.1) (Gardner, 1956):

$$n = \frac{N}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-M)^2}{2\sigma^2}} dx \quad (3.1)$$

où n est la fréquence d'occurrence de particules de diamètre x , N est le nombre total de particules, M est la moyenne arithmétique du diamètre et σ est l'écart-type. En remplaçant x par $\log(x)$, l'équation devient (3.2) (Gardner, 1956) :

$$n = \frac{N}{GSD\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\log(x)-\log(GMD))^2}{2GSD^2}} d(\log(x)) \quad (3.2)$$

La méthode consiste alors à représenter graphiquement le pourcentage de poids d'échantillon supérieur à un diamètre donné (pourcentage cumulé surdimensionné) en fonction du diamètre. En utilisant une échelle logarithmique pour la distribution du diamètre, le tracé du pourcentage cumulé surdimensionné produit une ligne droite sur un graphique log-probabilité. Pour toute distribution réelle, il faut s'attendre à une certaine déviation par rapport à une ligne droite aux extrêmes de la plage de diamètres (Gregorich et Carter, 2007).

Ce type de tracé présente l'avantage supplémentaire de pouvoir déterminer facilement le diamètre moyen et l'écart type à partir du graphique. Pour une distribution normale, le diamètre moyen est la taille correspondant à 50% de la taille supérieure de l'échantillon, c'est-à-dire supérieure à cette taille. L'écart type est numériquement égal au ratio du diamètre moyen sur celui à 84,13 %.

- Stabilité des agrégats

La stabilité des agrégats secs, ou *dry aggregate stability*, correspond à l'énergie de broyage des agrégats et permet d'estimer la résistance moyenne qu'a un sol face à l'érosion éolienne (Chepil, 1958). Celle-ci varie en fonction des conditions climatiques à long terme (Merrill *et al.*, 1999), des saisons (Layton *et al.*, 1993), des cultures (Skidmore *et al.*, 1994), des techniques de labour (Hevia *et al.*, 2007), de la matière organique Buschiazzo (2006) et des propriétés du sol (Zobeck, 1991).

Des méthodes de détermination de la stabilité des agrégats sont présentées dans les travaux de Skidmore et Powers (1982). Dans l'article de Boyd *et al.* (1983), les auteurs proposent une méthode rapide et enregistrant l'énergie de la première rupture de l'agrégat, nommée SACEM (*Soil Aggregate Crushing-Energy Meter*). Plus tard, Hagen *et al.*, (1995) mettent en place un nouvel appareil, le VSCEM (*Vertical Soil Crushing-Energy Meter*), dont les résultats sont très comparables avec le SACEM et permet d'être appliqué à une plus grande variété de sol et de conditions de sol (Hagen *et al.*, 1995). Une trentaine de mesure donne l'énergie moyenne de broyage (J/kg), nécessaire pour rompre les agrégats secs d'un type de sol. Systématiquement, les auteurs transforment cette valeur en logarithme de l'énergie moyenne de broyage des agrégats secs, en $\ln(\text{J/kg})$. Les différents auteurs, cités précédemment, sont à l'origine du développement du modèle SWEEP ; c'est pourquoi ce paramètre est utilisé en $\ln(\text{J/kg})$.

Skidmore et Layton (1992) mettent en relation l'énergie moyenne de broyage des agrégats secs, en $\ln(\text{J/kg})$ avec le pourcentage d'argile présent dans un sol. L'équation résultant de cette recherche a été obtenue à partir de 10 sols différents dans le Kansas (États-Unis) et correspond à l'équation (2.27) utilisée dans le modèle SWEEP (USDA, 2007). Aucune mesure de ce genre n'a été retrouvée dans la littérature pour des résidus miniers et aucun appareil n'était à disposition. Une première estimation de ce paramètre sera faite à partir de l'équation (2.27). Ce paramètre devra être calibré lors des modélisations sur les différents sites de l'étude.

3.1.3.4 Teneur en eau au point de flétrissement

Les teneurs en eau massique (en Mg/Mg) à 1500 kPa de succion (*Soil Wilting Point water content*), sont obtenues à partir des courbes de rétention d'eau (CRE), réalisées auparavant par l'URSTM (voir Annexe J). Néanmoins, les CRE sont établies en fonction de la teneur en eau volumique. Pour passer d'une teneur en eau volumique à la teneur en eau massique au point de flétrissement (W_{1500}), l'équation (3.3) a été utilisée (Aubertin *et al.*, 2002) :

$$W_{1500} = \frac{\theta_{1500}}{(1 - n)Dr} \quad (3.3)$$

où θ_{1500} est la teneur en eau volumique à 1500 kPa, n la porosité des résidus miniers saturés et Dr la densité des résidus miniers.

3.2 Collecte de poussières

Dans cette partie, la méthode de mesure des poussières sur le terrain est développée ainsi que l'interprétation des résultats.

3.2.1 Positionnement des appareils

Préalablement à la pose des appareils de mesures, il est important de déterminer leur emplacement idéal. Dans cette étude, il s'agit de positionner les collecteurs de poussières en fonction de la ou des direction(s) préférentielle(s) du vent lorsque les vitesses sont les plus élevées. L'intérêt est d'augmenter la probabilité de capter des poussières dans l'air sur un axe au cours d'une tempête.

En utilisant les données climatiques horaires récoltées pour chaque site (cf. partie 3.1.2.1), il est possible de générer des roses des vents à l'aide du logiciel WRPLOT View 8.0.2. La procédure d'installation et l'utilisation du logiciel se trouve en annexe A. Ainsi, à partir des statistiques éoliennes et roses des vents, l'emplacement des collecteurs peut ainsi être choisi pour chaque site. La Figure 3.4 présente un schéma d'un parc à résidus et les tendances des vents dominants à partir de la rose des vents sur la période de collecte de poussières (septembre à novembre).

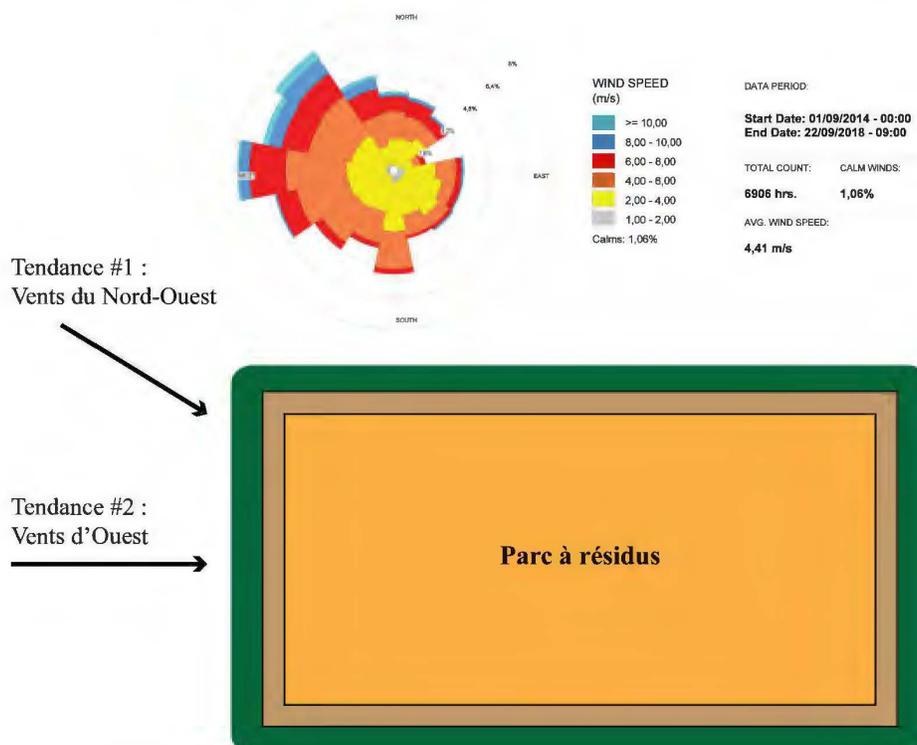


Figure 3.4 : Schéma d'un parc à résidus et rose des vents permettant de positionner les collecteurs en fonction des vents dominants.

Par exemple, sur les 5 dernières années, environ 30% des vents ont une direction préférentielle vers l'Ouest et le Nord-Ouest. C'est aussi dans ces directions que les vents forts sont susceptibles d'être à l'origine de l'érosion éolienne. À partir de ce traitement statistique préliminaire, les collecteurs de poussières sont donc susceptibles d'être positionnés convenablement. Bien entendu, les positions théoriques des collecteurs sont à confronter avec la réalité du terrain de telle sorte que l'installation et l'accès soient sécuritaires et sans encombre pour les activités des sites d'étude.

3.2.2 Matériel de collecte

Parmi les nombreux échantillonneurs de poussières actuellement disponibles, le *Big Spring Number Height* (BSNE) (Fryrear, 1986) est le plus utilisé dans de nombreux pays.

Le collecteur BSNE présente une capacité d'échantillonnage quasi-isocinétique (Shao *et al.*, 1993), une grande capacité de collecte, un faible coût et convient à toutes les tailles de particules de 1 à 1000 μm (Goossens et Offer, 2000; Goossens *et al.*, 2000; Mendez *et al.*, 2011; Brenton Sharratt, 2011; Goossens et Buck, 2012; Shannak *et al.*, 2014; Mendez *et al.*, 2016).

Le dispositif utilisé dans cette étude contient des collecteurs type BSNE (Figure 3.5). Il s'agit d'un montage développé avec l'aide des techniciens de l'URTSM permettant d'être fixé au sol, à l'aide d'une planche de bois, afin de maintenir la base du dispositif, de rester droit et de durer dans le temps.

Une station correspond à une série de collecteurs BSNE placés à différentes hauteurs, telles que les ouvertures des BSNE doubles soient à 5 et 10 cm et les BSNE classiques soient à 35, 60, 100 et 150 cm de hauteur par rapport à la surface du sol. Les collecteurs sont fixés à l'aide de supports triangulaires munis d'une girouette. Ceux-ci sont bloqués sur la tige métallique grâce à des rondelles en métal ou en plastique. L'intérêt est de permettre au support de s'orienter en fonction de la direction du vent. De plus, une planche de bois fixée en haut de la tige permet de garder la tige droite et d'éviter toute friction. Celle-ci est ensuite reliée à des piquets plantés dans le sol à l'aide de tendeurs (Figure 3.6).

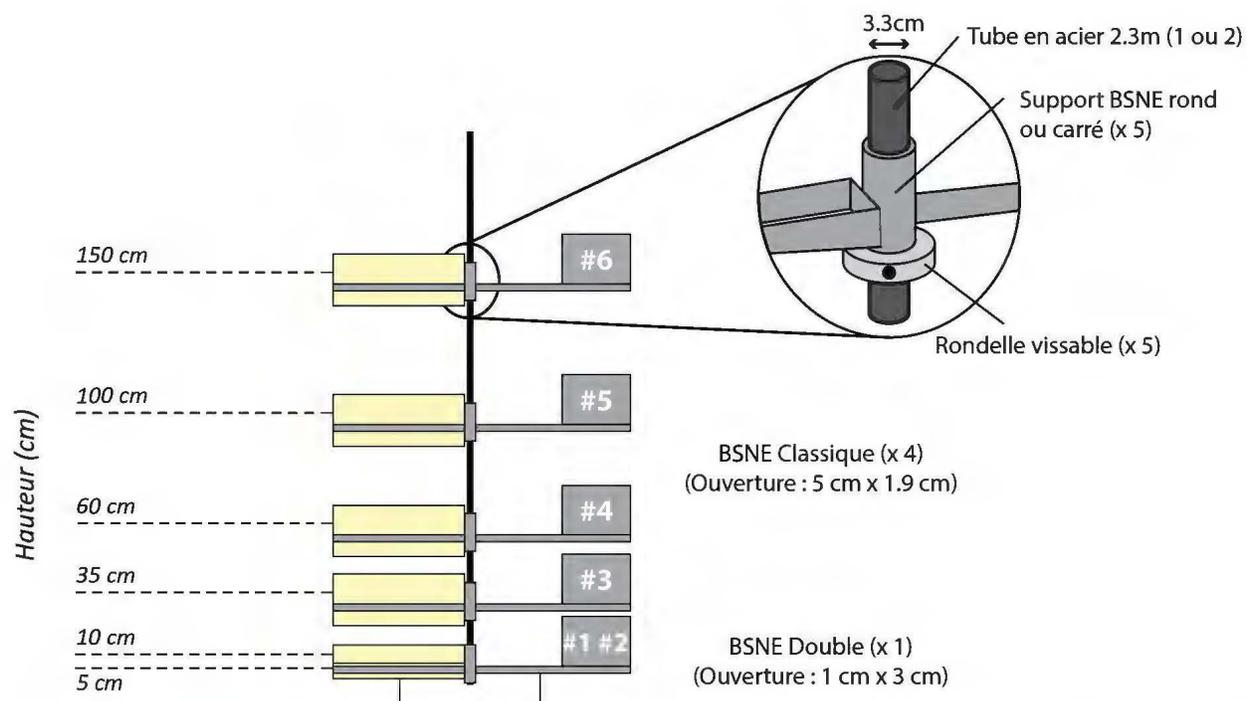


Figure 3.5 : Schéma du dispositif de collecte de poussières muni de collecteurs BSNE.



Figure 3.6 : Installation d'une station de collecte de poussières.

3.2.3 Échantillonnage

La collecte des BSNE est réalisée dans la mesure du possible après un événement de vents forts (cf. Figure 3.7) ou périodiquement (maximum un mois).

La récolte et l'échantillonnage des poussières sont réalisés par voie humide de façon à décoller les poussières présentes dans les collecteurs BSNE avec un pulvérisateur et une pissette à eau. Les étapes suivantes décrivent la méthode mise en place :

1. Enlever le collecteur de son support puis ôter l'élastique et le couvercle du collecteur (voir Figure 3.7 et Figure 3.8, à gauche) ;
2. Avec une pissette et un vaporisateur d'eau distillée, rincer le couvercle et le collecteur ;
3. Mettre la solution dans une bouteille/pot de verre (réutilisable) à l'aide d'un entonnoir ;
4. Frotter avec le doigt (gants plastiques) pour décoller les particules fines ;
5. Rincer une dernière fois le collecteur ainsi que l'entonnoir ;
6. Rincer les gants, l'entonnoir pour récolter les poussières restantes ;
7. Identifier la bouteille avec la date, le nom de la station et le numéro du collecteur de poussières (ex : 1709 - CP1#1) (voir Figure 3.8, à droite) ;
8. Replacer l'élastique et répéter l'opération pour chaque collecteur.



Figure 3.7 : Photographie d'un collecteur BSNE classique ayant capté des poussières (novembre 2018) après de forts vents.



Figure 3.8 : Échantillonnage des poussières : poussières collectées dans les BSNE (à gauche), solution mise en bouteille (à droite).

Une fois les collecteurs nettoyés, ils sont replacés sur leurs supports et les échantillons mis en bouteille sont stockés et filtrés ultérieurement.

3.2.4 Filtration, séchage et pesage

Avant de peser les poussières collectées, la filtration permet d'enlever l'eau distillée des échantillons récoltés suivi d'un séchage des filtres contenant les poussières. Deux méthodes de filtration ont été utilisées : la filtration sous vide pour les faibles quantités et un filtre-presse de laboratoire pour de plus importantes quantités de particules.

La filtration sous vide utilise une pression négative pour aspirer le liquide au travers du filtre (Figure 3.9). Par l'intermédiaire d'une pompe, une succion est appliquée dans la fiole Büchner sur la solution présente dans l'entonnoir Büchner. Les particules sont retenues par un papier filtre de 10 μm .

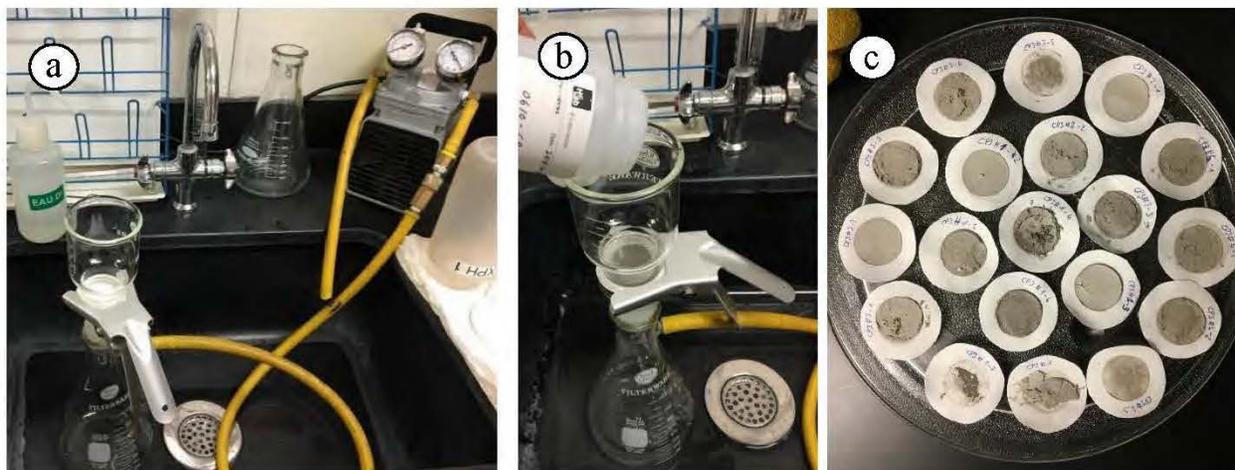


Figure 3.9 : Photographie du dispositif de filtration sous vide : (a) Filtration sous-vide, (b) Ajout de la solution dans la fiole de Büchner, (c) Gâteaux de particules sur le papier filtre.

Le filtre-presse de laboratoire (voir Figure 3.10) utilise une pression positive pour forcer le passage du liquide au travers du médium filtrant (papier filtre). Cette méthode permet d'obtenir un taux de filtration élevé et une faible humidité résiduelle dans le solide séparé (gâteau).

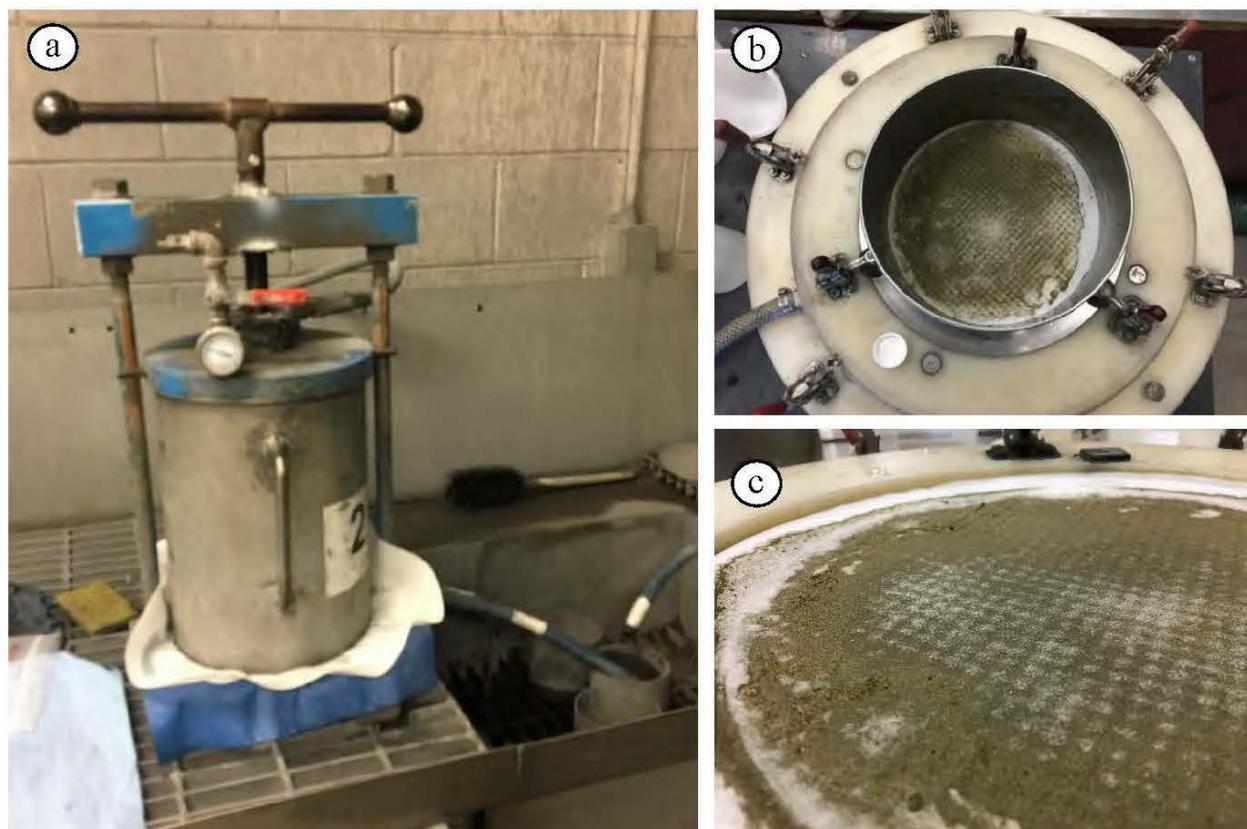


Figure 3.10 : Photographies : (a) Filtre-presse de laboratoire, (b) Particules sur le papier-filtre, (c) gâteaux de particules après le séchage.

Le séchage des gâteaux issus de la filtration sous vide est réalisé à l'aide d'un micro-onde (environ 10 minutes) tandis que celle du filtre-presse est mise à l'étuve pendant 5 heures. In fine, les échantillons sont pesés sur une balance de laboratoire.

Pour calculer le poids réel de particules sur le papier-filtre, il est nécessaire de peser préalablement ce-dernier afin de le déduire du poids après séchage. Des essais à blanc ont été réalisés pour tester la variabilité du poids du papier-filtre. Il s'agissait de réaliser les mêmes cycles avec de l'eau distillée (filtration et séchage) et de comparer le poids du papier avant et après le cycle.

Les résultats ont montré une perte moyenne de 4% ($\pm 0,5\%$) du poids du papier. Ceci a été pris en compte dans le calcul de la masse totale de particules et peut s'expliquer par une faible dissolution du papier lors de la filtration et/ou la perte d'humidité présente dans le papier après le séchage.

3.2.5 Efficacité des collecteurs

Sur trois des sites partenaires, 2 à 3 stations de collecteurs BSNE ont été installées à des hauteurs de 5, 10, 35, 60, 100 et 150 cm pendant la période expérimentale (août 2018 à novembre 2018). Plusieurs récoltes de poussières ont été réalisées sur chaque site puis analysées à l'aide du Malvern® Mastersizer S 2000.

Étant donné les distributions granulométriques hétérogènes des particules collectées, la taille de celles-ci a été simplifiée en cinq classes de tailles de particules : ≤ 4 , 4 à 63, de 63 à 125, de 125 à 200 et ≥ 200 μm , comme dans l'étude de Yang et al. (2018). En déterminant le diamètre médian de chaque classe, l'efficacité (E, %) des collecteurs BSNE, pour chaque hauteur et chaque site, est calculée avec l'équation (3.4) (Yang *et al.*, 2018):

$$E = 8.59D^{0.452} < R^2 = 0.993 > \quad (3.4)$$

Les masses récoltées peuvent ainsi être corrigées en appliquant un facteur de correction (C, %) suivant l'équation (3.5) (Yang *et al.*, 2018) :

$$\text{Masse corrigée} = \text{Masse récoltée} \times \left(\frac{100 + C}{100} \right) \quad (3.5)$$

$$\text{Avec } C = (100 - E)$$

À partir de l'étude de Yang et al. (2018) et de la Figure 3.11, une méthode de calcul de l'efficacité des BSNE est mise en place et suit les étapes (en couleurs) suivantes :

1. Tracer les limites des 5 classes (≤ 4 , 4 à 63, de 63 à 125, de 125 à 200 et ≥ 200 μm), c'est à dire à 4 μm , à 63 μm , à 125 μm et à 200 μm sur les courbes granulométriques (*ligne verte*);
2. Déterminer le pourcentage par classe (%) (*intersection ligne verte et bleu*) ;
3. Calculer le diamètre médian des classes (%) et lire le diamètre médian D (μm) (*intersection ligne rouge et courbe granulométrique*) ;
4. Calculer l'efficacité E (%) à l'aide de la formule (*intersection ligne rouge et orange sur le graphique de Yang et al. (2018)*);
5. Calculer la moyenne des E (%) pour obtenir l'efficacité du BSNE pour la courbe granulométrique étudiée.

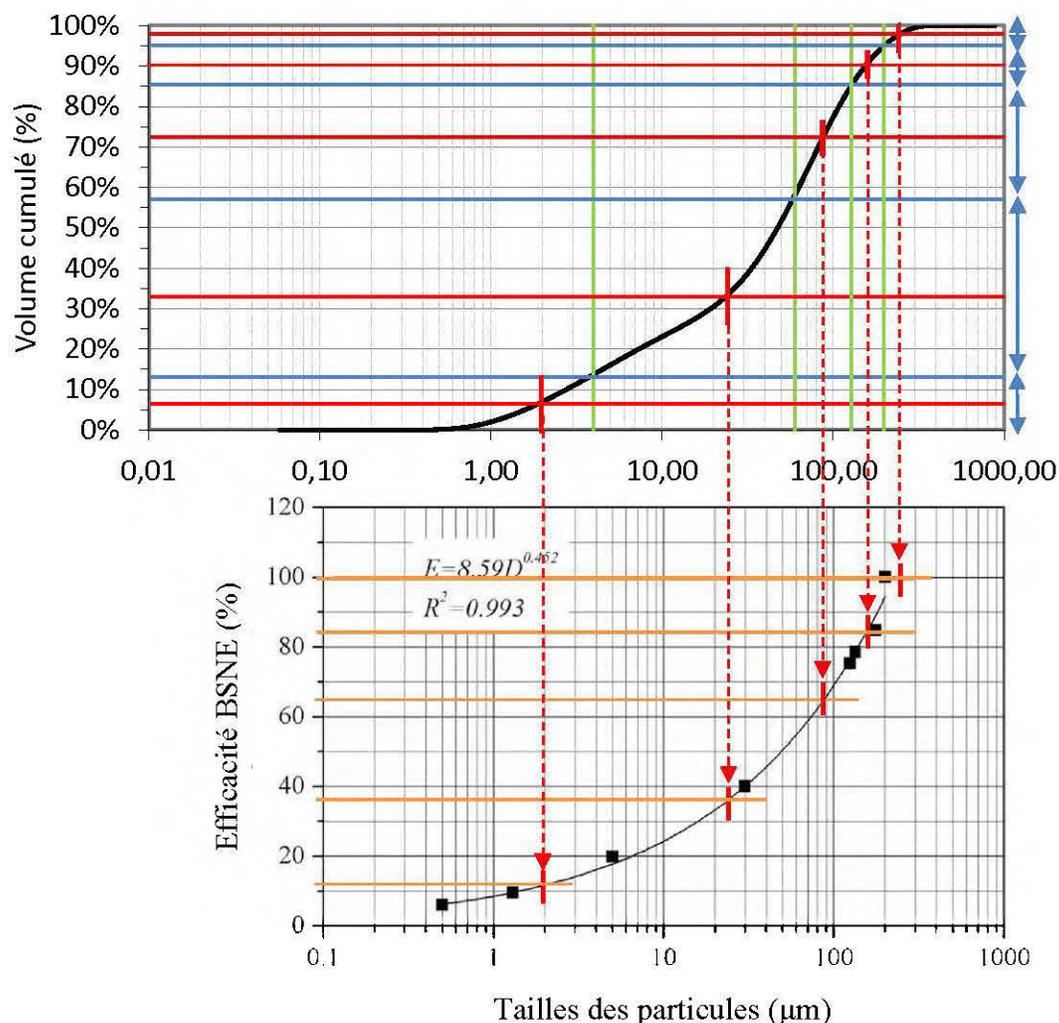


Figure 3.11 : Graphiques explicatifs de la méthode : en haut, distribution granulométrique de la taille des particules de résidus miniers et, en bas, abaque de l'efficacité des collecteurs BSNE en fonction de la taille des particules (Yang *et al.*, 2018).

Comme exemple, à partir d'une courbe granulométrique obtenue sur des résidus miniers (cf. Figure 3.12), l'estimation de l'efficacité est d'environ 62%. Cependant, l'efficacité obtenue sur un échantillonnage de poussières est plus faible, du fait de la finesse des particules en suspension.

3.2.6 Méthode d'interprétation de la collecte de particules

Une fois les masses de poussières collectées et corrigées (Figure 3.12) en fonction de l'efficacité des collecteurs, la masse totale transportée par saltation et suspension au cours d'un évènement de vent peut être calculée.

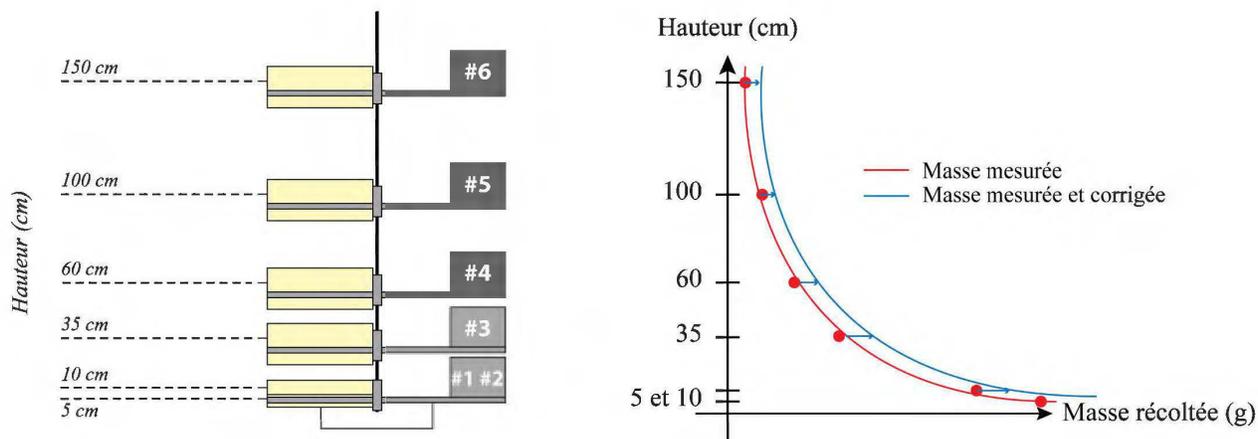


Figure 3.12 : Schéma d'une station BSNE (à gauche) et graphique de la masse de particules récoltées et corrigées au cours d'un évènement pour chaque hauteur (à droite).

En tenant compte de l'ouverture (m^2) et de l'élévation (m) des collecteurs BSNE, les masses (kg) de poussières collectées sont transformées en flux de transport de particules (q , kg/m^2) pour chaque hauteur. Ces flux de transport sont obtenus grâce à l'équation (3.6):

$$q = \frac{M}{A_{BSNE}} \quad (3.6)$$

où M est la masse de poussières collectées en (kg) et A_{BSNE} l'aire d'ouverture du BSNE (m^2).

Pour chaque échantillonnage, les flux de transport de particules varient verticalement et peuvent être représentés par une fonction puissance, telle l'équation (3.7) (Zobeck et Fryrear, 1986; Donk et Skidmore, 2003) :

$$q(z) = a(z + 1)^b \quad (3.7)$$

où $q(z)$ est le flux horizontal du collecteur (kg/m^2), z est la hauteur de l'ouverture du collecteur BSNE à partir de la surface du sol (m), a et b sont les paramètres donnés par la courbe de tendance de type puissance.

À partir de l'équation (3.6), le flux horizontal de la masse totale de particules (Q , kg/m de large), passant une section de 100 cm (de large) sur 150 cm (de hauteur) pour un évènement ou une période (Figure 3.13), est calculé grâce à une intégration. Les équations (3.8), (3.9), (3.10) et (3.11) montrent la résolution de l'intégration (Donk et Skidmore, 2001).

$$Q = \int_0^{150} q(z) dz \quad (3.8)$$

$$Q = \int_0^{150} a(z+1)^b dz \quad (3.9)$$

$$Q = a \left[\left(\frac{1}{b+1} \right) \cdot (z+1)^{b+1} \right]_0^{150} \quad (3.10)$$

$$Q = \frac{a}{(b+1)} [(150+1)^{b+1} - 1] \quad (3.11)$$

où Q est le flux horizontal de masse (kg/m).

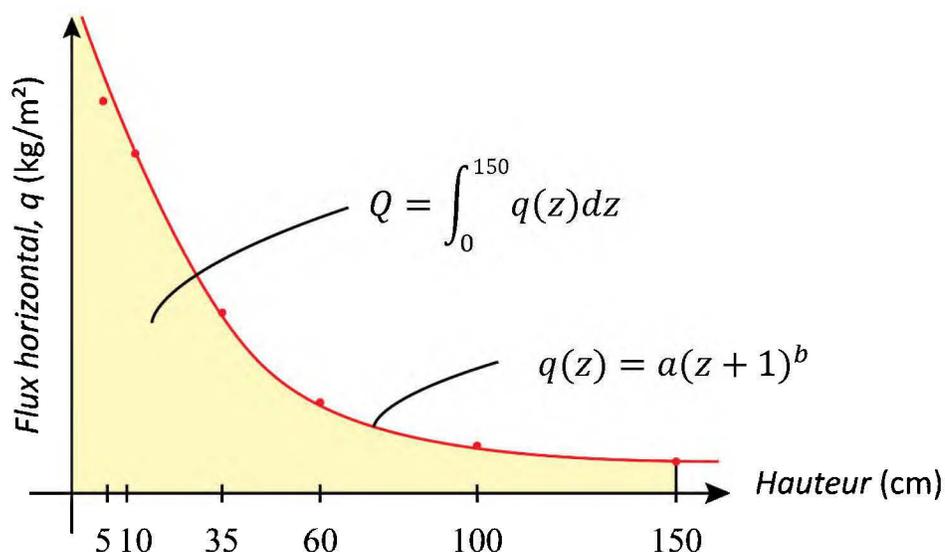


Figure 3.13 : Graphique illustrant la fonction puissance $q(z)$ et l'aire d'intégration du flux horizontal total (Q) au niveau d'une station de collecte.

La masse de sol transporté par mètre de largeur (Q) correspond à la masse de particules transportées au cours d'un évènement sur un axe de longueur x (m). Cet axe correspond à la distance en amont de la station de collecte, qui varie en fonction de la direction du vent, de la forme du parc et de la présence de barrières au vent ; elle doit être mesurée à chaque évènement de vent. La Figure 3.14 illustre la distance en amont de la station de collecte de poussières.

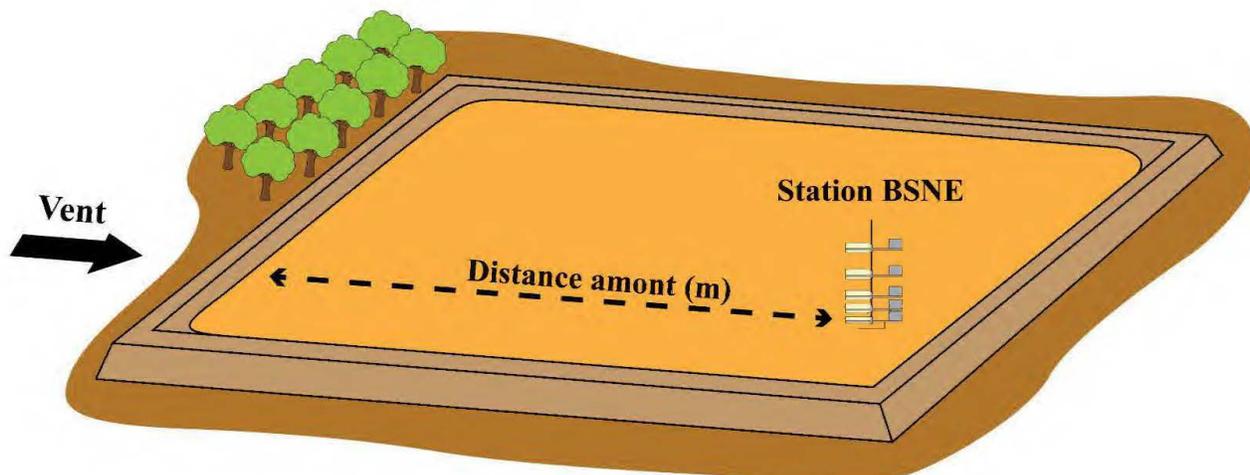


Figure 3.14 : Schéma d'un parc à résidus et d'une station de collecte de poussières.

La perte de sol totale (SL, kg/m²) est alors calculée en divisant Q (kg/m pour 1 m de large) par la distance soumise au vent (m), du début du parc jusqu'à la station de collecte, telle l'équation (3.12) :

$$SL = \frac{Q}{x} \quad (3.12)$$

où x est égale à la longueur d'action du vent sur les résidus miniers.

3.3 Utilisation du modèle choisi

Dans cette partie, l'utilisation du modèle SWEEP choisi va être détaillée. Le modèle SWEEP s'articule en 5 onglets (cf. 2.4.4). Pour chaque onglet, les propriétés sont propres à chaque parc à résidus, telles que les propriétés spatiales, du sol et de la surface du sol.

Pour ce faire, SWEEP estime la vitesse de friction seuil, sur un site donné à un moment donné, en fonction des paramètres du sol et des statistiques éoliennes de la station météorologique la plus proche du parc à résidus. Ainsi, le calcul du nombre de jours où le vent excède cette vitesse, au cours d'une année, est réalisable. Ensuite, il est possible de simuler uniquement les événements venteux et de les additionner pour donner un résultat mensuel, saisonnier ou annuel.

3.3.1 Calcul de la vitesse de friction seuil

Pour calculer la vitesse de friction seuil, il faut dérouler le menu « *Run* » de l'interface utilisateur SWEEP et choisir « *Threshold Run* ». Cette action permet à l'utilisateur de sélectionner une station météorologique et de calculer la vitesse de friction seuil. Le rayon de recherche de station a été agrandi pour utiliser des stations météorologiques hors des limites des États-Unis (ici, 3000 km de diamètre par rapport au centre d'un état). Ainsi, la station de mesure éolienne peut être choisie depuis un état proche du Québec (en dessous de 3000 km), la Figure 3.15 montre la distance entre les stations proches des sites d'études et le centre de l'état du Maine aux États-Unis. La localisation géographique n'interfère pas dans les modélisations du modèle SWEEP.



Figure 3.15 Fenêtre permettant la sélection de la station météorologique à utiliser pour simuler la vitesse de friction seuil sur un site.

3.3.1.1 Création de fichier Windgen

Les stations éoliennes proches des sites miniers ont été créées et ajoutées dans la base de données SWEEP. Pour créer une station météorologique, il faut créer un fichier « Windgen » qui permet de générer des événements de vent en fonction de la statistique éolienne à cet endroit.

Les données météorologiques de chaque site (partie 3.1.2.1 et Tableau 3.2) doivent être enregistrées dans un fichier texte utilisant un espace comme séparateur (.prn).

Ensuite, il faut lancer l'invite de commande de l'ordinateur (cmd.exe) et cheminer vers l'emplacement du code (wind_mdb.exe). Ce dernier calcule les statistiques d'événements venteux à partir des fichiers texte créés, en utilisant la commande suivante :

```
wind_mdb -x -i "C:\Users\...\Windgen_Station_A.prn" -o "C:\Users\...\Windgen_Station_A.wdb"
```

La Figure 3.16 présente le résultat d'un fichier Windgen (.wdb) créé grâce à la commande précédente :

# 1 CA QC Station Site A												
N	W	245	20140528	20181231	UUU							
6.1	5.1	12.4	12.7	13.2	13.8	9.8	9.7	6.5	5.8	4.8	6.5	
3.3	2.3	4.2	6.5	7.2	8.8	6.0	6.8	5.0	5.5	4.0	3.9	
2.1	0.7	2.8	3.5	5.3	5.2	3.8	5.7	4.6	4.6	3.1	2.2	
1.4	0.5	2.1	3.3	2.7	2.9	2.1	2.9	2.3	2.8	1.3	1.3	
4.6	3.3	4.6	4.6	4.9	5.1	3.3	5.8	4.4	3.7	5.7	4.7	
5.3	5.5	7.2	6.8	5.9	7.1	3.9	5.9	4.8	3.4	6.4	6.9	
5.9	5.3	4.5	4.8	5.3	6.5	3.3	4.9	4.3	5.8	5.6	7.1	
5.5	6.0	4.0	3.8	5.4	4.0	2.7	4.1	3.0	5.8	6.4	6.3	
9.2	9.3	7.8	5.5	9.3	5.2	3.9	5.9	5.1	8.2	8.2	9.7	
4.5	5.0	4.6	3.2	4.7	3.1	3.2	3.9	3.8	6.9	5.6	5.5	
8.6	7.3	6.5	4.8	5.4	5.1	6.5	5.7	5.8	6.6	6.0	7.9	
9.2	10.8	6.0	5.0	5.6	4.1	8.6	6.8	10.4	6.2	6.0	8.3	
12.1	13.2	6.9	8.0	5.1	6.4	11.1	9.4	10.4	8.7	12.3	8.4	
7.8	11.4	8.1	8.3	5.6	6.1	10.1	7.0	9.6	6.8	9.7	7.7	
6.3	8.4	8.6	9.5	6.1	7.5	11.1	7.8	11.0	10.7	8.7	7.1	
8.0	5.6	9.5	9.5	8.4	8.9	10.2	7.4	8.8	7.7	6.0	6.1	
0.3	0.4	0.1	0.3	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.8	0.2	0.2	
0.051	0.180	0.320	0.494	0.697	0.888	0.916	0.983	0.989				
0.125	0.302	0.531	0.646	0.750	0.833	0.875	0.969					
0.194	0.323	0.500	0.806	0.806	0.919	0.952						

Figure 3.16 : Extrait du fichier Windgen pour la station du site A.

Sur la Figure 3.16, les deux premières lignes (rectangle rouge) sont à compléter :

- La première ligne permet d'identifier la station météorologique (Numéro de la station, initiale du pays, initiale de l'état, nom de la station et nom de la ville entre parenthèses);
- La seconde ligne correspond aux coordonnées géographiques (longitude, latitude, élévation), la date de début et de fin des données historiques (ici, du 28 mai 2014 au 31 décembre 2018).

Dans le rectangle bleu, sont représentées les fréquences de vent par mois (colonnes) et par les 16 secteurs de direction du vent (lignes : N, NNE, NE, NE, ENE, E, ESE, SE, SSE, S, SS, SW, WSW, W, WNW, NW NNW). La dernière ligne correspond aux périodes calmes. Par exemple, la case verte indique qu'il y'a 6,1% de vents en direction du Nord au cours du mois de janvier sur les 5 dernières années. Le rectangle vert correspond aux probabilités par vitesse de vent allant vers le

Nord. De gauche à droite, il s'agit du vent le plus fort au vent le plus faible. Le code utilise des tranches de vitesses de vent tous les 2 m/s.

3.3.1.2 Simulation de la vitesse de friction seuil

Une fois le fichier Windgen crée et intégré dans la base de données du logiciel, la station peut être sélectionnée. Le bouton « Run » (Figure 3.15) permet au modèle SWEEP de simuler la vitesse de friction seuil en fonction des données historiques propres à chaque station, des paramètres de sol et de surface du sol. Après quelques instants de calcul, s'ouvre une fenêtre et un tableau est généré. La Figure 3.17 présente le résultat du « Run » sous-forme de tableau. Les lignes fournissent les informations suivantes :

- **Vitesse de friction seuil - Threshold (m/s)** : Vitesse du vent à partir de la direction spécifiée à laquelle l'érosion commence, en fonction des conditions de surface données (sol et biomasse) ;
- **Vents supérieurs à la vitesse de friction seuil – Winds>Thresh (%)** : Pourcentage de vents venant de la direction spécifiée pour ce mois qui dépasse la vitesse de friction seuil, pour cette direction.
- **Probabilité de direction - Dir Prob (%)** : Probabilité de vent venant de la direction spécifiée pour le mois.
- **Probabilité de dépassement du seuil – Thresh Prob (%)** : Probabilité de tout vent dépassant la vitesse du vent limite de n'importe quelle direction pour le mois.

	N-0	NNE-22	NE-45	ENE-67	E-90	ESE-112	SE-135	SSE-157	S-180	SSW-202	SW-225	WSW-247	W-270	WNW-292	NW-315	NNW-337	Total
Threshold (m/s)	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0
Winds > Thresh (%)	3.85	4.50	5.80	1.45	4.20	0.30	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.30	4.30	7.35	12.55	3.90	
Dir Prob (%)	4.80	4.00	3.10	1.30	5.70	6.40	5.60	6.40	8.20	5.60	6.00	6.00	12.30	9.70	8.70	6.00	99.80
Thresh Prob (%)	0.18	0.18	0.18	0.02	0.24	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.53	0.71	1.09	0.23	3.41

Figure 3.17: Extrait de la table « Wind Generator » au mois de novembre pour le site A.

Les colonnes du tableau correspondent aux 16 secteurs de directions du vent. Dans ce cas, la vitesse de friction seuil du mois de novembre demeure constante, à 9 m/s. En prenant l'exemple d'un vent de direction NW, au mois de novembre, la simulation estime à 9,70% de probabilité de vents dans le mois et la probabilité qu'un événement venteux soit plus intense que la vitesse de friction seuil

est de 0,71%. L'utilisateur peut ainsi naviguer de mois en mois et observer des variations dans les probabilités de direction et de dépassement du seuil de friction.

3.3.2 Modélisation de la perte de sol au cours d'un évènement venteux

Le bouton « Run » du modèle SWEEP démarre la modélisation et les résultats apparaissent dans une nouvelle fenêtre (Figure 3.18). La liste déroulante en haut permet de visionner les différents graphiques de pertes de sol (totale, saltation/reptation, suspension, PM₁₀) en kg/m².

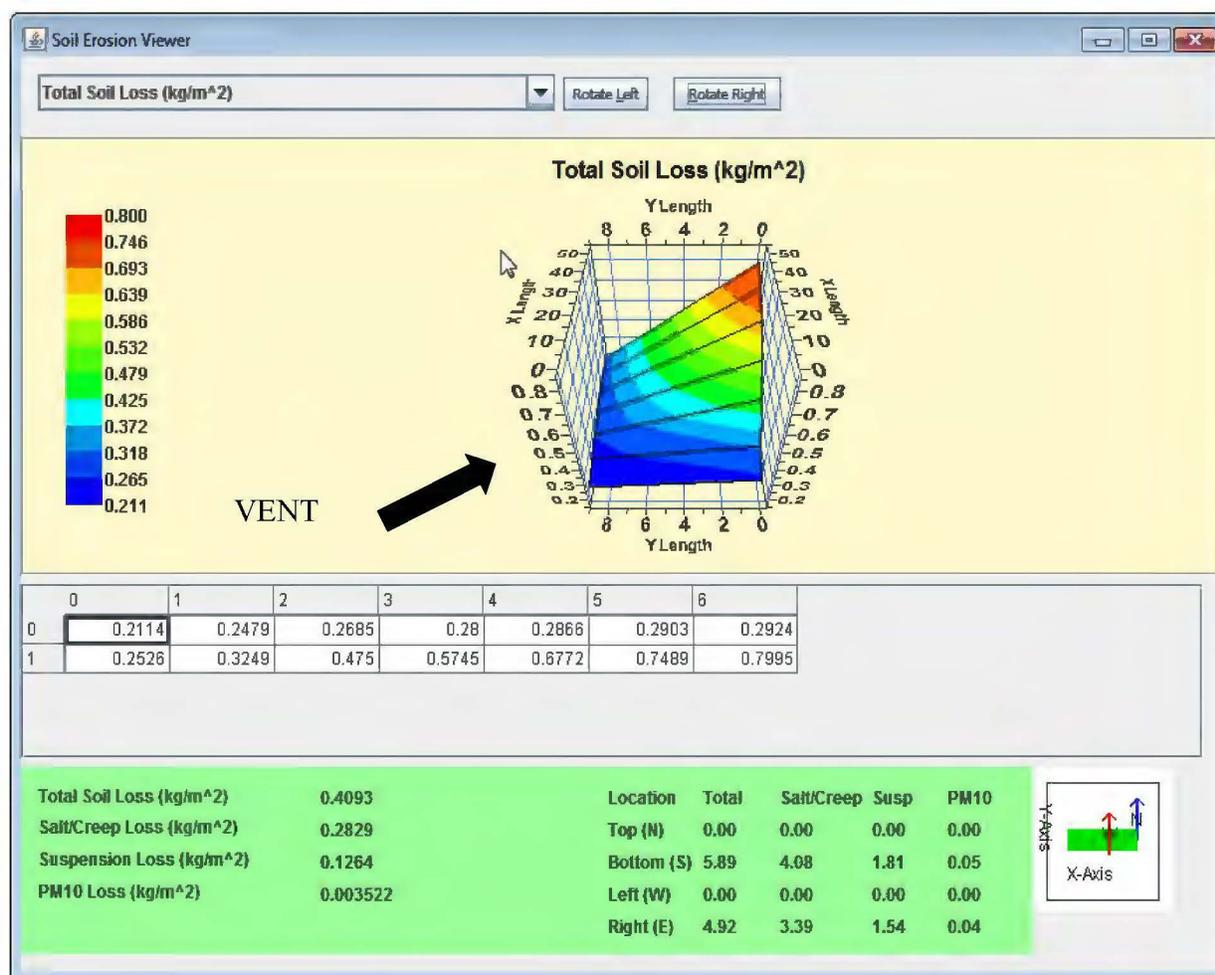


Figure 3.18 : Extrait de la fenêtre de résultats du modèle SWEEP.

3.4 Comparaison des données et calibrage du modèle

En considérant l'absence totale de croûte à la surface des résidus miniers, les paramètres d'agrégats du sol (stabilité, GMD, GSD, taille minimum et taille maximum) sont les facteurs les plus importants pour l'estimation de la vitesse de friction seuil et la susceptibilité d'un sol à être

érodable, d'après John Tatarko (Communication personnelle, 2018). De plus, les équations empiriques des paramètres d'agrégats (2.25) à (2.33) varient en fonction des fractions de sable, de silt, d'argile, de matière organique et de carbonate de calcium. Ces calculs sont adaptés pour des sols agricoles, avec présence d'argile, de matière organique et de carbonate de calcium, contrairement aux résidus miniers. Exceptée l'équation (2.27), les autres équations ne peuvent donc être utilisées pour estimer les paramètres des agrégats dans le cadre de cette étude. En effet, l'équation (2.27) permettra d'obtenir une valeur de base de la stabilité des agrégats, en $\ln(J/kg)$.

Afin de calibrer le modèle SWEEP, John Tatarko (Communication personnelle, 2018) a préconisé d'installer des collecteurs de poussières (type BSNE) sur chaque site pour ensuite comparer les résultats de terrain et du modèle SWEEP. Pour ce faire, il s'agit de lire graphiquement la valeur de la perte de sol (SL, en kg/m^2) au niveau de la station de collecte de poussières, repositionnée sur le graphique de sortie (voir Figure 3.19). Pour plus de précision dans la lecture des données simulées, le modèle SWEEP permet de générer des fichiers *Output*, de type texte, contenant l'ensemble des valeurs estimées et des résultats. Ceux-ci peuvent être ensuite exportés dans un tableau.

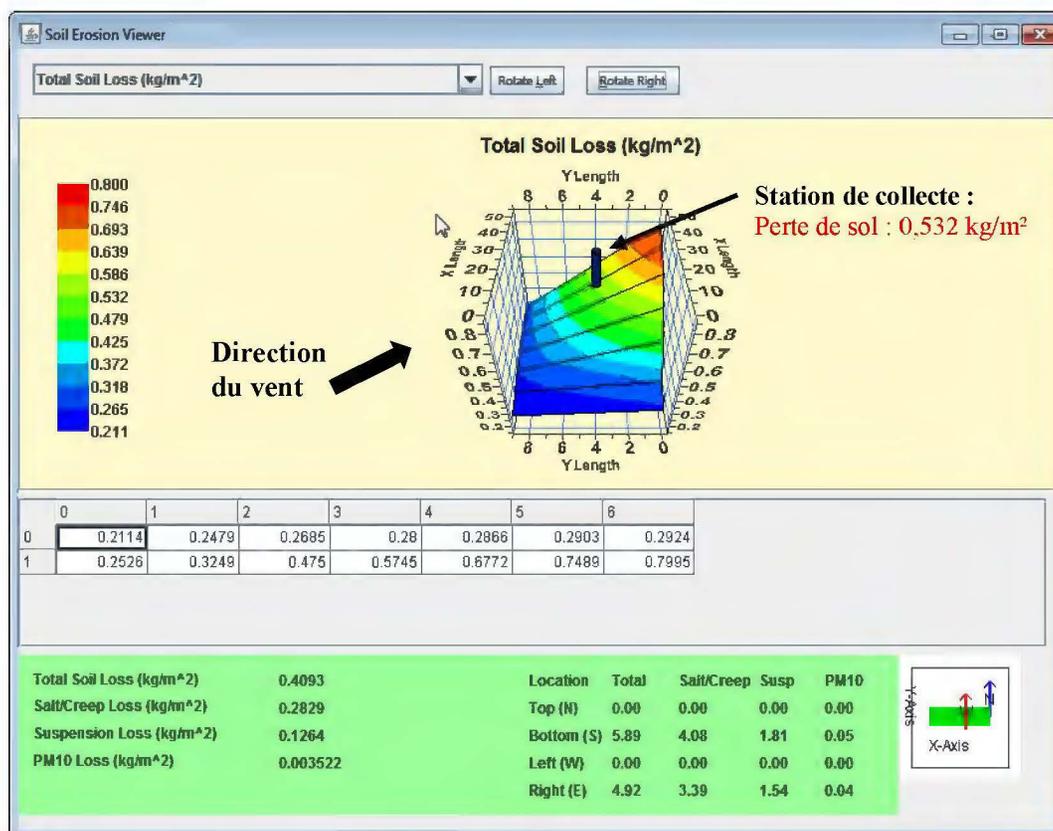


Figure 3.19 : Extrait de la fenêtre de résultats du modèle SWEEP et positionnement de la station de collecte.

Pour calibrer le modèle, les paramètres d'agrégats du sol (stabilité des agrégats, GMD et GSD) doivent être ajustés au mieux, en fonction des vitesses de vent associées à des événements journaliers et en fonction des résultats de collecte de poussières. Le modèle SWEEP permettra ainsi d'approcher au mieux la perte de sol totale sur les terrains expérimentaux. De plus, les conditions de freeze-drying peuvent changer les propriétés du sol, de la surface du sol et probablement la vitesse de friction, pendant cette période où le sol est partiellement gelé. Il se peut que les paramètres d'agrégats du sol soient à calibrer pour la période de freeze-drying.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre présente, tout d'abord, les différents sites d'étude et le positionnement des appareils de mesure de l'érosion éolienne. Ensuite, les résultats de la caractérisation des différents résidus miniers seront présentés ainsi que ceux de la caractérisation des poussières collectées. Respectivement, ces résultats serviront d'intrants dans le modèle SWEEP et définiront l'efficacité des collecteurs sur chaque site. Les résultats de terrain porteront sur les conditions météorologiques et les quantités de poussières récoltées. Ces dernières seront comparées avec les résultats des modélisations numériques d'événements journaliers captés. Enfin, une estimation des quantités de résidus miniers, sortant des limites des parcs à résidus, sera réalisée pour la période expérimentale.

4.1 Sites expérimentaux

La partie suivante présente les particularités des différents sites expérimentaux ainsi que le positionnement des appareils de collecte de poussières.

4.1.1 Site A

4.1.1.1 Contexte

Le site A est une mine souterraine en cours d'exploitation au Québec. Cette dernière produit des résidus miniers filtrés désulfurés (voir section 2.1.2) qui sont stockés en surface, dans un parc à résidus (PAR). L'autre portion de résidus est sulfurée et est envoyée sous terre pour le remblayage des chantiers minés. Le PAR est situé à 4 kilomètres de l'usine de traitement. Les résidus sont acheminés par camion et sont empilés en hauteur sur différents paliers. Le PAR forme ainsi un relief en dôme ou en colline, avec des voies d'accès, des plateaux et des pentes, d'environ 25 %.

Le PAR est un chantier réalisé en plusieurs phases de remplissage. Pour l'instant la phase I est terminée et la phase II est en cours. La phase I représente la partie la plus à l'Est du PAR et est proche de son état final. Ainsi, les travaux de restauration et de réhabilitation peuvent commencer sur cette zone. De plus, sur cette première phase, des abat-poussières ont été appliqués sur les talus pour tester l'efficacité des produits et contrôler l'érosion éolienne. Dans le cadre d'un autre projet avec ce site partenaire, une étude de l'efficacité des deux abat-poussières a été réalisée sur le site A à l'aide du PI-SWERL (voir 2.3.3).

4.1.1.2 Statistique éolienne du site

L'étude statistique des vents des 4 dernières années (2014 – 2017) a permis de positionner les appareils de mesure de façon à capter les poussières lors des événements de vents les plus forts. La rose des vents de la Figure 4.1.a illustre la répartition des vents, de septembre à novembre, à partir des données historiques de la station météorologique. Celle-ci montre que plus de 30 % des vents dominants ont une direction préférentielle venant de l'Ouest et du Nord-Ouest. C'est aussi dans ces directions que des vents à plus de 8 m/s (environ 29 km/h) ont été enregistrés dans le passé. La Figure 4.1.b présente la répartition des vents pour la période d'étude sur le site A, c'est-à-dire de septembre à novembre 2018. Cette dernière montre une forte proportion de vents dominants venant du Nord-Ouest et des vents secondaires venant du Sud-Est.

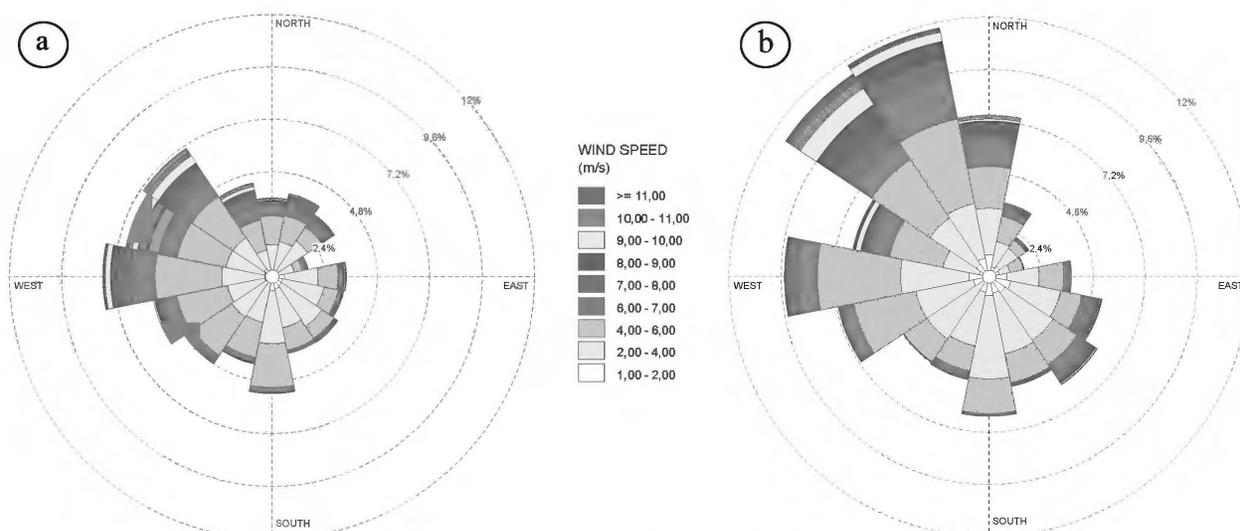


Figure 4.1 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station du site A : (a) pour la période entre 2013 à 2017, (b) pour la période d'étude en 2018.

À partir de ce traitement statistique préliminaire, les collecteurs de poussières ont été positionnés en fonction des directions historiques de vents dominants, qui se sont avérés être presque similaires pendant la période d'étude (Figure 4.1).

4.1.1.3 Positionnement des appareils de mesure

L'installation des collecteurs a été confrontée avec la réalité du terrain, de telle sorte que l'accès soit sécuritaire et sans encombre pour les activités du site. Trois stations de collecte et deux anémomètres ont été installés sur ce site. La station de mesure CPI se situait entre la phase I et la phase II du PAR. L'objectif était de capter les poussières provenant de la zone plane du PAR et de

mesurer les vitesses du vent en bas du PAR. La station CP2_Bas, située sur la phase II du PAR, l'objectif était de capter les poussières provenant de la zone plane du PAR. Elle a été déplacée, suite à la présence d'une épaisse couche de glace/neige sur la zone plane, sur le dessus du PAR, CP2_Haut.

La station CP3, en haut du PAR, a permis de capter les poussières provenant d'une pente inclinée du PAR sans abat-poussières et de mesurer les vitesses du vent en haut du PAR.

4.1.2 Site B

4.1.2.1 Contexte

Le site B génère des déchets riches en fer et en oxydes et sont envoyés dans des tuyaux sous forme de pulpe puis stockés dans un parc à résidus.

4.1.2.2 Statistique éolienne du site

La station météorologique se situe à 4 km ce parc à résidus. L'étude statistique des vents a été réalisée sur les 5 dernières années (2013 – 2017). La rose des vents de la Figure 4.2.a présente la répartition des vents, d'août à octobre, à partir des données historiques de la station météorologique B. Celle-ci montre que plus de 36 % des vents forts ont une direction préférentielle venant de l'Ouest et du Nord-Ouest. Les vents secondaires, plus faibles, proviennent du Sud et du Sud-Ouest. Dans ces directions, des vents à plus de 9 m/s ont été enregistrés dans le passé.

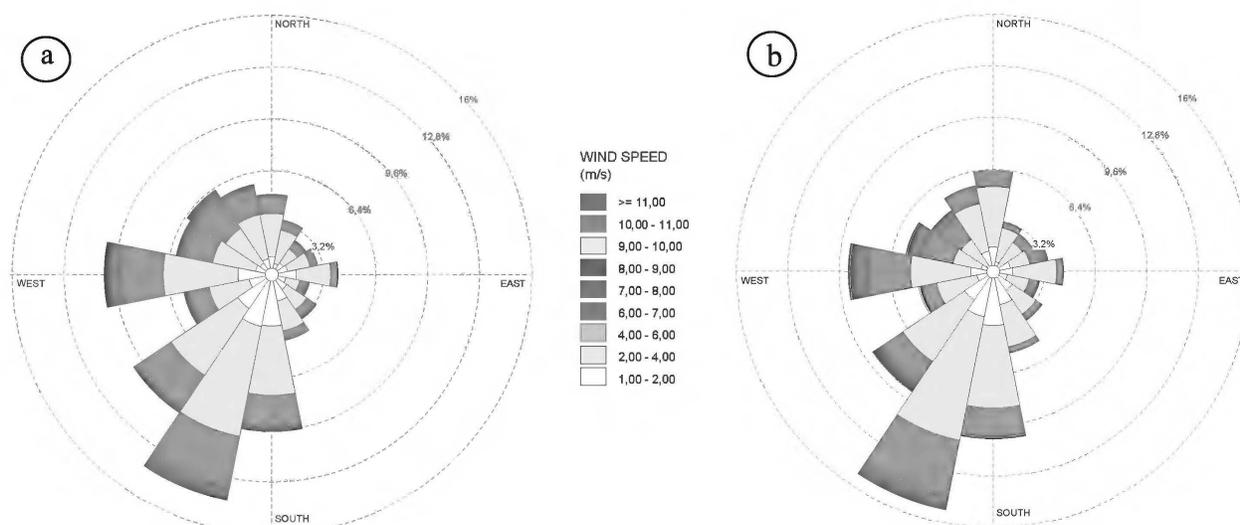


Figure 4.2 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station B : (a) pour la période de 2013 à 2017, (b) pour la période 2018.

La Figure 4.2.b présente la répartition des vents pour la période d'étude sur le site B, c'est-à-dire d'août à octobre 2018. Cette dernière montre une grande proportion de vents dominants venant du Sud-Ouest et des vents secondaires venant de l'Ouest. Les tendances des directions de vents forts se sont avérées être les mêmes pendant les 6 dernières années.

4.1.2.3 Positionnement des appareils de mesure

Le site d'étude B n'a pu être équipé lors de la période d'étude comme souhaité. Aucune mesure n'a donc pu être réalisée sur ce site. Néanmoins, les résultats de caractérisation des résidus, présentés dans la suite de l'étude, peuvent être repris dans de futurs travaux et utilisés pour des modélisations numériques futures.

4.1.3 Site C

4.1.3.1 Contexte

Le site C est un PAR d'une ancienne mine d'or exploitée. Elle se situe à environ à 23 km de la station météorologique la plus proche. Les résidus y ont été stockés depuis longtemps et le parc va être bientôt restauré et réhabilité. Les résidus y ont été déposés sous forme de pulpe à l'aide de tuyaux, encore présents sur le site. Le parc à résidus est encore utilisé pour la gestion de l'eau sur le site et sert de réservoir.

4.1.3.2 Statistique éolienne du site

L'étude statistique des vents a été réalisée sur les 5 dernières années (2013 – 2017), puis d'août à octobre 2018, à partir des données historiques de la station météorologiques C. La rose des vents de la Figure 4.3.a présente la répartition des vents. Celle-ci montre une majorité de vents ayant une direction préférentielle venant du Sud et du Sud-Ouest. Des directions de vents secondaires proviennent de l'Ouest, du Nord-Ouest et du Nord. C'est aussi dans ces directions que des vents à plus de 9 m/s (environ 32 km/h) ont été enregistrés dans le passé.

La Figure 4.3.b présente la répartition des vents pour la période d'étude sur le site C, c'est-à-dire d'août à octobre 2018. Cette dernière montre une grande proportion de vents dominants venant du

Sud-Ouest et des vents secondaires venant de l'Ouest, correspondant aux tendances des années précédentes.

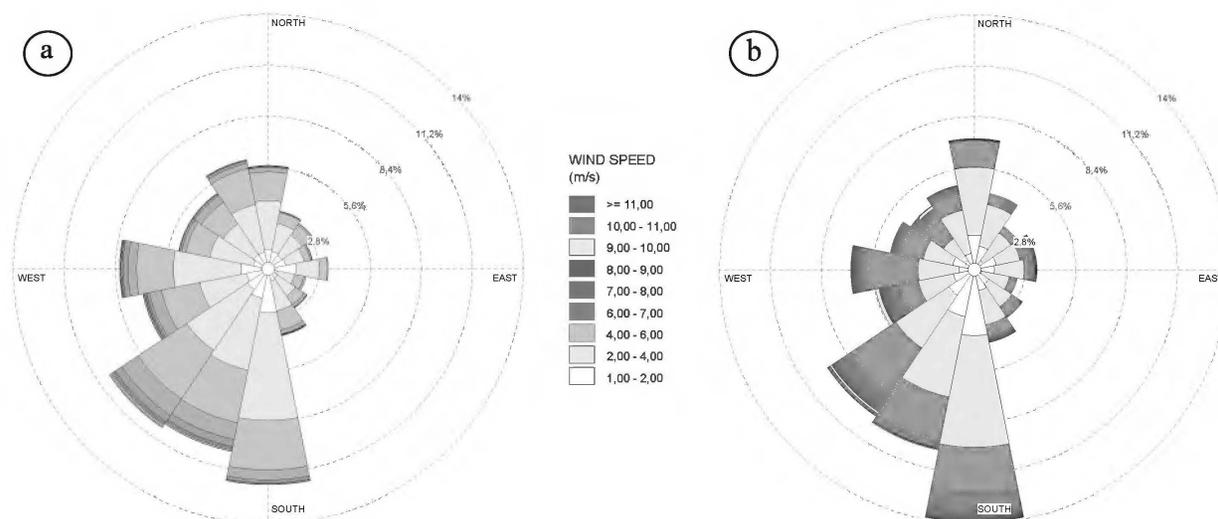


Figure 4.3 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station C : (a) pour la période 2013 à 2017, (b) pour la période d'étude en 2018.

4.1.3.3 Positionnement des appareils de mesure

Les appareils de mesure étaient deux stations munies de collecteurs de type BSNE, désignées par les appellations C#1 et C#2. Celles-ci ont été installées le 22 août 2018 et démantelées le 15 octobre 2018 à cause de l'envolement du parc à résidus. Lors du démantèlement, une zone de rétention d'eau recouvrait en majorité la surface du parc.

4.1.4 Site D

4.1.4.1 Contexte

Cette mine toujours en opération, exploitant un gisement de roches dures, gère ses déchets en les entreposant dans des parcs à résidus. Les résidus sont envoyés vers le site D sous forme de pulpe à l'aide de tuyaux. Le remplissage des bassins de stockage est toujours en activité. La compagnie minière a constaté, depuis quelques années, des problèmes liés à l'érosion éolienne sur ce parc à résidus. Notamment, lors de tempêtes de vents forts, les résidus s'envolaient vers le Nord du parc.

4.1.4.2 Statistique éolienne du site

La station météorologique D, utilisée dans cette étude, se trouve à 3 km du site d'étude D. L'étude statistique des vents a été réalisée sur les 5 dernières années (2013 – 2017) et pour la période d'étude allant d'août à octobre 2018, à partir des données historiques de la station météorologique D. La rose des vents sur la Figure 4.4.a présente la répartition des vents pour la période 2013 à 2017. Celle-ci montre une tendance de vents forts ayant une direction préférentielle venant du Nord-Ouest et de l'Ouest. Des directions de vents secondaires proviennent du Sud et du Sud-Est. C'est aussi dans ces directions que des vents à plus de 9 m/s ont été enregistrés dans le passé. La Figure 4.4.b présente la répartition des vents pour la période d'étude sur le site D, c'est-à-dire d'août à octobre 2018. Cette dernière montre une grande proportion de vents dominants venant du Nord-Ouest et des vents secondaires venant du Sud.

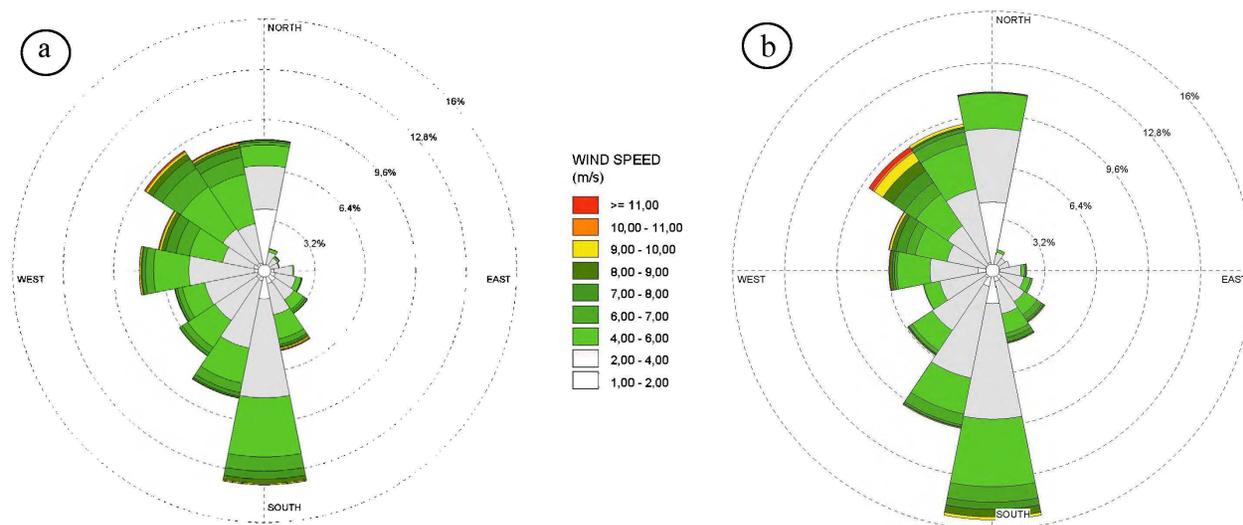


Figure 4.4 : Roses des vents réalisées à partir des données de la station D : (a) pour la période 2013 à 2017, (b) pour la période d'étude allant d'août à octobre en 2018.

4.1.4.3 Positionnement des appareils de mesure

Les appareils de mesure ont été placés en fonction des directions de vents préférentielles entre le 9 août 2018 et le 10 novembre 2018. Les deux stations de collecte, avec une série de collecteurs BSNE (D#1 et D#2), ont été placées aux extrémités Nord et Est du site D. Ils ont été retirés du PAR avant que la neige ne permette plus l'accès aux appareils pendant l'hiver.

4.2 Caractérisation des résidus

Cette section présente les résultats de caractérisation des résidus qui vont par la suite servir comme intrants du modèle SWEEP. Cette partie permet également de comprendre la nature des résidus.

4.2.1 Granulométries des résidus

Grâce au Malvern® Mastersizer S 2000, les courbes granulométriques, pour chaque échantillon de résidus homogénéisés, ont été obtenues et sont présentées sur la Figure 4.5. Ce graphique montre les courbes des pourcentages volumiques cumulés en fonction des différentes tailles de particules pour les 4 résidus.

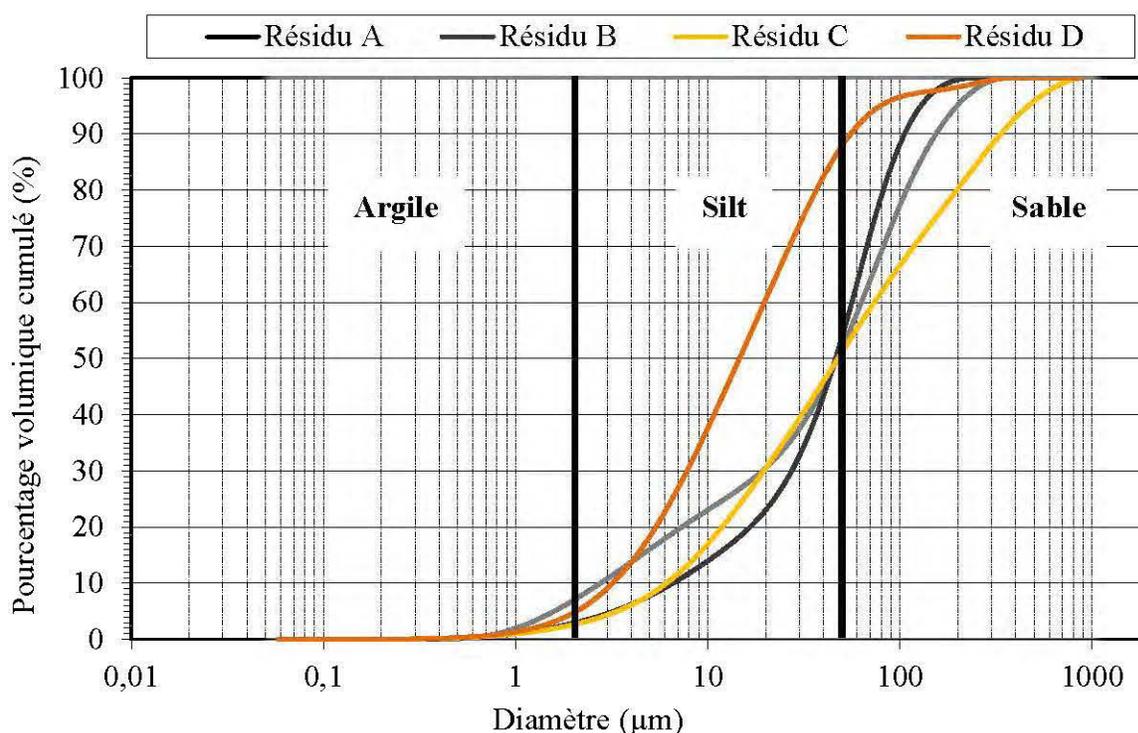


Figure 4.5 : Graphique illustrant la distribution granulométrique des 4 résidus étudiés.

Sur la Figure 4.5, des droites délimitant les différentes tailles de grains (argile, silt et sable) permettent de comparer grossièrement les résidus entre eux. En rappel, les argiles sont des particules entre 0 et 2 µm. Pour les silts, la limite inférieure commence donc à 2 µm. Néanmoins la limite entre les silts et les sables varie de pays en pays (Moeys, 2018). Dans cette étude, les silts sont compris entre 2 et 50 µm, nomenclature de la France et des États-Unis. Avec cette nomenclature, les particules de sables sont ainsi comprises entre 50 et 2000 µm.

Les courbes des résidus A, B et C montrent une tendance similaire entre les différents résidus miniers étudiés, majoritairement composés de silt, de sable et d'une petite portion d'argile (3 à 7 %). Le résidu C présente des particules plus grossières dans les sables, qui atteignent les 800 μm . Pour le résidu D, le pourcentage de particules à 50 μm est autour de 90 %, alors qu'il est compris entre 50 et 60 % pour les autres résidus. Ce résidu est majoritairement composé de silts.

Pour les résidus A, B et C, les paramètres D_{10} , D_{30} , et D_{60} (diamètre des grains correspondant à 10, 30, et 60 % du poids cumulé) sont compris respectivement entre 3 et 10 μm pour le D_{10} , entre, 20 et 27 μm pour le D_{30} et entre 60 et 70 μm pour le D_{60} . Par contre, pour le résidu D, ces mêmes paramètres sont plus petits, respectivement de 3, 7 et 20 μm . Ces résultats montrent que le résidu du site D contient une proportion plus importante de particules fines que les autres.

4.2.2 Texture des résidus

À partir des résultats obtenus dans la section 4.2.1, il a été possible de déterminer la texture des résidus étudiés dans la classification de l'USDA. La Figure 4.6 présente la classification sous forme de diagramme ternaire, complète les analyses granulométriques et confirme le type de texture associé à un sol.

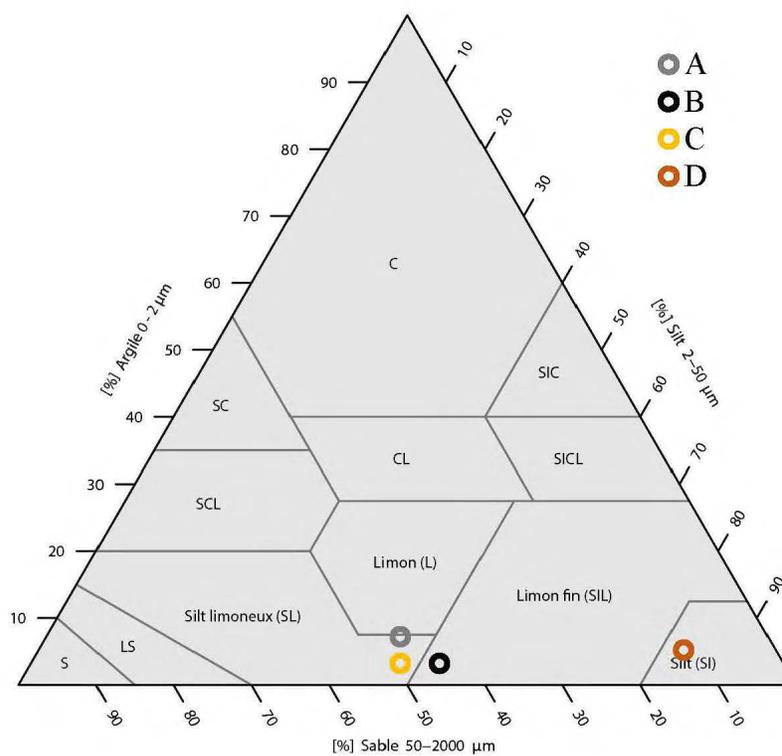


Figure 4.6 : Diagramme ternaire de la texture des sols (Soil Science Division Staff, 2017)

Généralement, cette représentation Selon la Figure 4.6, les résidus A et C peuvent être considérés comme des silts limoneux, le résidu B comme un limon fin et le résidu D comme un silt.

4.2.3 Densité relative des grains solides

La densité relative (D_r) des résidus a été déterminée dans des travaux antérieurs de l'URSTM. Pour cela, les mesures ont été réalisées au pycnomètre à hélium, à l'aide de l'appareil 1330 AccuPyc de Micromeritics. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.1. Le modèle SWEEP requiert l'utilisation de la masse volumique (ρ_s) des résidus, en t/m^3 , et s'obtient grâce à la relation (4.1) (Aubertin *et al.*, 2002):

$$\rho_s = D_r \times \rho_{eau} \quad (4.1)$$

où ρ_{eau} est égal à 1000 kg/m^3 , soit 1 t/m^3 .

Tableau 4.1 : Densité relative et poids volumique des résidus miniers de l'étude.

Résidus miniers	Densité relative (D_r)	Masse volumique (ρ_s , t/m^3)
A	2,78	2,78
B	3,88	3,88
C	2,71	2,71
D	3,38	3,38

4.2.4 Densité apparente

La masse volumique apparente d'un sol sec s'exprime généralement en g/cm^3 ou en t/m^3 , comme dans le modèle SWEEP. Celle-ci varie de 1,0 à $1,6 \text{ t/m}^3$ pour les sols minéraux et de 0,16 à $0,45 \text{ t/m}^3$ pour les sols organiques. La densité apparente (D_a), sans unité, équivaut à la masse volumique apparente sur celle de l'eau. Les mesures ont été réalisées sur des résidus humides sur les sites A, C et D et sur des résidus gelés sur le site A. Les résultats bruts sont donnés en Annexe B. L'ordre de grandeur est compris entre $0,75$ et $1,90 \text{ t/m}^3$, correspondant à la masse volumique apparente des sols minéraux. Les masses volumiques apparentes moyennes sont présentées dans le Tableau 4.2.

Tableau 4.2 : Masse volumique apparente des résidus miniers de l'étude, humides ou gelés.

Masse volumique apparente (ρ_d , t/m^3)	Résidus humides	Résidus gelés
A	1,17	0,80
C	1,30	-
D	1,6	-

Pour les 3 sites expérimentaux, la masse volumique apparente varie en fonction de la teneur en eau massique, de manière à ce que la densité soit plus importante, avec une teneur en eau plus faible. En utilisant les masses volumiques, présentées dans le Tableau 4.1, il est possible de mettre en relation la densité apparente en fonction de la teneur en eau massique du sol. L'équation (4.2) permet d'estimer la densité apparente pour une teneur en eau massique mesurée (Aubertin *et al.*, 2002) :

$$\rho_d = \left(\frac{1 + w}{1 + e} \right) \rho_s \quad (4.2)$$

où ρ_d est la masse volumique apparente (t/m^3), ρ_s la masse volumique des résidus (t/m^3), w le taux d'humidité et e l'indice des vides des résidus. L'indice des vides peut être obtenu grâce aux courbes de rétention d'eau.

4.2.5 Caractérisation des agrégats

La taille des agrégats d'un sol définissent la susceptibilité d'un sol à être érodable dans le cadre de l'érosion éolienne (Colazo et Buschiazzo, 2010).

La distribution de la taille des agrégats est définie par le diamètre moyen géométrique (GMD) et l'écart-type géométrique (GSD) de la loi normale représentant la distribution continue des agrégats. Ces paramètres ont été estimés à partir des courbes granulométriques laser réalisées par John Tatarko (USDA-ARS), à l'aide d'un granulomètre laser LS 13 320 XR (Beckman Coulter).

Les résultats de ces essais, réalisés sur des échantillons de terrain, sont présentés dans les Annexes C, D, E et F. Pour l'évaluation de la distribution des agrégats, les essais réalisés par voie sèche ont été utilisés. En effet, cette méthode permet de conserver au maximum la cohésion des grains entre eux (agrégats) et d'obtenir des caractéristiques se rapprochant des conditions de terrain.

Ensuite, la méthode empirique développée par Gardner (1956) et revue par Gregorich et Carter (2007) a été utilisée pour déterminer les paramètres GMD et GSD. La Figure 4.19 présente un graphique de probabilité du pourcentage cumulé retenu du diamètre des agrégats (distribution log-normale), pour les différents résidus miniers.

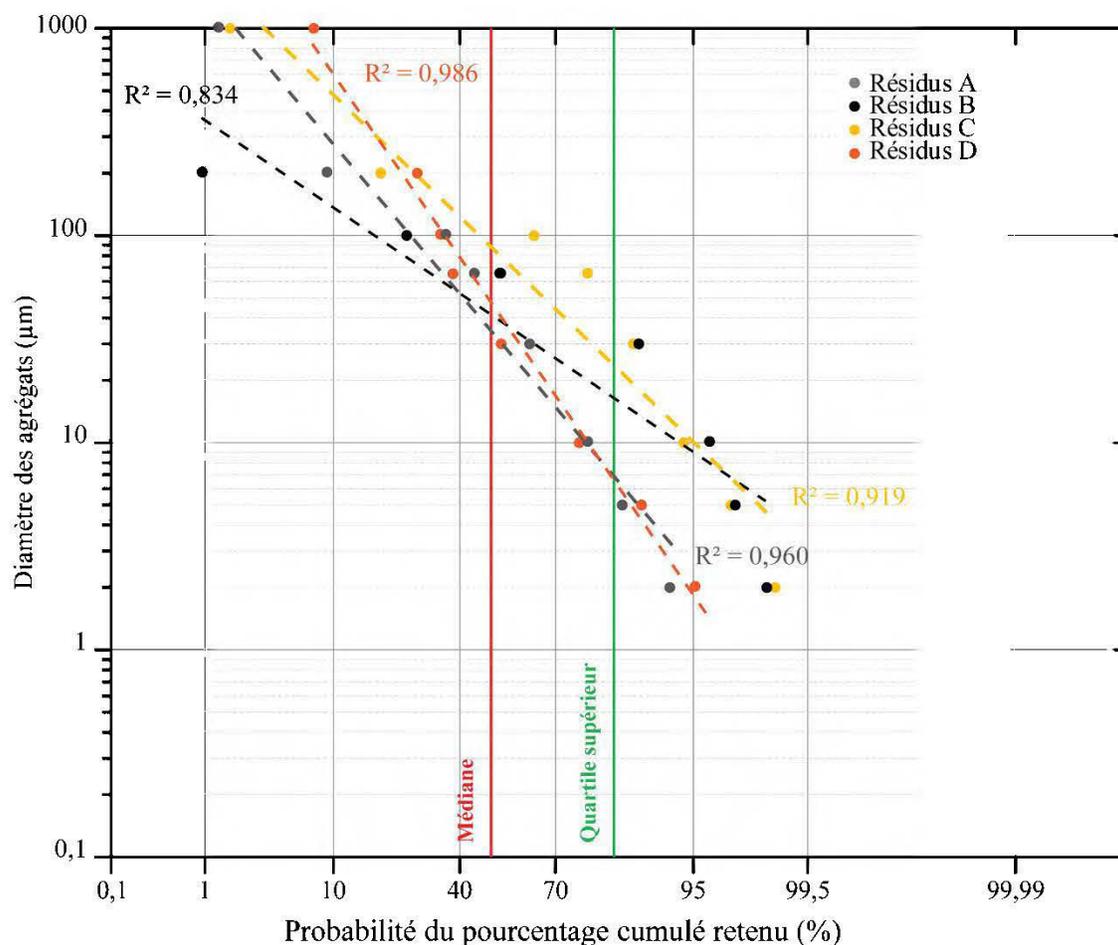


Figure 4.7 : Graphique de probabilité de la distribution log-normale du diamètre des agrégats.

Par lecture graphique, le diamètre moyen géométrique (GMD) correspond au diamètre à l'intersection entre la médiane et le diamètre à l'intersection du quartile supérieur, tel qu'expliqué à la section 3.1.3.3. L'écart type géométrique du diamètre (GSD) correspond à la pente de la régression linéaire. Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.3. Les GMD des résidus B et D sont relativement proches, respectivement de 41 et 46 μm . Celui du site C est le plus élevé, 86 μm , alors que celui du site A est le plus faible, avec 33 μm . Les GSD sont relativement faibles et sont compris entre 0,41 et 0,86.

Tableau 4.3 : Tableau des résultats d'estimation des paramètres GMD et GSD.

Résidus miniers	A	B	C	D
GMD (μm)	33	41	86	46
GSD ($\text{mm}.\text{mm}^{-1}$)	0,70	0,41	0,54	0,86

4.3 Caractérisation des poussières

La caractérisation des poussières est basée sur une étude de la taille granulométrique des particules de résidus captées sur les sites 3 expérimentaux. L'intérêt de cette étude permet de déterminer l'efficacité des collecteurs BSNE, sur chaque site et à toutes les hauteurs. Par la suite, un facteur de correction est appliqué aux masses récoltées dans les BSNE.

Deux périodes de récoltes de particules ont été réalisées sur le site A, désignées par A-1 et A-2, pour étudier la variabilité des tailles sur la durée. Quant aux sites C et D, l'ensemble des particules captées sur la période de mesure a été regroupé puis analysé. Les annexes G, H et I présentent les résultats des analyses granulométriques.

4.3.1 Variations verticales de la taille des particules

La Figure 4.8 présente le diamètre moyen des particules de poussières captées sur les 3 sites expérimentaux pendant la période d'observation. Les poussières ont été analysées entre 5 et 150 cm de hauteur pour les sites C et D et entre 10 et 150 cm de hauteur pour le site A (l'une des stations n'était pas équipée de collecteur à 5 cm de hauteur). Pour rappel, il n'y a pas eu de mesure de poussières sur le site B.

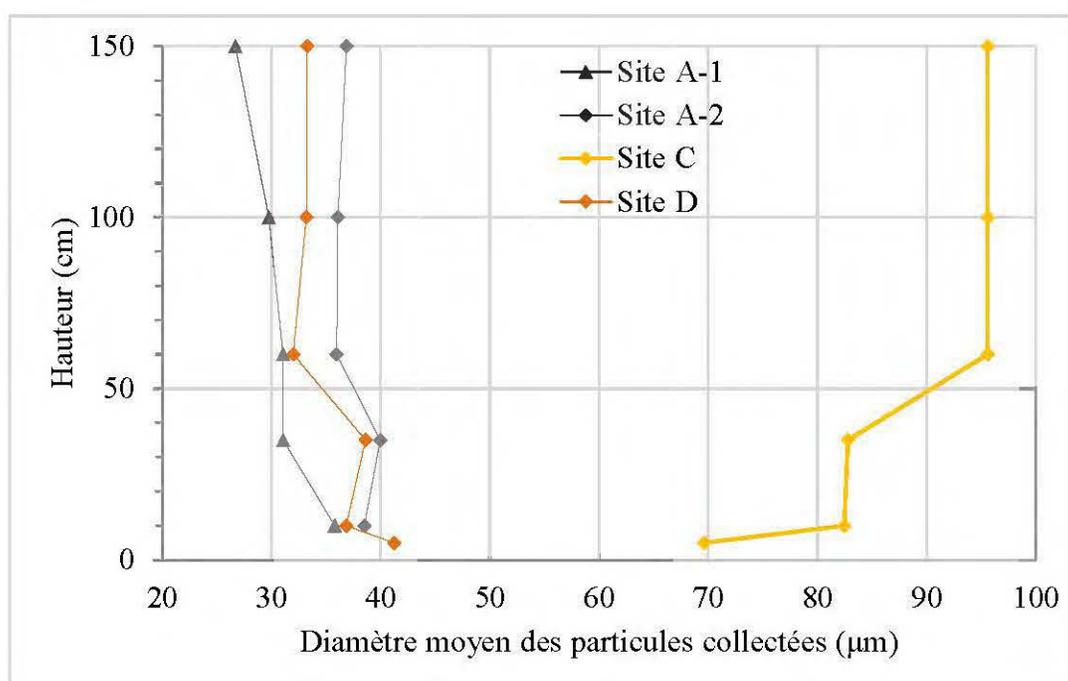


Figure 4.8 : Variation du diamètre moyen des particules en fonction des hauteurs des collecteurs aux sites expérimentaux.

Sur les parcs à résidus A et D, la taille moyenne des particules a diminué avec la hauteur, passant respectivement de 37 à 27 μm (A-1), de 39 à 37 μm (A-2) et de 41 à 33 μm (D), du plus bas à 150 cm de hauteur. Les deux récoltes sur le site A montrent une similitude dans les poussières captées au cours du temps. A l'inverse, la taille moyenne des particules collectées augmente sur le site C, passant de 70 à 96 μm .

La Figure 4.9 montre l'évolution de la distribution verticale en pourcentage des classes de tailles de particules, sur les 3 sites expérimentaux, telles qu'utilisées par Yang *et al.* (2018) pour définir l'efficacité de BSNE (section 3.2.5). Les classes de particules inférieures à 4, comprises entre 4 et 63, entre 63 et 125, entre 125 et 200 et supérieures à 200 μm permettent de regrouper les particules sous forme de pourcentage afin de simplifier l'analyse granulométrique.

Le pourcentage de particules inférieures à 4 μm est constant en fonction de la hauteur, avec 10% pour le site A (sur les deux périodes de récoltes), 2 % pour le site C et 5 % pour le site D. Pour les sites A et D, le pourcentage de particules entre 4 à 63 μm augmente en-dessous de 35 cm, passant respectivement de 58 à 65 % et de 56 à 80 %, puis augmente faiblement jusqu'à 150 cm. Cette augmentation du pourcentage indique que cette classe de particules est principalement transportée par suspension. Ceci est confirmé par la diminution du pourcentage des classes de particules plus grossières.

En effet, le pourcentage de particules de 63 à 125 μm et de 125 à 200 μm a tendance à diminuer avec la hauteur sur les sites A et D. Pour les particules supérieures à 200 μm , le pourcentage diminue légèrement et se rapproche de 0 % avec la hauteur. Cela suggère que les particules supérieures à 63 μm sont principalement transportées par saltation.

Concernant le site C, les observations précédentes sont différentes. En effet, le pourcentage de particules de 4 à 63 μm est en baisse avec la hauteur, passant de 44 à 27 %. La classe de taille de 63 à 125 μm augmente de 10 à 35 cm puis diminue au-delà. Les pourcentages de particules, de 125 à 200 μm et supérieures à 200 μm , augmentent légèrement sur toute la hauteur du profil. Pour le site C, les particules entre 4 et 125 μm sont principalement transportées par saltation alors que les particules supérieures à 125 μm sont principalement transportées par suspension.

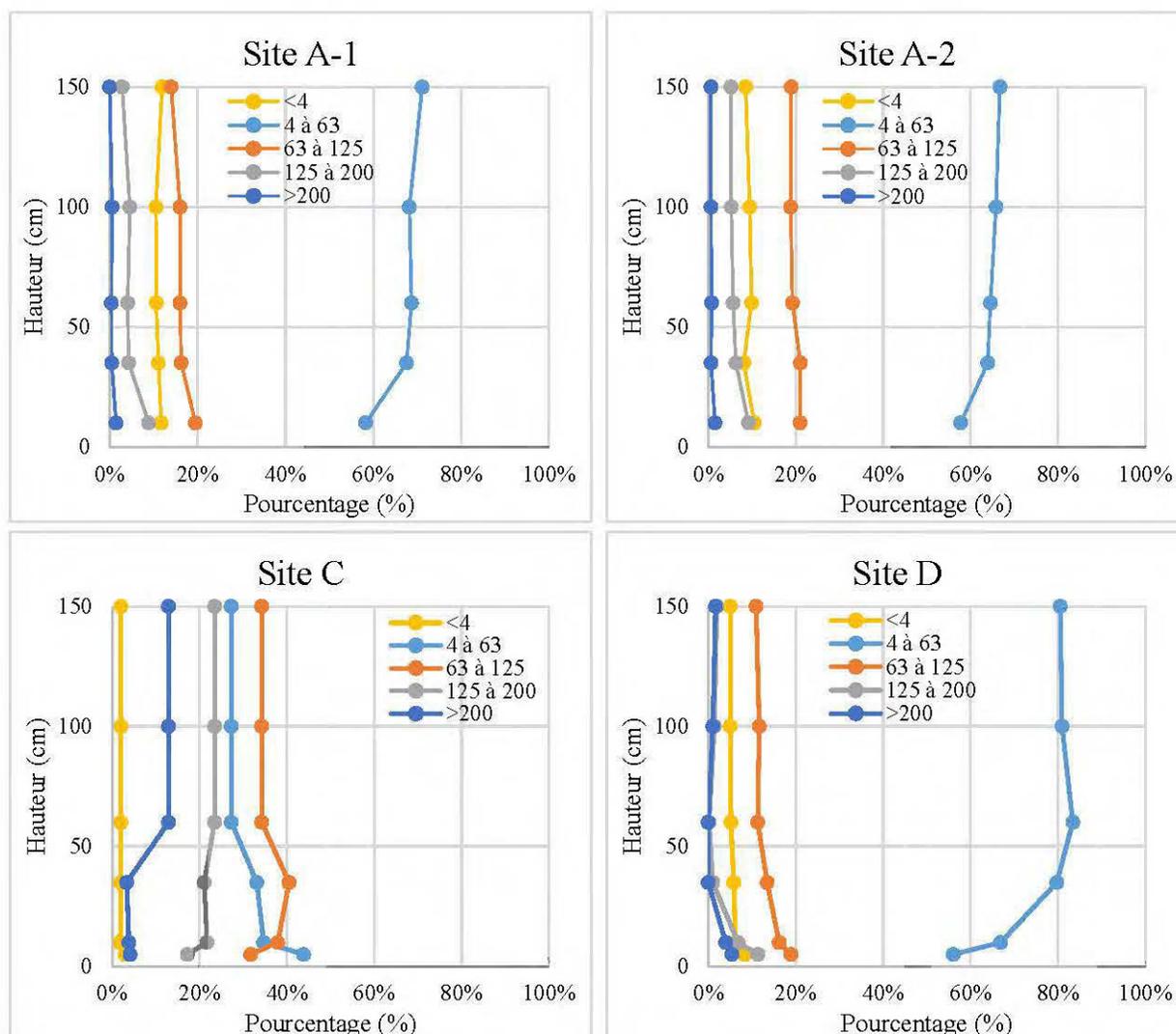


Figure 4.9 : Répartition en pourcentage de 5 classes de tailles de particules (≤ 4 , 4 à 63, de 63 à 125, de 125 à 200 et ≥ 200 μm) à cinq hauteurs (10, 35, 60, 100 et 150 cm) pour les sites expérimentaux (A, C et D).

Ces analyses confirment également le type de mécanismes captés par les collecteurs BSNE lors de l'érosion éolienne. Ce point était à éclaircir dans ce mémoire. Ainsi les résultats de collectes correspondent aussi bien aux particules mises en saltation qu'en suspension.

4.3.2 Variation verticale de l'efficacité des collecteurs BSNE

À partir de la méthode de détermination de l'efficacité des collecteurs développée dans la partie 3.2.5, de l'équation (3.4) et du graphique (Figure 3.11) de Yang et al. (2018), il a été possible d'obtenir la variation verticale de l'efficacité des collecteurs BSNE pour les 3 sites expérimentaux

afin de corriger les masses collectées. La Figure 4.10 présente les différentes estimations d'efficacité des collecteurs BSNE sur les sites A, C et D pour chaque hauteur.

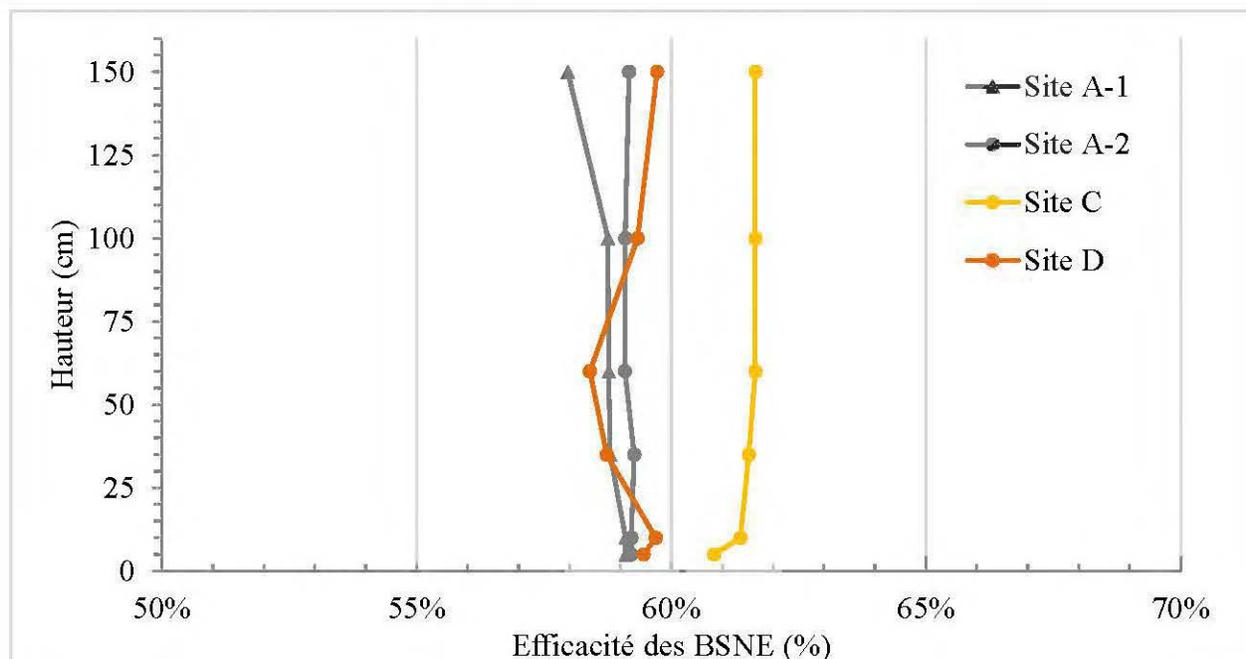


Figure 4.10 : Efficacité des BSNE pour les différents sites en fonction de la hauteur.

Sur la Figure 4.10, les résultats obtenus pour les échantillons A-1 et A-2 sont relativement semblables et suivent une légère baisse d'efficacité avec la hauteur. Les efficacités des deux collectes varient respectivement de 59,1 à 58,0 % et de 59,2 à 59,1 %. Pour le site C, l'efficacité de collecte des BSNE augmente avec la hauteur, passant de 60,8 à 61,6%. Quant au site D, celle-ci augmente légèrement entre 5 et 10 cm, de 59,5 à 59,7 %, puis diminue aux hauteurs 35 et 60 cm avec une efficacité de 58,7 et 58,4 %. Au-delà de 100 cm, l'efficacité augmente de nouveau, passant de 59,3 à 59,7%.

Le Tableau 4.4 montre l'efficacité de l'échantillonnage pour les 3 sites expérimentaux, variant de 58,4 à 61,7 %, de 5 à 150 cm, avec une moyenne totale de 59,9 %. Pour les sites A, C et D, l'efficacité d'échantillonnage moyenne des BSNE est ainsi estimée à 59,0, 61,6 et 59,2%, respectivement.

Tableau 4.4 : Tableau récapitulatif de l'efficacité de collecte des BSNE sur chaque site et en moyenne sur les 3 sites expérimentaux.

Efficacité des collecteurs BSNE				
Hauteur (cm)	Site A	Site C	Site D	Moyenne
5	59,2%	60,8%	59,5%	59,8%
10	59,2%	61,4%	59,7%	60,1%
35	59,0%	61,5%	58,7%	59,8%
60	58,9%	61,7%	58,4%	59,7%
100	58,9%	61,7%	59,3%	60,0%
150	58,6%	61,7%	59,7%	60,0%
Moyenne	59,0%	61,6%	59,2%	59,9%

Les résultats suggèrent que l'efficacité de collecte des BSNE varie légèrement en fonction des sites ; elle dépend de la granulométrie des particules captées et de la répartition des différentes classes de particules présentées dans la partie 4.3.1.

Les résultats du Tableau 4.4 ont été utilisés pour corriger les masses collectées au cours des différentes récoltes de poussières, pour chaque hauteur et chaque site. Pour cela, la masse corrigée est obtenue avec l'équation (3.5). Les facteurs de correction de l'efficacité des collecteurs sont présentés dans le Tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Tableau récapitulatif des corrections de l'efficacité de collecte des BSNE sur chaque site et en moyenne sur les 3 sites expérimentaux.

Corrections de l'efficacité des collecteurs BSNE				
Hauteur (cm)	Site A	Site C	Site D	Moyenne
5	40,8%	39,2%	40,5%	40,2%
10	40,8%	38,6%	40,3%	39,9%
35	41,0%	38,5%	41,3%	40,2%
60	41,1%	38,3%	41,6%	40,3%
100	41,1%	38,3%	40,7%	40,0%
150	41,4%	38,3%	40,3%	40,0%
Moyenne	41,1%	38,4%	40,8%	40,1%

4.4 Paramètres d'entrée du modèle SWEEP

Dans cette partie, une compilation des différents paramètres d'entrée, ou intrants, du modèle SWEEP est présentée pour les différents sites de l'étude.

4.4.1 Paramètres de terrain

Les paramètres de terrain permettent de remplir le premier onglet du modèle SWEEP (voir 2.4.4.1). Ces paramètres ont été déterminés à partir d'images satellites et de cartographies des parcs à résidus, à l'aide du logiciel ArcGis. Le Tableau 4.6 présente les paramètres d'entrée de l'onglet *Field*. Les longueurs X (abscisse) et Y (ordonnée) définissent la taille de la zone d'étude, sous forme de rectangle. La zone d'étude devient alors un système de coordonnées (X ; Y), dans lequel il est possible d'ajouter des barrières au vent. Celles-ci sont définies comme des lignes à deux coordonnées (X₁Y₁ ; X₂Y₂), ayant une largeur (m), une hauteur (m) et une densité (%). L'angle détermine la direction dans laquelle est orientée le modèle numérique par rapport au Nord.

Tableau 4.6 : Tableau des paramètres d'entrée pour l'onglet « Field ».

	Site A	Site B	Site C	Site D
Longueur X (m)	525	1150	775	1350
Longueur Y (m)	1000	1000	625	1380
Angle (°)	60	120	0	60
Superficie du modèle (m²)	525 000	1 150 000	484 375	1 863 000
Superficie des résidus exposés au vent (m²)	320 000	830 200	175 000	1 530 000

La superficie des résidus exposés au vent des différents parcs a été déterminée en délimitant les zones où les résidus sont à l'air libre. La superficie du modèle (Longueur X * Longueur Y) correspond aux zones où les résidus sont exposés au vent ainsi qu'aux barrières au vent. La différence entre les deux superficies correspond à celle des barrières aux vents (infrastructures minières, routes, forêts et zones de rétention d'eau).

Pour que les simulations numériques soient faites sur la même superficie de résidus exposés au vent, une attention particulière a été portée sur la définition et l'ajustement des barrières au vent, présentes sur et aux alentours des parcs à résidus. Ainsi, le modèle SWEEP simule l'érosion éolienne sur les surfaces sans barrières au vent, tout en conservant leur impact sur le profil du vent.

4.4.2 Paramètres du sol

Les paramètres du sol sont les intrants du deuxième onglet du modèle SWEEP (voir 2.4.4.2). Ces paramètres reprennent les résultats de la partie 4.2 (distribution granulométrique, masse volumique apparente ρ_d , masse volumique ρ_s). Le Tableau 4.7 présente les paramètres d'entrée de sol.

Le paramètre *Thickness* correspond à l'épaisseur (en mm) des résidus miniers, définie à 1500 mm. Sur les 4 résidus, la taille minimale des agrégats est comprise entre 0,14 μm et 0,42 μm (ou 0,0001 et 0,0004 mm), d'après les analyses granulométriques. Cependant, le paramètre *Min aggregate* a été défini à 0,001 mm (valeur minimale autorisée, voir 2.4.4.2 et 3.1.3.3). La taille maximale des agrégats a été déterminée à partir des courbes granulométriques, par voie sèche (Annexe C à F). Pour les sites A, C et D, celle-ci est de 1,54, 1,84 et 1,88 mm, respectivement. Pour le site B, la taille maximale des agrégats est de 0,36 mm et est inférieure à la valeur autorisée du SWEEP de 1 mm. La densité moyenne des agrégats (*Avg aggregate density*) correspond au poids volumique des résidus, soit ρ_s en t/m^3 . La stabilité moyenne des agrégats (*Avg aggregate stability*) provient de l'estimation faite à partir de l'équation (2.27) de la section 2.4.4.2.

Tableau 4.7 : Tableau des paramètres d'entrée pour l'onglet « Soil ».

	Site A	Site B	Site C	Site D
Thickness (mm)	1500	1500	1500	1500
Sand fraction (50 - 2000 μm)	0,48	0,45	0,49	0,12
Very fine sand fraction (50 - 100 μm)	0,25	0,33	0,16	0,08
Silt fraction (2 - 50 μm)	0,45	0,53	0,48	0,83
Clay fraction (2 μm)	0,07	0,03	0,03	0,05
Rock volume fraction (-)	0	0	0	0
Dry bulk density (ρ_d, t/m^3)	1,17	-	1,30	1,60
Avg aggregate density (ρ_s, t/m^3)	2,78	3,88	2,71	3,38
Avg aggregate stability (ln(J/kg))*	1,81	1,28	1,28	1,56
GMD (mm)*	0,03	0,04	0,09	0,05
GSD (mm.mm⁻¹)*	1	1	1	1
Min aggregate (mm)	0,001	0,001	0,001	0,001
Max aggregate (mm)	1,54	1,00	1,84	1,88
Soil wilting point water content (Mg/Mg)	0,06	0,01	0,04	0,11

* : valeurs de calibrage du modèle SWEEP.

Les teneurs en eau massique à 1500 kPa de succion (*Soil Wilting Point water content*) ont été obtenues à partir de la méthode de calcul, présentée dans la section 3.1.3.4, et de l'équation (3.3).

4.4.3 Paramètres de surface du sol

Les paramètres de surface du sol sont les intrants du troisième onglet du modèle SWEEP (voir 2.4.4.3). Ces paramètres ont été identifiés et vérifiés visuellement sur le terrain. Le Tableau 4.8 présente les paramètres d'entrée de l'onglet *Soil Surface*.

Globalement, sur les différents sites expérimentaux, la surface du sol ne présentait pas de croûte pendant la période expérimentale. Sur de petites zones, quelques rides (*ridges*) ont été parfois observées à la surface, sur le site C. Celles-ci n'ont pas été prises en compte du fait de leur présence irrégulière. La rugosité aléatoire d'Allmaras (*Allmaras random roughness*) a été déterminée à partir des images témoins disponibles dans le guide d'utilisation du modèle SWEEP.

Tableau 4.8 : Tableau des paramètres d'entrée pour l'onglet « *Soil Surface* ».

	Site A	Site B	Site C	Site D
Surface crust fraction (-)	0	0	0	0
Surface crust thickness (mm)	0	0	0	0
Loose material on crust (kg/m ²)	0	0	0	0
Loose mass on crust (kg/m ²)	0	0	0	0
Crust density (t/m ³)	0	0	0	0
Crust stability (ln(J/kg))	0	0	0	0
Allmaras random roughness (mm)	8,00	6,00	8,00	6,00
Ridge height (mm)	0	0	0	0
Ridge spacing (mm)	0	0	0	0
Ridge width (mm)	0	0	0	0
Ridge orientation (mm)	0	0	0	0
Dike spacing (mm)	0	0	0	0
Snow depth (mm)	0	0	0	0

4.5 Résultats de terrain

Cette section présente la compilation des données météorologiques et des résultats de collecte de poussières, sur le terrain, pour chaque site expérimental. Les données météorologiques, au niveau

des sites expérimentaux, permettent d'identifier les événements de fortes vitesses de vent, les périodes humides et de freeze-drying.

4.5.1 Données météorologiques et périodes d'échantillonnage

4.5.1.1 Site A

La Figure 4.11 présente la vitesse du vent (m/s) mesurée à la station A, tout comme les précipitations (mm) et les températures (°C).

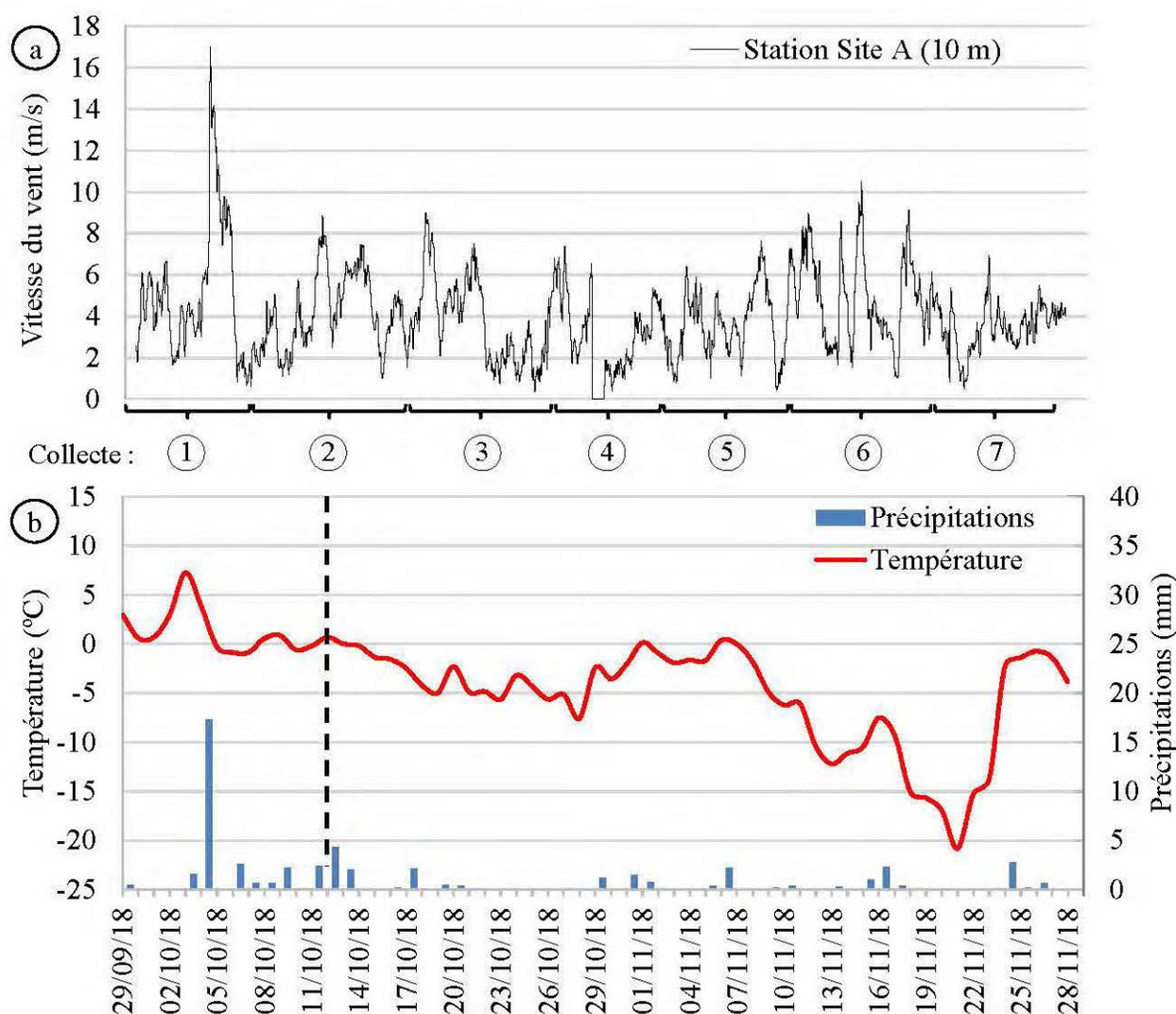


Figure 4.11 : Données météorologiques de la station proche du site C, pendant la période expérimentale, et périodes de collecte : a) vitesse du vent, b) température et précipitations.

Sur le site A, la période expérimentale s'est étendue du 29 septembre 2018 au 28 novembre 2018. Plusieurs événements majeurs de vents sont observés pendant la période expérimentale, au cours

de laquelle les vitesses des vents atteignent entre 10 et 18 m/s. Il s'agit des 4 et 5 octobre et du 14 novembre 2018.

Des évènements secondaires, où la vitesse du vent dépasse 8 m/s, apparaissent également les jours suivants : 10, 18 octobre ; 11, 13, 14, 17 novembre. Au total, 7 épisodes venteux peuvent avoir été à l'origine de l'érosion éolienne.

En tout, 7 collectes de poussières ont été réalisées sur le site A. Chaque collecte de poussières correspond à une période de temps au cours de laquelle les BSNE échantillonnent en continu. Les collectes se sont étendues sur les périodes suivantes :

- Collecte 1 : du 29 septembre au 6 octobre ;
- Collecte 2 : du 6 au 17 octobre ;
- Collecte 3 : du 17 au 26 octobre ;
- Collecte 4 : du 26 octobre au 2 novembre ;
- Collecte 5 : du 2 au 10 novembre ;
- Collecte 6 : du 10 au 19 novembre ;
- Collecte 7 : du 19 au 28 novembre.

En corrélant les différents évènements de vents supérieurs à 8 m/s mentionnés plus haut avec les périodes d'échantillonnage, les collectes 1, 2, 3, 6 et 7 sont susceptibles d'avoir capté des poussières. Il se peut également que d'autres aient été captées lors d'évènements inférieurs à 8 m/s. Il est aussi possible que les conditions météorologiques (température et précipitations) ne permettent pas la génération de poussières (humidité du sol et couverture neigeuse), même avec des vents forts. Les masses de poussières collectées confirmeront ces hypothèses.

Du 29 septembre au 12 octobre 2018, les températures moyennes journalières sont positives, comprises entre 0 et 15°C et les précipitations journalières atteignent les 40 mm entre deux périodes de sécheresse. Il s'agit de la période estivale humide. Passé le 12 octobre, les températures chutent en-dessous de 0°C, le sol commence à geler et à être recouvert de neige ; il s'agit de la période potentielle de freeze-drying (en l'absence de couvert neigeux).

De plus, les résultats des vitesses de vent entre le haut (Anémomètre Pente Nord) et le bas (Anémomètre Bas) du PAR sont présentés sur la Figure 4.12.

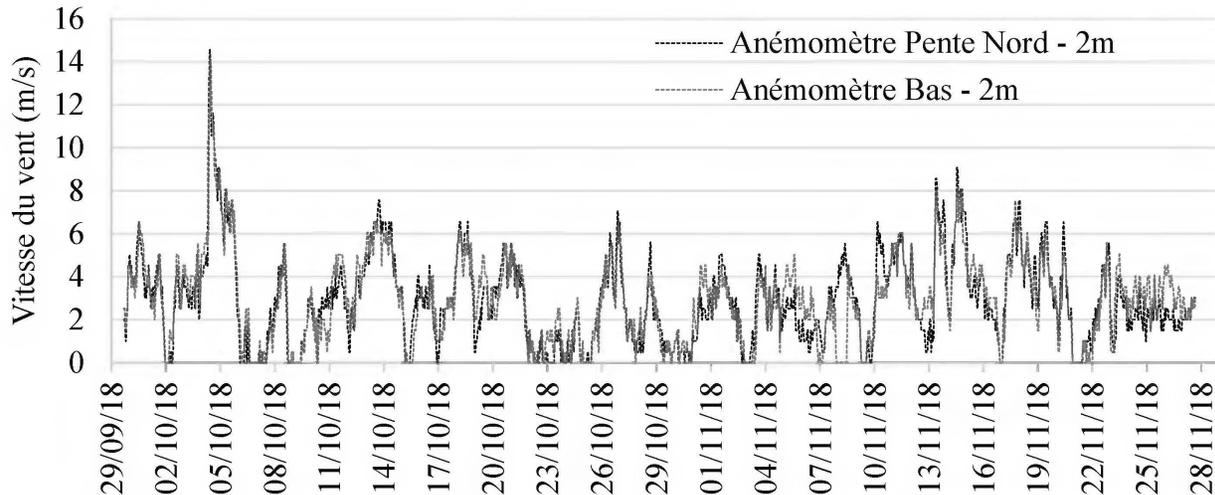


Figure 4.12 : Vitesse du vent enregistrée par les anémomètres (Pente Nord et Bas).

Pendant la période expérimentale, les vitesses de vent enregistrées au niveau des deux anémomètres sont très similaires lorsque les vents proviennent des directions dominantes (Ouest et Nord-Ouest). Néanmoins, des différences de vitesse de vent sont observables et varient en fonction de la direction du vent. En effet, le PAR forme un relief et semble atténuer la vitesse du vent lorsqu'il agit sur les faces opposées aux anémomètres. Pour illustrer ce propos, la Figure 4.13 présente les roses des vents pour les deux anémomètres. Par exemple, les vitesses des vents venant du Sud sont plus faibles sur la pente Nord qu'en bas du parc, avec en moyenne 1 m/s d'écart.

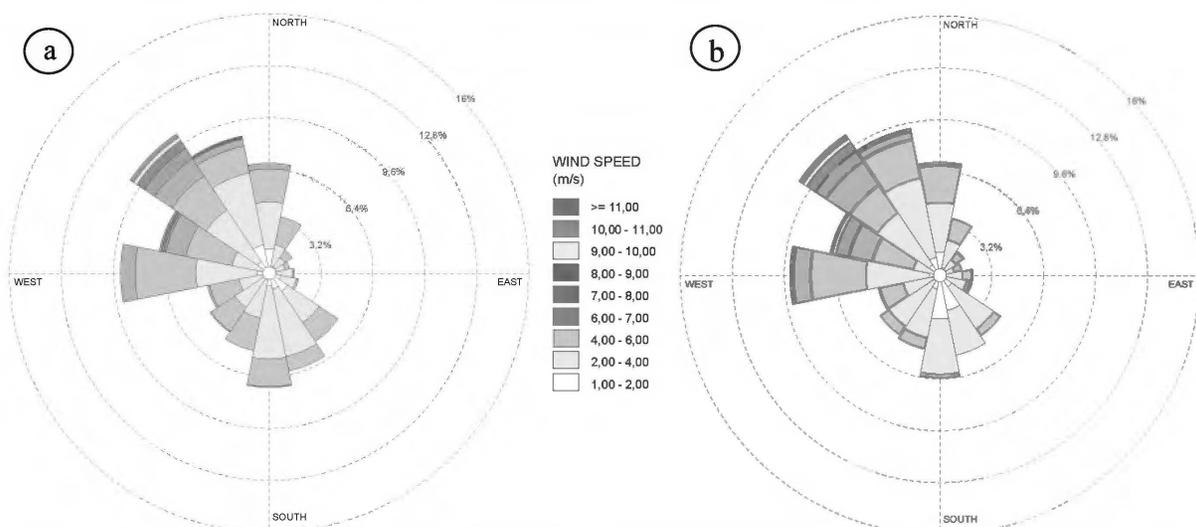


Figure 4.13 : Roses des vents réalisées à partir des données des vitesses de vent enregistrées par les anémomètres : (a) en bas du PAR, (b) sur la pente exposée au Nord en haut du PAR.

Ces différences de vitesse de vent sont à prendre en compte car elles peuvent influencer la mise en action de l'érosion éolienne si la vitesse de friction n'est pas atteinte. De plus, la vitesse des rafales a été également mesurée sur les deux anémomètres. Les rafales correspondent à des événements beaucoup plus brefs et intenses dans le temps. Effectivement, les roses des vents réalisées sur la vitesse des rafales de vent sont présentées sur la Figure 4.14. Elles montrent des proportions de vitesses supérieures à 7 m/s, nettement plus importantes par rapport aux vitesses de vent horaires (cf. Figure 4.13). La vitesse de rafale maximale a été enregistrée à 24 m/s, soit environ 90 km/h.

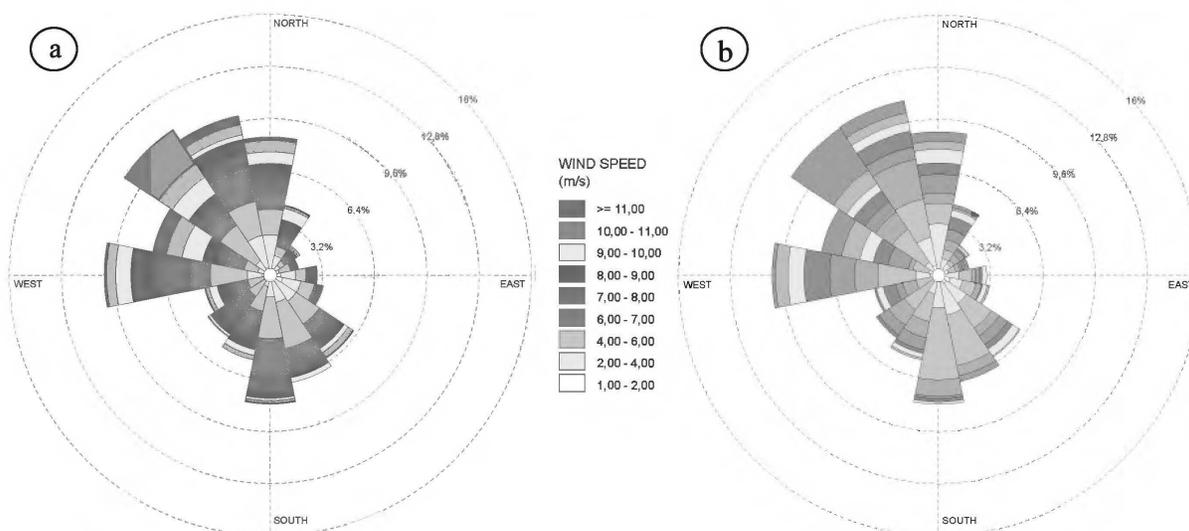


Figure 4.14 : Roses des vents réalisées à partir des données des vitesses des rafales de vent enregistrées par les anémomètres : (a) en bas du PAR, (b) sur la pente Nord en haut du PAR.

Les directions préférentielles de ces rafales proviennent du quart Nord-Ouest, c'est-à-dire entre l'Ouest et le Nord. Tout comme les vitesses horaires, des différences de vitesses des rafales sont observables et dépendent aussi de la direction du vent. Par exemple, les vitesses des vents venant du Sud sont plus faibles sur la pente Nord qu'en bas du parc, avec en moyenne 1,5 m/s d'écart.

D'autres observations de terrain ont été faites pendant les deux périodes. En période humide, la température étant positive, la vitesse de friction seuil est contrôlée par la teneur en eau du sol, liée aux précipitations. Notamment, l'épisode venteux du 4 Octobre 2018, où les vents atteignaient les 90 km/h, ne présentait pas forcément de décollement de poussière, dû au fait des fortes précipitations et d'une surface du sol trempée. Pendant la période de « freeze-drying », la vitesse de friction seuil semble diminuer, les résidus sont beaucoup plus volatiles lorsque la surface du sol est gelée. Un simple balayage du sol entraîne le décollement des particules lorsque la vitesse du vent est assez puissante. Les propriétés physiques du sol et de la surface du sol semblent changer.

4.5.1.2 Site C

Sur le site C, la période expérimentale s'est étendue du 22 août au 15 octobre 2018. La Figure 4.15 présente les vitesses du vent (m/s), les précipitations (mm) et les températures (°C) mesurées au niveau de la station C, à 10 m de hauteur.

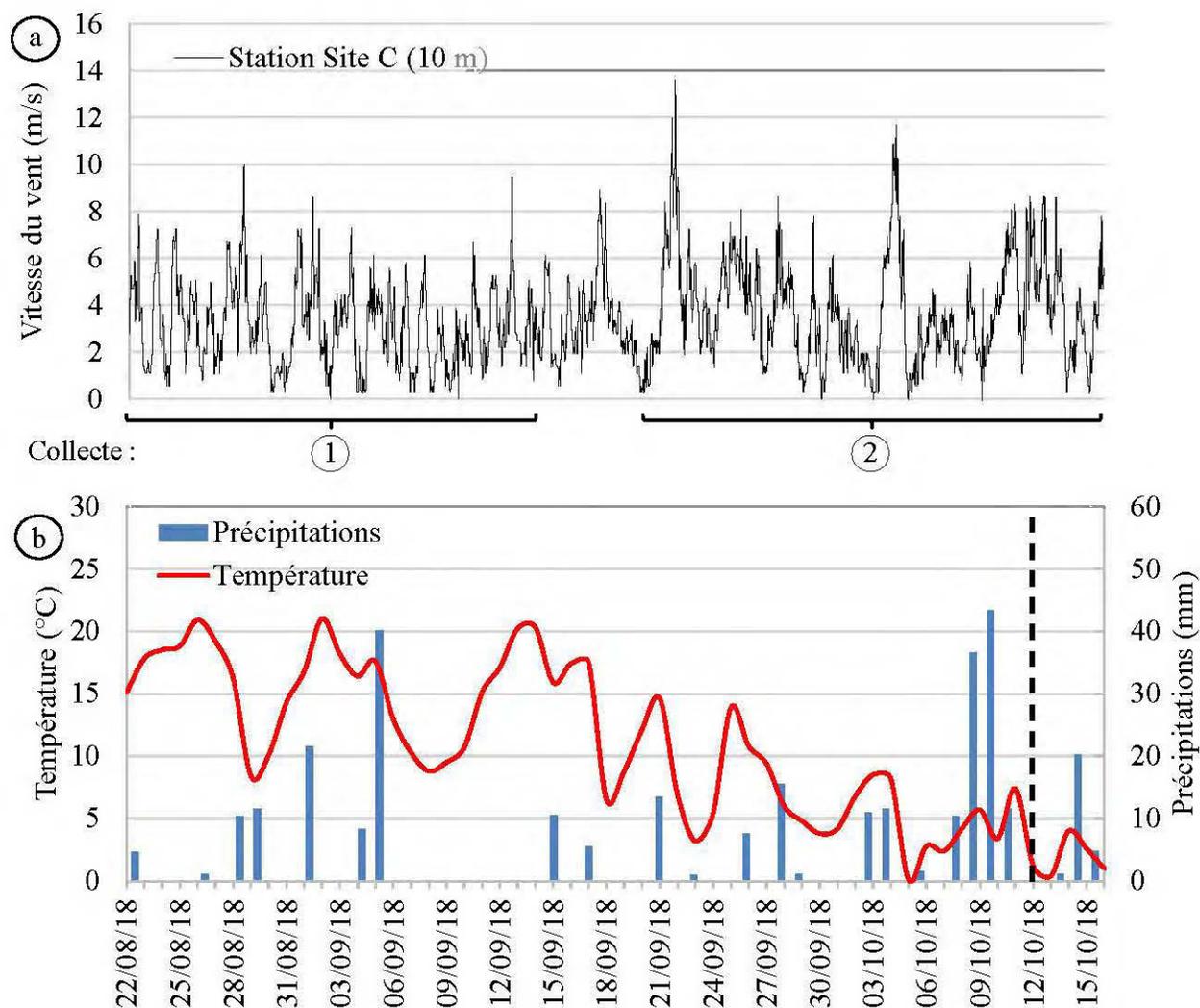


Figure 4.15 : Données météorologiques de la station proche du site C, pendant la période expérimentale, et périodes de collecte : a) vitesse du vent, b) température et précipitations.

Plusieurs évènements majeurs de vents sont observés pendant la période expérimentale. Notamment, le 21 septembre et le 4 octobre, les vents atteignent respectivement 14 et 12 m/s (environ 50 et 43 km/h). Des évènements secondaires, où la vitesse du vent dépasse 8 m/s, apparaissent également les jours suivants : 28 août ; 1, 12, 17, 27 septembre ; 10, 12, 13 octobre. En tout, 10 épisodes venteux peuvent avoir été à l'origine de l'érosion éolienne.

Deux collectes de poussières ont été réalisées sur le site C et elles se sont étendues sur les périodes suivantes :

- Collecte 1 : du 22 août au 13 septembre ;
- Collecte 2 : du 20 septembre au 15 octobre.

En corrélant les différents évènements de vents supérieurs à 8 m/s, mentionnés auparavant, avec les périodes d'échantillonnage, les deux collectes sont susceptibles d'avoir capté des poussières, dépendamment des conditions météorologiques (température et précipitations). Les masses de poussières collectées aideront à vérifier cette hypothèse par la suite.

Du 22 août au 12 octobre 2018, les températures moyennes journalières sont positives, comprises entre 0 et 25°C et les précipitations journalières atteignent environ 40 mm entre deux périodes de sécheresse. Il s'agit de la période estivale humide. Comme pour le site A, le 12 octobre débute la période de freeze-drying.

4.5.1.3 Site D

Sur le site D, la période expérimentale s'est étendue du 9 août au 10 novembre 2018. La Figure 4.16 présente les vitesses du vent (m/s), les précipitations (mm) et les températures (°C) mesurées au niveau de la station D, à 10 m de hauteur.

Plusieurs évènements majeurs de vents sont observés pendant la période expérimentale, au cours de laquelle les vitesses de vent atteignent entre 10 et 14 m/s. Il s'agit des jours suivants : 21, 22 septembre ; 4, 17, 20 octobre ; 10 novembre. Le dernier épisode, du 10 novembre, correspondait au jour de démantèlement des collecteurs des stations de collecte. Il a permis de constater l'ampleur du phénomène d'érosion éolienne in-situ et de voir les nappes de poussières s'envoler en continu.

Des évènements secondaires plus faibles, où la vitesse du vent dépasse 8 m/s, apparaissent également les jours suivants : 14, 22, 23, 28, 31 août ; 10, 12, 26 septembre ; 12, 13, 21 octobre ; 3 novembre. Au total, 17 épisodes venteux peuvent avoir été à l'origine de l'érosion éolienne, dont un a été observé sur le terrain.

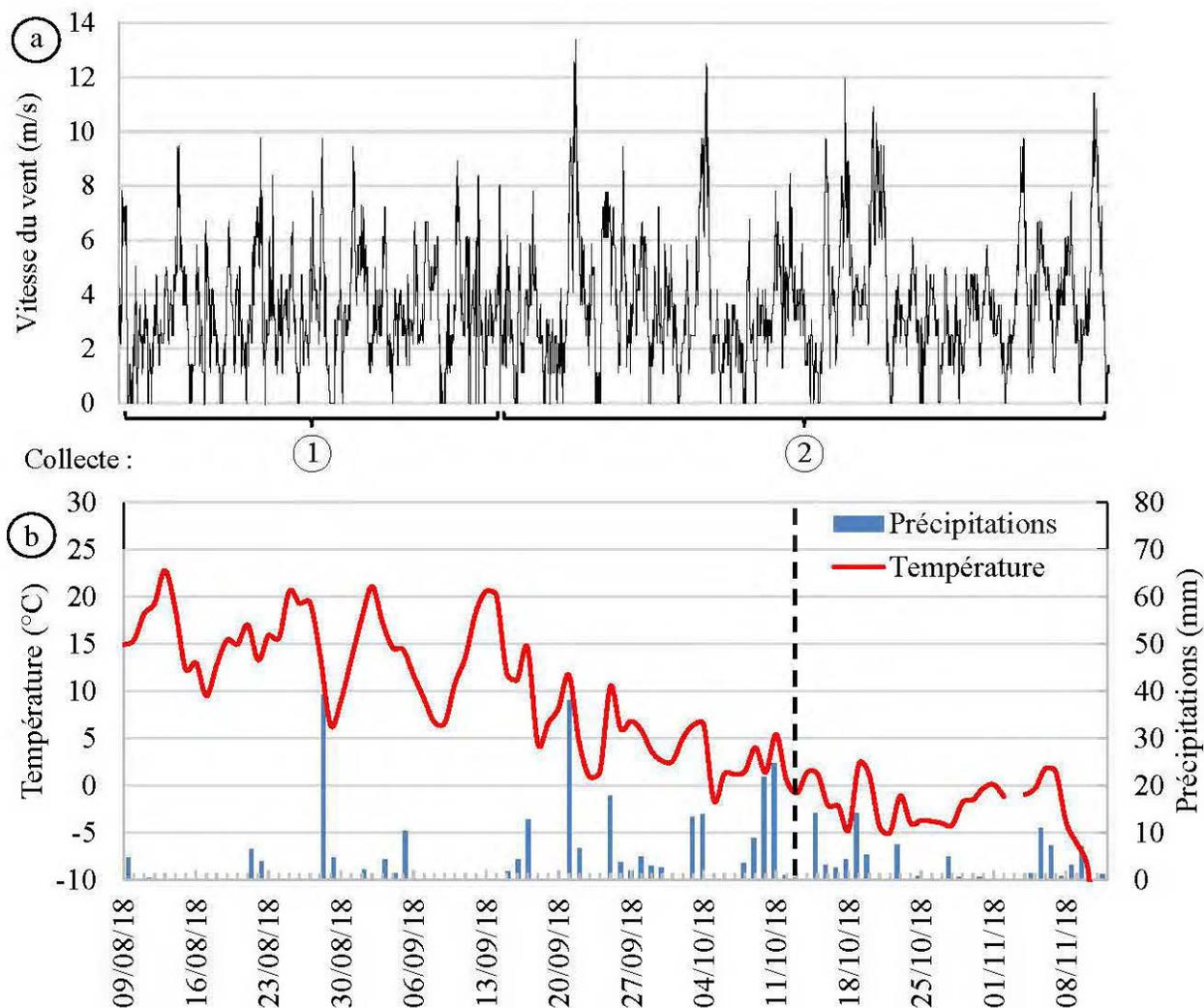


Figure 4.16 : Données météorologiques de la station proche du site D pendant la période expérimentale : a) vitesse du vent; b) température et précipitations.

Deux collectes de poussières ont été réalisées sur le site D et elles se sont étendues sur les périodes suivantes :

- Collecte 1 : du 8 août au 13 septembre ;
- Collecte 2 : du 13 septembre au 10 novembre.

Les deux collectes sont ainsi susceptibles d'avoir capté des événements de poussières, dépendamment des conditions météorologiques (température et précipitations). Les masses collectées vérifieront cette hypothèse par la suite.

Du 09 août au 12 octobre 2018, les températures moyennes journalières sont positives, comprises entre 0 et 25°C et les précipitations journalières atteignent les 40 mm entre deux périodes de sécheresse. Il s'agit de la période estivale humide. Passé le 12 octobre, les températures chutent en dessous de 0°C, la saison de freeze-drying commence et les précipitations sont sous forme de neige.

4.5.2 Collectes de poussières

La partie suivante présente les résultats de collectes de poussières dans les BSNE. Il s'agit des masses collectées, de la distribution des flux horizontaux et des flux horizontaux totaux, pour chaque période d'échantillonnage, obtenus grâce aux calculs décrits dans la section 3.2.6.

4.5.2.1 Site A

- Masses collectées

Les masses collectées au cours des 7 périodes d'échantillonnage sont présentées dans la Figure 4.17 et sont identifiées avec le numéro de collecte. Ces masses ont également été corrigées en fonction de l'efficacité des collecteurs, par hauteur. L'échelle logarithmique est utilisée pour l'axe des abscisses, dans cette représentation, afin de pouvoir comparer l'ordre de grandeur des différentes masses collectées, pendant les périodes d'échantillonnage et pour chaque station de collecte (CP1, CP2_Bas, CP2_Haut, CP3). Cette échelle log permet également d'observer des différences entre les stations pour une même période.

Pour rappel, la station CP2_Bas a été déplacée vers le haut du parc le 24 Octobre. En effet, la collecte 2* (du 17 au 24 Octobre) montre des masses inférieures à 1 g récoltées au niveau de la station CP2_Bas, tout comme les collectes 2, 4, 5 et 7. Cependant les collectes 1, 3 et 6 présentent des masses plus importantes, allant jusqu'à 22 grammes à 5 cm de hauteur. Cependant, il est difficile d'interpréter ces résultats avant de les avoir convertis en flux horizontaux. Le dernier graphique présente le total des masses collectées. Celui-ci diminue avec la hauteur, au niveau des 4 stations de mesure. Également, des différences sont observées entre les stations et leurs positions par rapport au relief du parc. Les stations CP3 et CP2_Haut, se situant en haut du parc, ont récolté davantage de poussière que les stations CP1 et CP2_bas, se situant respectivement sur le palier intermédiaire et sur le plateau en bas du parc à résidus. Il existe donc une relation entre la quantité de poussières récoltées et la hauteur du parc. Cette observation sera détaillée par la suite.

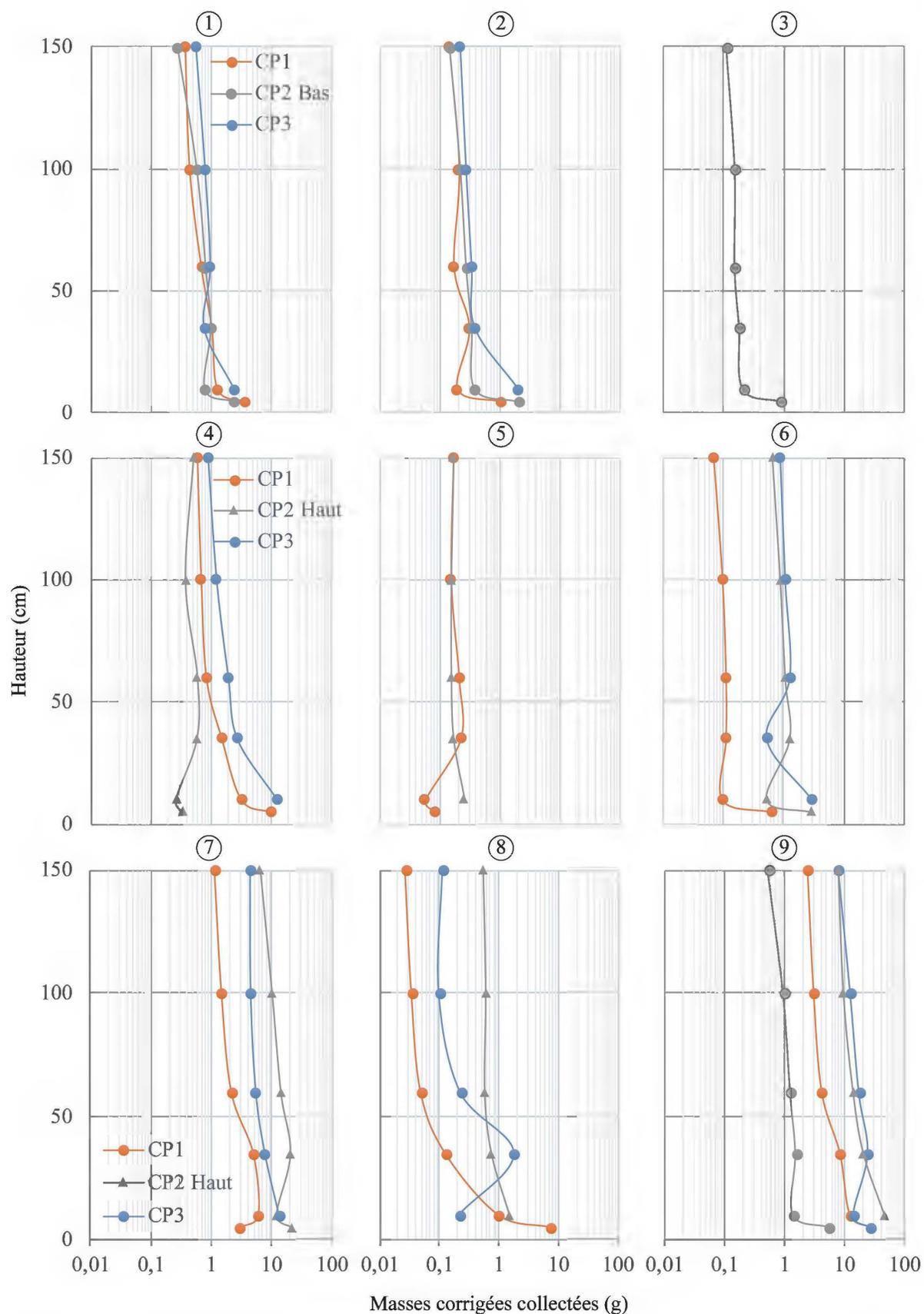


Figure 4.17 : Distribution des masses collectées en fonction de la hauteur pour les 7 récoltes.

- Distribution des flux horizontaux

Les Figures 4.18, 4.19 et 4.20 présentent la distribution des flux horizontaux, q en kg/m^2 , en fonction de la hauteur des collecteurs, obtenus grâce aux équations (3.6) et (3.7) de la partie 3.2.6.

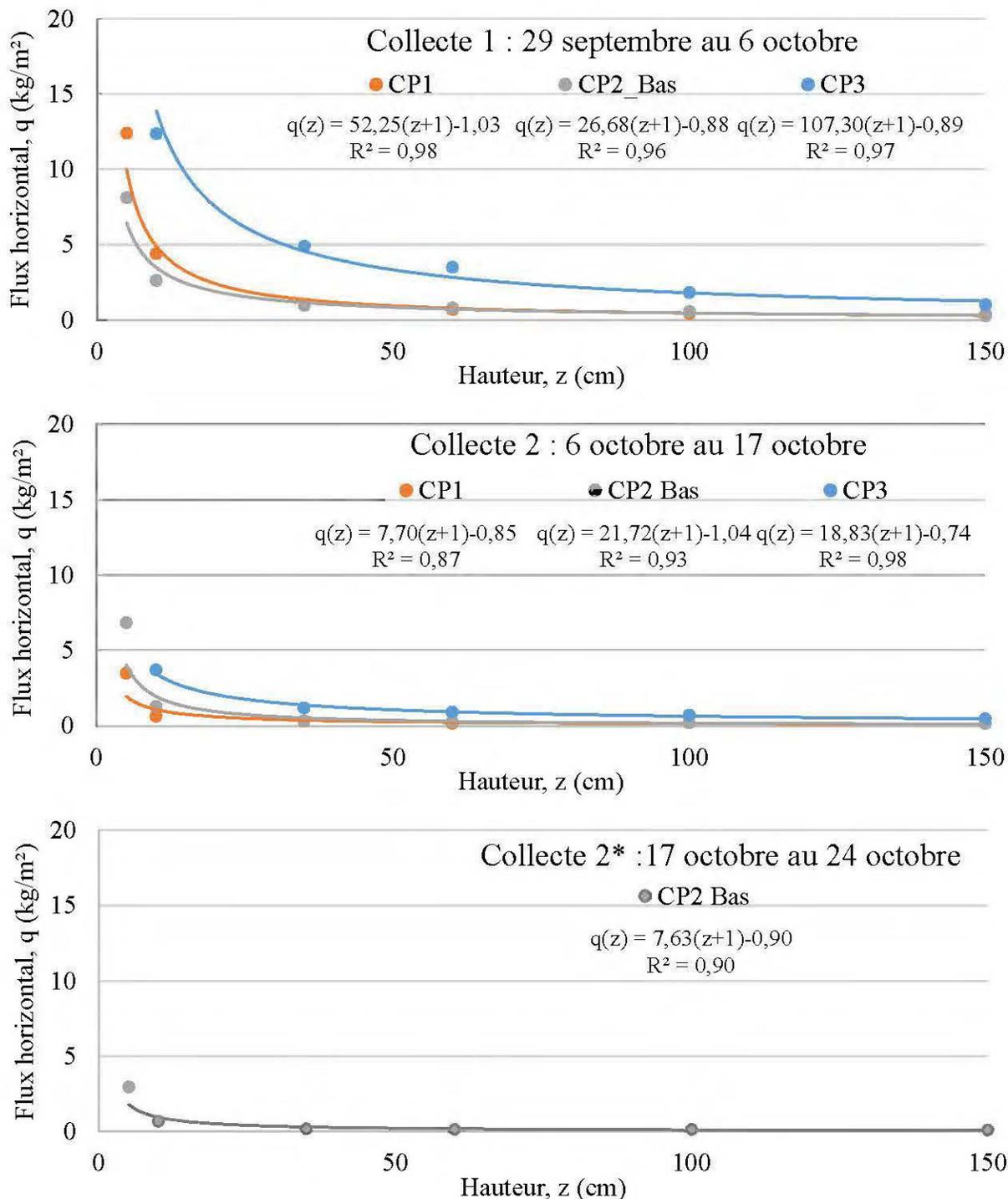


Figure 4.18 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur au-dessus des résidus pour les collectes 1, 2 et 2*.

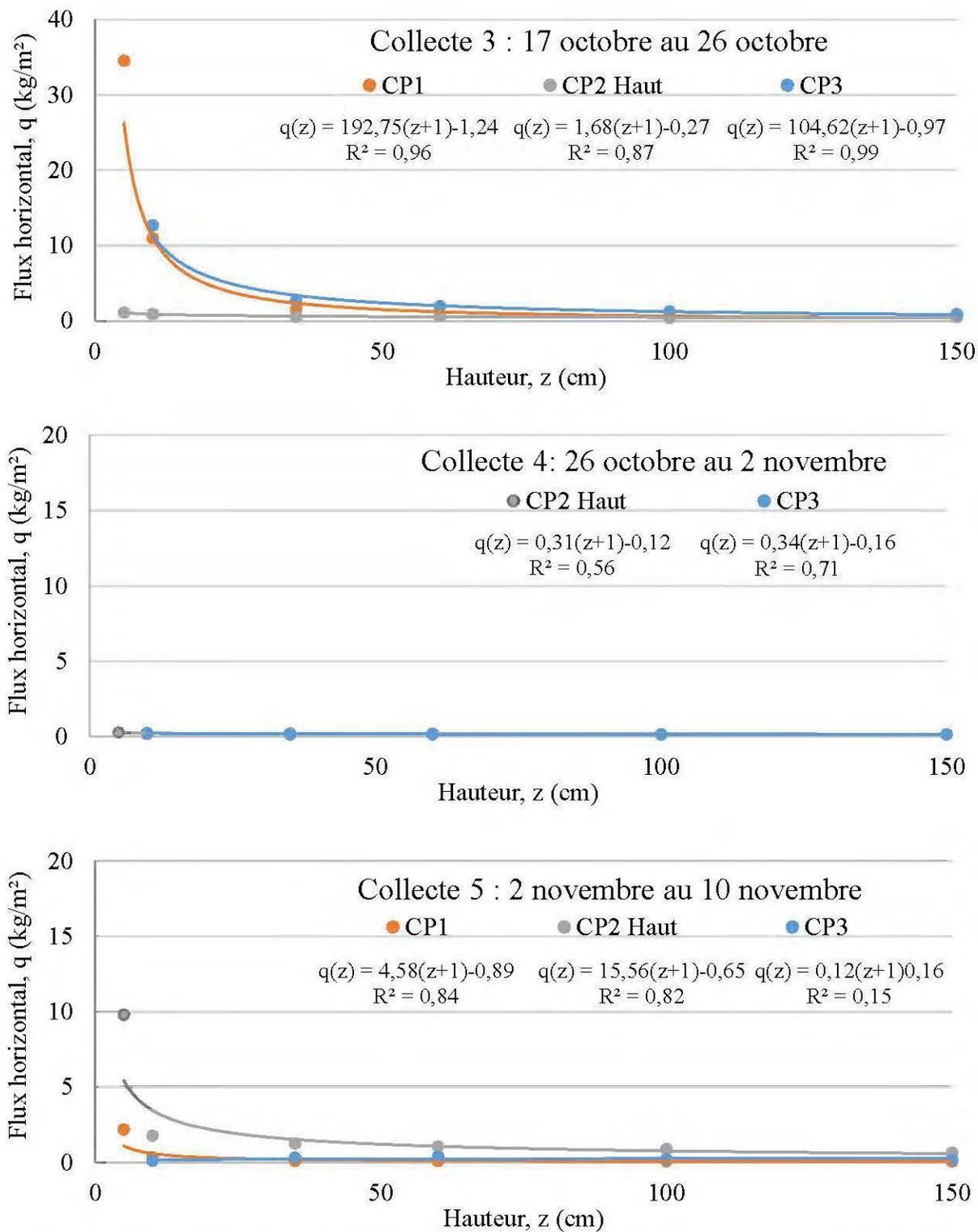


Figure 4.19 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur au-dessus des résidus pour les collectes 3, 4 et 5.

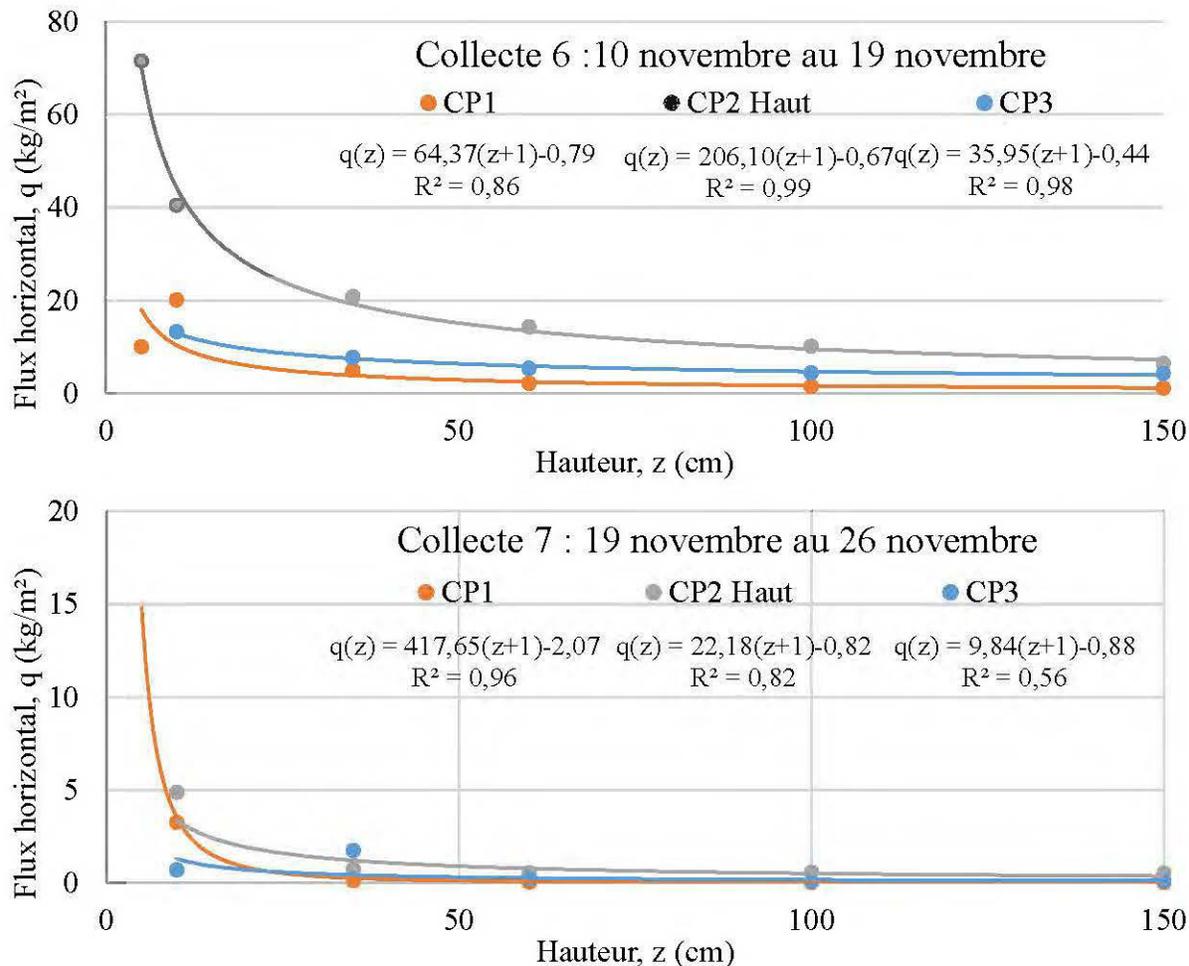


Figure 4.20 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur au-dessus des résidus pour les collectes 6 et 7.

Pour les périodes d'échantillonnage 2, 4, 5 et 7, les flux horizontaux des collecteurs, entre 5 et 35 cm de hauteur, sont compris entre 0 et 5 kg/m². Au-delà, les flux tendent à s'approcher de 0 kg/m². Pendant ces périodes, les résultats montrent également que les particules ont été captées majoritairement en saltation, entre 5 et 35 cm, et très faiblement en suspension au-delà de 35 cm.

Cependant pour les collectes 1, 3 et 6, les flux horizontaux sont plus importants que pour les autres périodes de collecte. Respectivement, ils atteignent au maximum 12, 35 et 75 kg/m², à 5 cm de hauteur, puis décroissent jusqu'à 1 m de hauteur avec des valeurs entre 1 et 10 kg/m². Dans ces cas, les particules semblent avoir été captées pendant la saltation et la suspension.

- Flux horizontaux totaux

En intégrant les distributions des flux horizontaux, grâce à la méthode développée dans la partie 3.2.6, les flux horizontaux totaux des collectes 1, 3 et 6, les plus importantes, ont été calculés.

Le Tableau 4.9 présente les résultats des flux horizontaux ainsi que ceux pour les deux périodes climatiques (humide et *freeze-drying*).

Tableau 4.9 : Flux horizontaux totaux calculés pour les différentes collectes et période de mesure par station sur le site A.

Q (kg/m)	CP2_Bas (5 m)	CP1 (10 m)	CP3 (25 m)	CP2_Haut (30 m)
Collecte 1	1,82	2,45	7,23	
Collecte 3		5,63	5,74	0,86
Collecte 6		5,73	10,00	26,73
Période humide	3,03	2,82	9,16	
Période freeze-drying		15,62	16,73	31,38

Pendant la période expérimentale, les résultats de masses récoltées, les distributions des flux horizontaux et les flux horizontaux totaux des collectes 1, 3 et 6 montrent des évènements de vent émetteurs de particules en saltation et en suspension.

Pour la collecte 1, les flux horizontaux sont de 1,82, 2,45 et 7,23 kg/m au niveau des stations CP2_Bas, CP1 et CP3. Ces résultats confirment que la collecte 1 est associée à un ou plusieurs évènement(s) journalier(s) de vents, dépassant la vitesse de friction seuil et émettant des particules en suspension. Pour les simulations numériques, les données des 4 et 5 octobre seront utilisées. Pour la collecte 3, les flux horizontaux sont compris entre 0,86 et 5,74 kg/m et peuvent être associés à l'évènement du 18 octobre. Quant à la collecte 6, les flux sont respectivement de 5,73, 10 et 26,72 kg/m au niveau des stations CP1, CP3 et CP2_Haut. Les résultats de cette collecte ont été associés aux évènements des 11, 13, 14 et 17 novembre 2018.

D'autre part, les flux horizontaux ont été recalculés pour la période humide et correspondent à l'ensemble des particules, par hauteur et par station, captées du 29 septembre au 17 octobre 2018. La période de freeze-drying correspond aux collectes du 26 octobre au 26 novembre 2018. L'intérêt de calculer les flux horizontaux totaux sur les deux périodes (humide et freeze-drying) est de comparer les deux saisons de collecte ainsi que les variations avec l'élévation du parc. La Figure 4.21 présente les flux horizontaux (kg/m) en fonction de la hauteur du parc (m). Les stations

CP2_Bas, CP1, CP3 et CP2_Haut se situaient respectivement à 5, 10, 25 et 30 mètres d'élévation par rapport à la base du parc à résidus.

Les courbes de tendances des deux saisons montrent des flux horizontaux en augmentation, dépendamment de la hauteur du parc. Pour la saison humide, les flux passent de 3 à 9 kg/m de largeur, entre 5 et 25 m de hauteur et d'environ 15 à 35 kg/m de largeur, entre 5 et 30 m de hauteur, pour la saison de *freeze-drying*. A noter que la station CP2_Haut se trouvait sur le haut du parc, sur une des zones les plus exposées au vent et dépourvue de barrières.

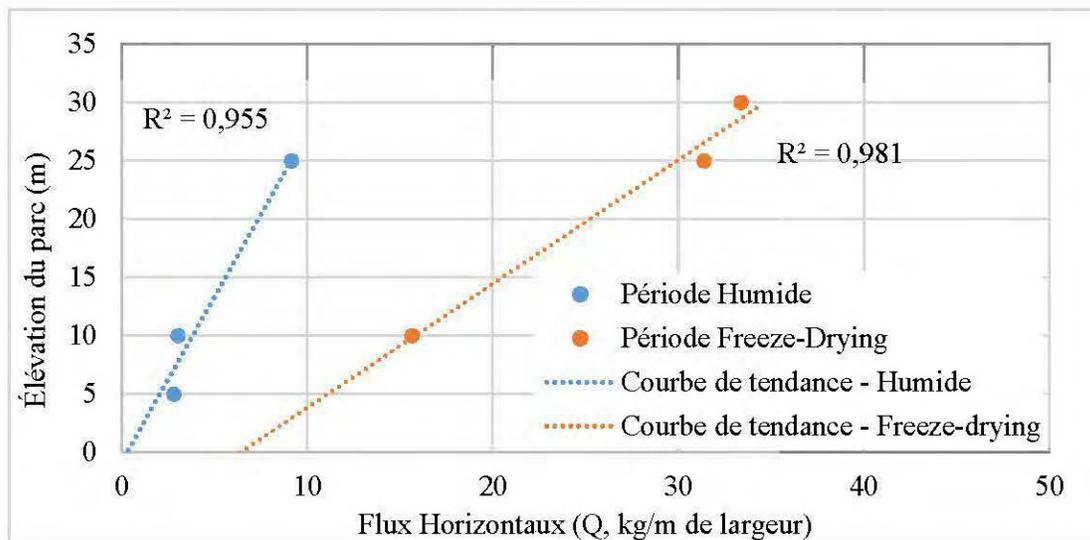


Figure 4.21 : Graphique illustrant les différents flux horizontaux (kg/m de largeur) en fonction de l'élévation du parc par rapport à sa base.

Pour rappel, les collectes 1, 2, 3, 6 et 7 sont susceptibles d'avoir capté des poussières en se basant sur les données météorologiques. Les flux horizontaux totaux, associées aux collectes 1,3 et 6, confirment, qu'un ou plusieurs évènements journaliers de vents, ont permis l'érosion éolienne.

En théorie, la collecte 1 serait associée à l'évènement du 5 octobre 2018, la collecte 3 avec le 18 octobre 2018 et la collecte 6 avec les 11, 13, 14 et 17 novembre 2018. Ces jours seront ainsi sélectionnés pour la modélisation numérique avec le modèle SWEEP.

4.5.2.2 Site C

- Masses collectées

Comme pour le site A, les masses collectées sur le site C, au cours des 2 périodes d'échantillonnage, sont présentées sur la Figure 4.22.

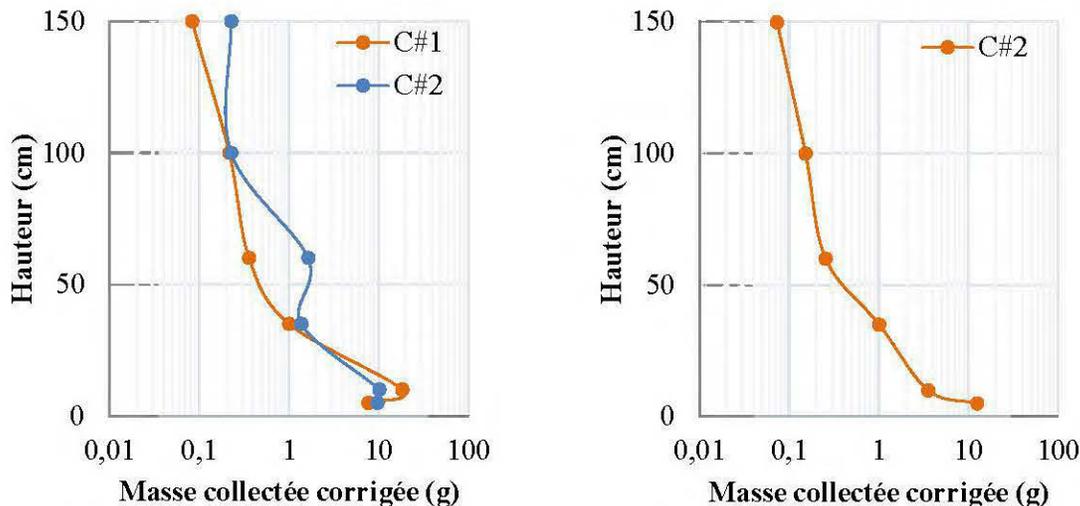


Figure 4.22 : Distribution des masses collectées sur le site C pour les collectes 1, du 22 août au 13 septembre (à gauche), et 2, du 20 septembre au 15 octobre (à droite).

Les masses collectées au niveau de la station C#1 sont relativement semblables pour les deux périodes d'échantillonnage, avec des masses passant de la dizaine de gramme au gramme entre 5 et 10 cm de hauteur. Au-delà de 35 cm, les masses diminuent et passent de l'ordre du dixième de gramme au centième de gramme. Pour la station C#2, la masse collectée passe d'environ 10 g à 1,5 g entre 5 et 60 cm de hauteur puis décroît jusqu'à 0,2 g à 150 cm de hauteur.

- Distribution des flux horizontaux

La Figure 4.23 présente la distribution des flux horizontaux, q en kg/m^2 , en fonction de la hauteur des collecteurs ainsi que les courbes de tendances associées à ces flux. Ces derniers ont été obtenus grâce aux équations (3.6) et (3.7) de la partie 3.2.6.

Pendant la période correspondant à la collecte 1, les flux horizontaux, au niveau des stations C#1 et C#2, atteignent respectivement 33 et 61 kg/m^2 entre 5 et 10 cm de hauteur. Au-delà, les flux sont semblables et compris entre 1 et 1,5 kg/m^2 . Ensuite, ils tendent à s'approcher de 0 kg/m^2 pour les hauteurs 60, 100 et 150 cm. La même tendance est observée pour la collecte 2, avec un flux horizontal passant de 42 à 12 kg/m^2 entre 5 et 10 cm de hauteur puis tendant vers 0 kg/m^2 au-delà de 35 cm de hauteur.

Pendant ces périodes, les résultats montrent que la majorité des particules ont été captées entre 5 et 10 cm de hauteur et très peu ont été collectées à partir, et au-delà, de 35 cm de hauteur. Il est ainsi possible d'émettre l'hypothèse que les particules collectées entre 5 et 10 cm ont été collectées

pendant la saltation et la suspension et celles, au-delà de 35 cm, lors de la suspension des résidus miniers uniquement.

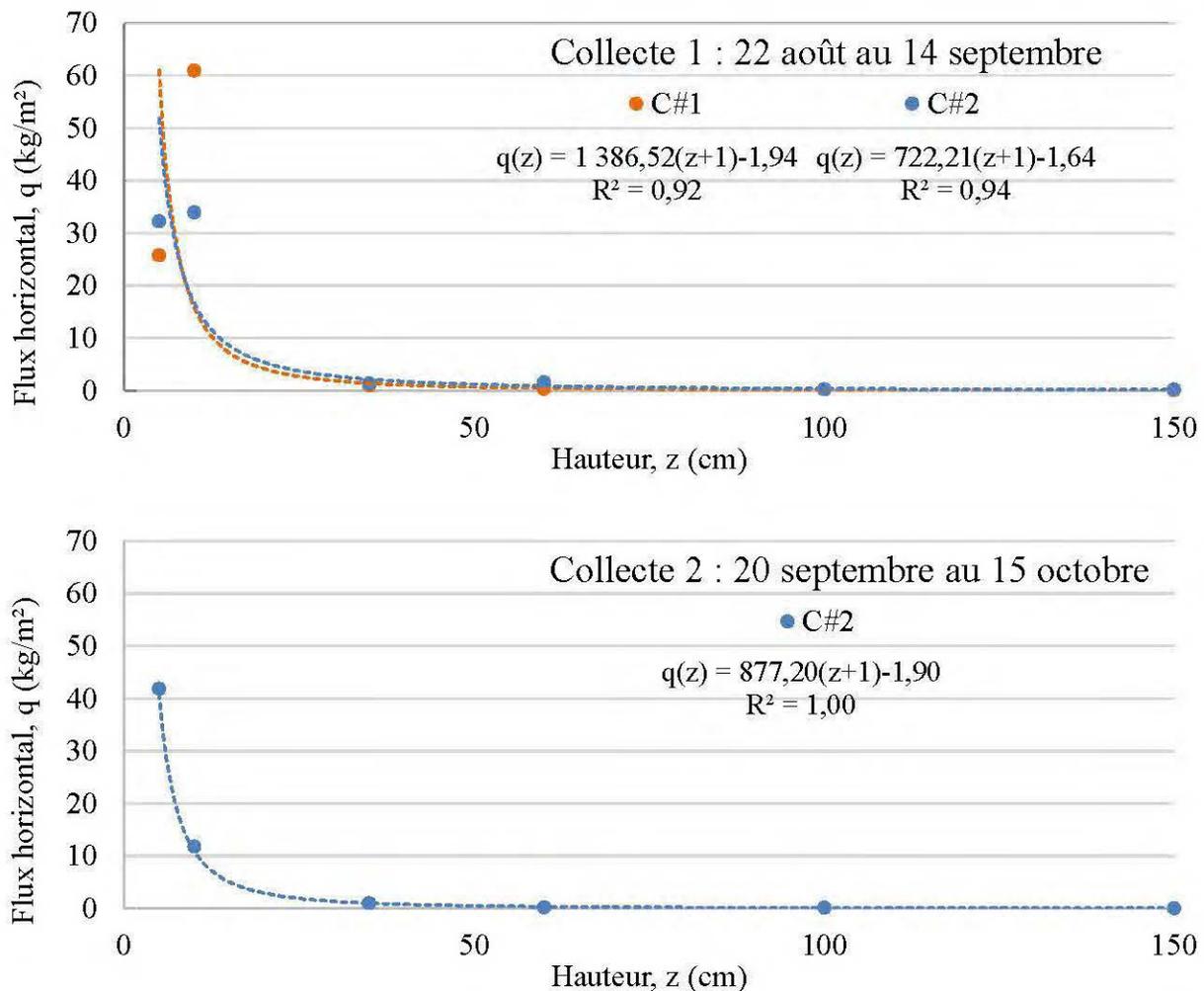


Figure 4.23 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur pour les collectes 1 et 2.

- Flux horizontaux totaux

Grâce à la méthode développée dans la partie 3.2.6, les flux horizontaux totaux, de chaque collecte et de chaque station ont été calculés et sont présentés dans le tableau Tableau 4.10.

Tableau 4.10 : Flux horizontaux totaux des deux collectes par station pour le site C.

Q (kg/m)	C#1	C#2
Collecte 1	10,89	14,62
Collecte 2	9,61	-

Pour rappel, les deux collectes sont susceptibles d'avoir capté des poussières en se basant sur les données météorologiques (voir 4.5.1.2). Les résultats de masses récoltées, la distribution des flux horizontaux et des flux horizontaux totaux, des deux périodes d'échantillonnage, montrent des événements de vent principalement émetteurs de particules en saltation et très faiblement émetteurs de particules en suspension. Il est donc possible de supposer que les conditions météorologiques et du terrain, pendant la période expérimentale, ne permettaient pas la mise en suspension des résidus miniers. En effet, les deux collectes se sont étendues sur la fin de la saison estivale humide.

Néanmoins, il est possible de simuler numériquement, avec le modèle SWEEP, un ou plusieurs événements journaliers de vents, dépassant la vitesse de friction seuil. En théorie, la collecte 1 serait associée à l'évènement du 12 septembre. Cet évènement sera ainsi sélectionné pour la modélisation numérique avec le modèle SWEEP.

Pendant la période de collecte 2, les précipitations sont trop importantes et régulières pour pouvoir sélectionner un évènement journalier de vent. Par exemple, lors des forts épisodes venteux du 21 septembre et du 4 octobre, les précipitations sont respectivement de 13,5 et 11,6 mm.

4.5.2.3 Site D

- Masses collectées

Comme pour les sites A et C, les masses collectées sur le site D au cours de 2 périodes d'échantillonnage sont présentées sur la Figure 4.24.

Du 9 août au 13 septembre, les masses collectées au niveau des stations D#1 et D#2 suivent la même tendance, avec des masses passant de plusieurs grammes au gramme, entre 5 et 10 cm de hauteur. Au-delà de 10 cm, les masses sont constantes et de l'ordre du dixième de gramme. De plus, la station D#2 a récolté davantage de particules sur la même période entre 5 et 10 cm. Ceci peut s'expliquer par des directions de vents préférentielles soufflant vers l'Est et le Sud-Est.

Du 13 septembre au 10 novembre, les quantités de particules collectées au niveau des deux stations se trouvent entre 1 et 10 g. A noter que lors de la récolte de la station D#1, l'entrée des collecteurs à 5 et 10 cm fut bouchée par un mélange de neige et de résidus miniers. Les masses de ces collecteurs sont peut-être sous-estimées.

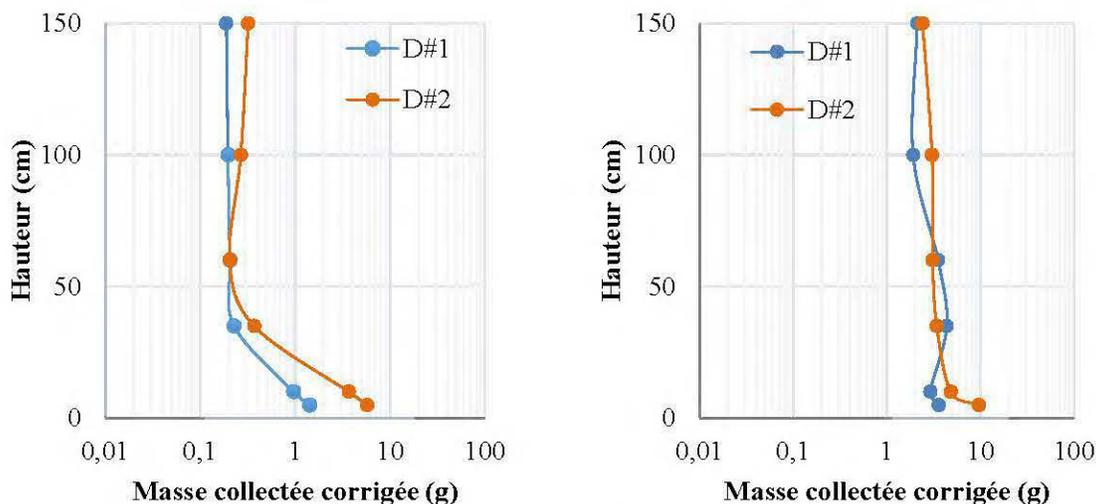


Figure 4.24 : Distribution des masses collectées sur le site D pour les collectes 1, du 09 août au 13 septembre (à gauche), et 2, du 13 septembre au 10 novembre (à droite).

- Distribution des flux horizontaux

Les Figures 4.25 et 4.26 présente la distribution des flux horizontaux, q en kg/m^2 , en fonction de la hauteur des collecteurs ainsi que les courbes de tendances associées à ces flux. Ces derniers ont été obtenus grâce aux équations (3.6) et (3.7) de la partie 3.2.6.

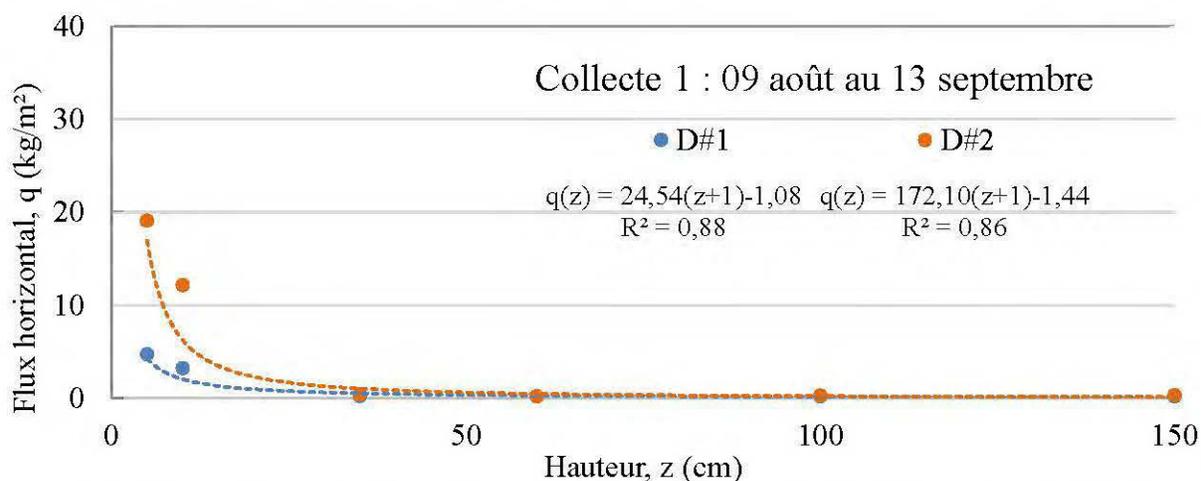


Figure 4.25 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur pour la collecte 1.

Pendant la période correspondant à la collecte 1, les flux horizontaux, au niveau des stations D#1 et D#2, atteignent respectivement 4 et 19 kg/m^2 entre 5 et 10 cm de hauteur. Au-delà, les flux sont semblables et tendent à s'approcher de 0 kg/m^2 , pour les hauteurs 35, 60, 100 et 150 cm.

Une tendance différente est observée pour la collecte 2 (Figure 4.26). Les flux horizontaux de D#1 et D#2 passent respectivement de 32 à 16 et 11 à 9 kg/m² entre 5 et 10 cm de hauteur. À partir de 35 cm de hauteur, les flux atteignent un palier à 3 kg/m² jusqu'en haut des stations.

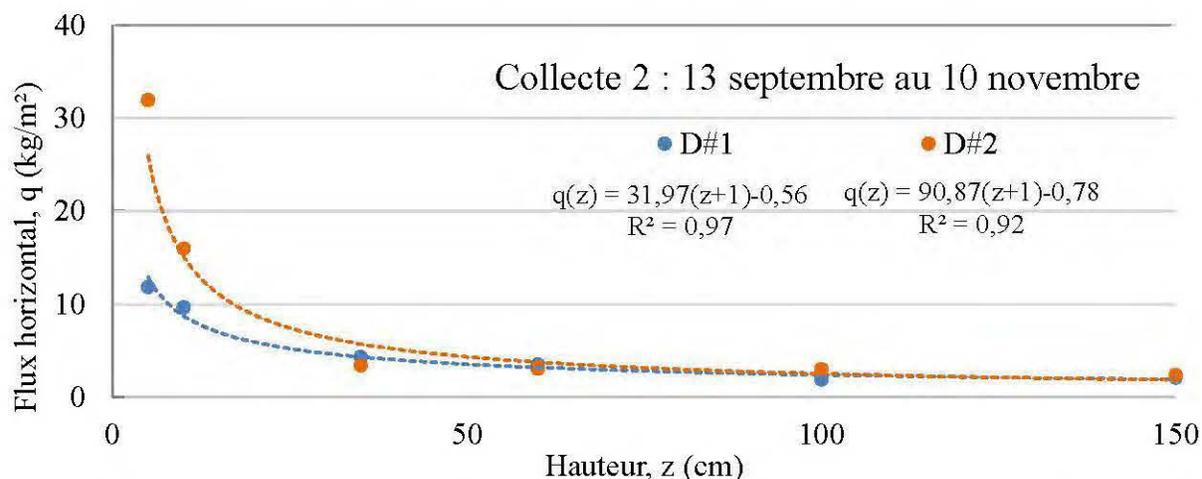


Figure 4.26 : Distribution des flux horizontaux en fonction de la hauteur pour les collectes 1 et 2.

Pendant la première période, les résultats montrent que la majorité des particules ont été captées entre 5 et 10 cm de hauteur et très peu ont été collectées à partir et au-delà de 35 cm de hauteur. La même hypothèse que pour le site C peut être de nouveau formulée dans ce cas. C'est-à-dire que les particules captées entre 5 et 10 cm correspondent aux particules en saltation et en suspension, au-delà de 10 cm, en suspension uniquement. Pour la seconde période d'échantillonnage, les flux montrent de plus importantes émissions de poussières, notamment au-delà 35 cm, et peuvent résulter de conditions climatiques (vitesse du vent, température, gel...) permettant la mise en suspension des particules. Entre 5 et 35 cm, il s'agirait des particules en saltation et en suspension ; au-delà uniquement les particules en suspension auraient été captées.

- Flux horizontaux totaux

En intégrant les distributions des flux horizontaux, grâce à la méthode développée dans la partie 3.2.6, les flux horizontaux totaux de chaque collecte et de chaque station ont été calculés et sont présentés dans le Tableau 4.11.

Tableau 4.11 : Flux horizontaux totaux des deux collectes par stations pour le site D.

Q (kg/m)	D#1	D#2
Collecte 1	1,02	3,48
Collecte 2	5,81	8,36

Pour rappel, les deux collectes sont susceptibles d'avoir capté des poussières en se basant sur les données météorologiques (voir 4.5.1.3). Pour la collecte 1, les résultats de masses récoltées et de flux horizontaux de cette période d'échantillonnage montrent des événements de vent principalement émetteurs de particules en saltation et très faiblement émetteurs de particules en suspension. Comme observé sur le site C, la supposition des conditions météorologiques et de terrain (saison estivale humide), ne permettant pas la mise en suspension des résidus miniers, peut être faite. Pour cela, les données du 10 septembre sont utilisées, où les vents étaient puissants et sans précipitations depuis 10 jours (sècheresse).

Pour la seconde collecte, les résultats montrent des flux horizontaux de 5,81 et 8,36 kg/m, au niveau des stations D#1 et D#2. Ces résultats confirment que la collecte 2 est associée à un ou plusieurs événements journaliers de vents, dépassant la vitesse de friction seuil et émettant des particules en suspension. Pour les simulations numériques, les données du 3 et du 10 novembre seront utilisées. En effet, il s'agit d'événements majeurs de vent, sans précipitations et pendant la période de freeze-drying. De plus, l'événement du 10 novembre a été vu in-situ.

4.6 Modélisations numériques

La section suivante présente les résultats obtenus grâce au modèle SWEEP. Tout d'abord, seront développées les modélisations numériques calibrées, pour les jours sélectionnés au niveau des 3 sites expérimentaux. Ces jours ont été déterminés à partir de l'analyse des résultats de terrain et des conditions météorologiques (partie 4.5). Ensuite, les vitesses de friction seuil estimées, après le calibrage du modèle, seront présentées pour les deux saisons (humide et *freeze-drying*), pour les différents sites. Pour finir, une estimation des quantités, sortant des parcs à résidus, sera faite pour la période expérimentale.

4.6.1 Site A

4.6.1.1 Modèle numérique

Le parc à résidus du site A, forme un relief positif et présente plusieurs barrières au vent en son sein et dans ses alentours. Celles-ci ont été représentées sous forme de rectangle pour pouvoir être intégrées au modèle SWEEP. La Figure 4.26 présente le modèle numérique SWEEP du site A.

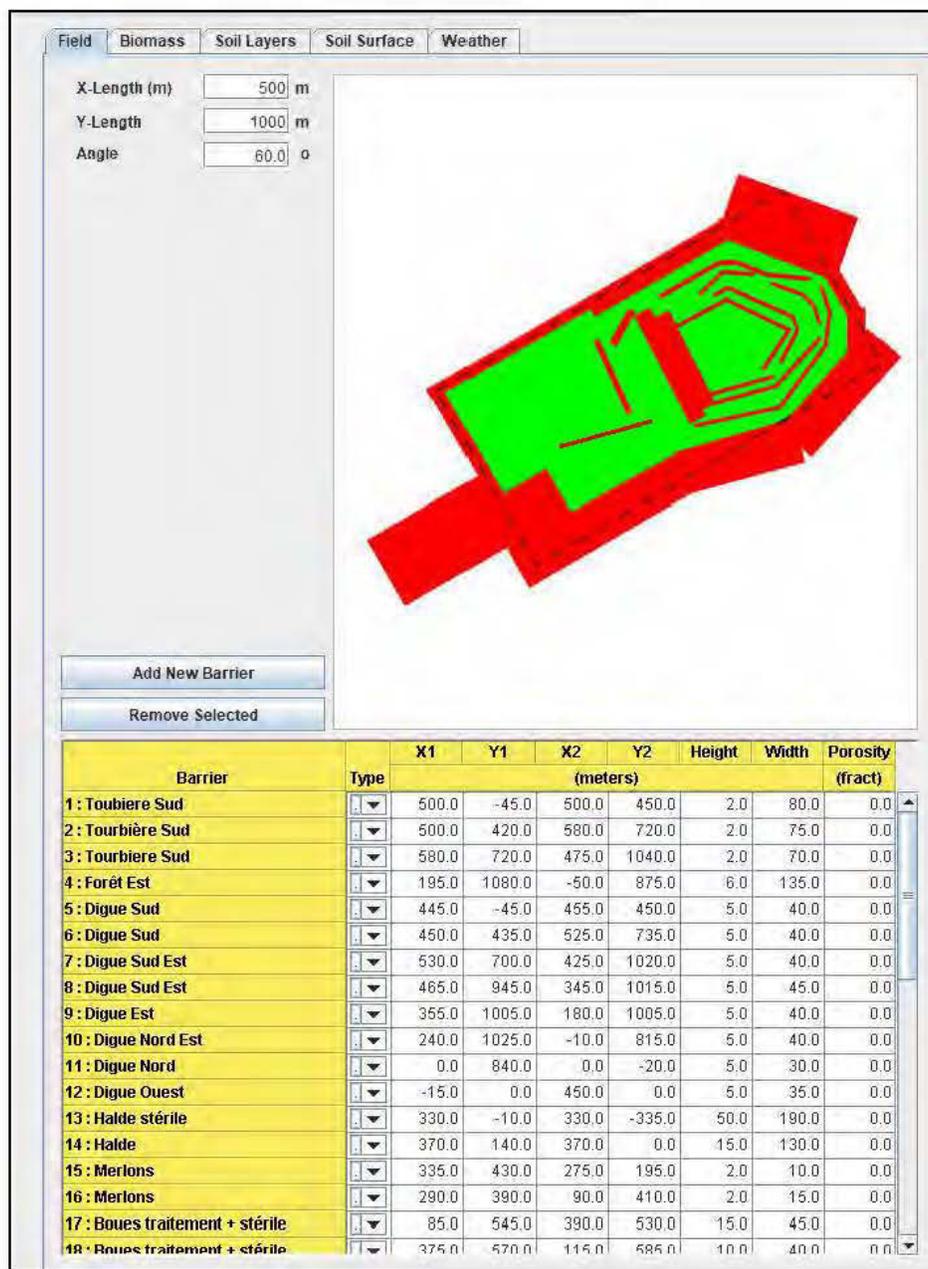


Figure 4.27 : Modèle numérique du site A présentant les barrières (en rouge) et les résidus miniers (en vert).

Les principales barrières rencontrées aux alentours de la zone d'étude sont des infrastructures minières (routes, chemins d'accès, haldes à stériles et digues de confinement des résidus) et de la végétation rase (conifères et tourbières). Les digues mesurent environ 5 m de hauteur et leur largeur varie selon la localisation. À l'intérieur du parc, les barrières sont essentiellement des merlons de stériles. Ainsi, le modèle SWEEP modélise l'érosion éolienne uniquement sur l'encadré rouge, tout en prenant en compte l'effet des barrières, à la fois sur la vitesse et sur la direction du vent.

4.6.1.2 Évènements journaliers

Pendant la période expérimentale, un seul évènement de vent a pu être identifié comme impliquant l'érosion éolienne pendant la période humide. Il s'agit du 05 octobre 2018. La Figure 4.28 présente le résultat de la modélisation avec le modèle SWEEP.

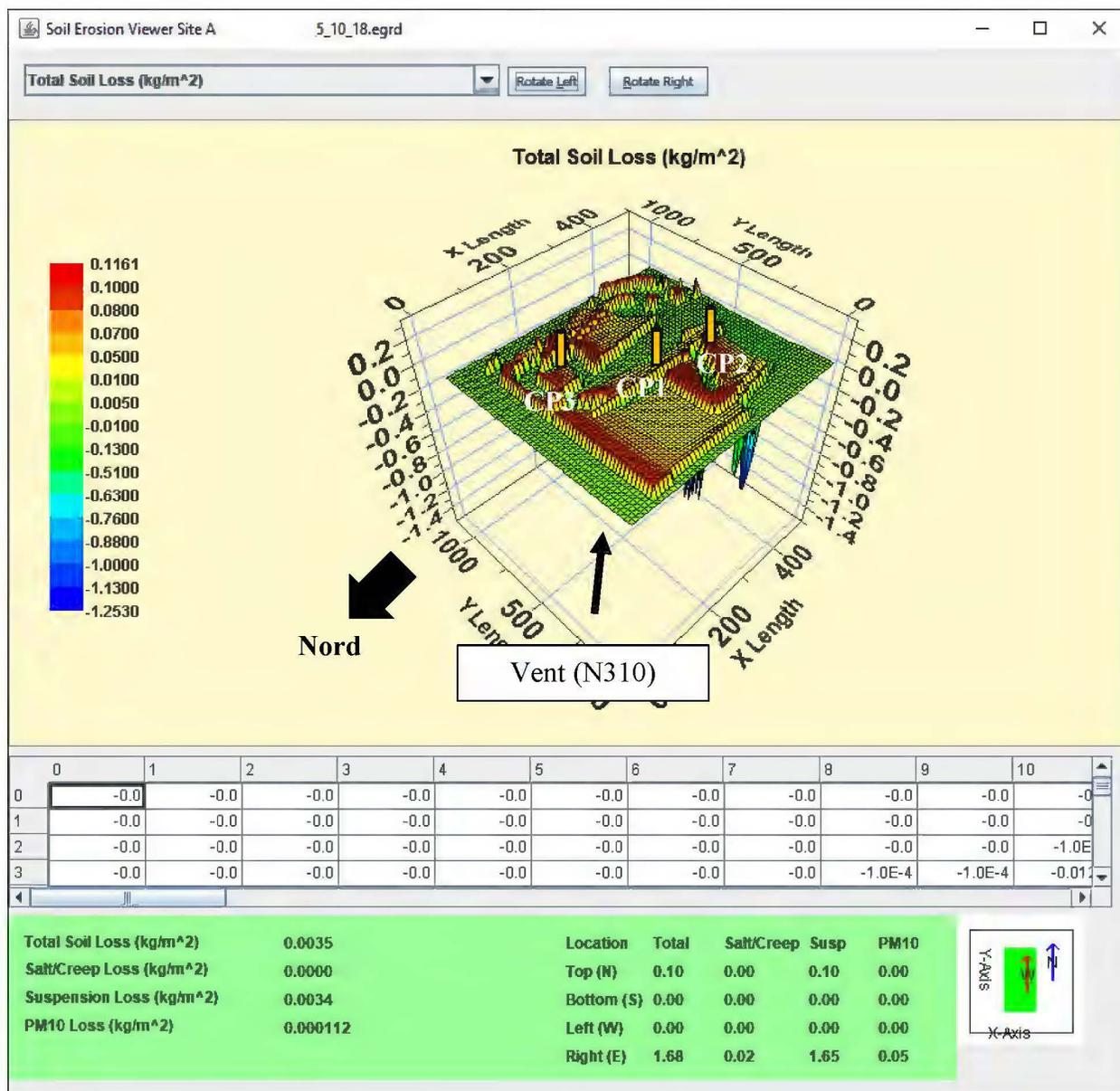


Figure 4.28 : Résultats de la modélisation du 5 octobre 2018.

Pour la collecte 3, l'évènement de vents importants est survenu le 18 octobre 2018. La Figure 4.29 présente les résultats de la modélisation SWEEP.

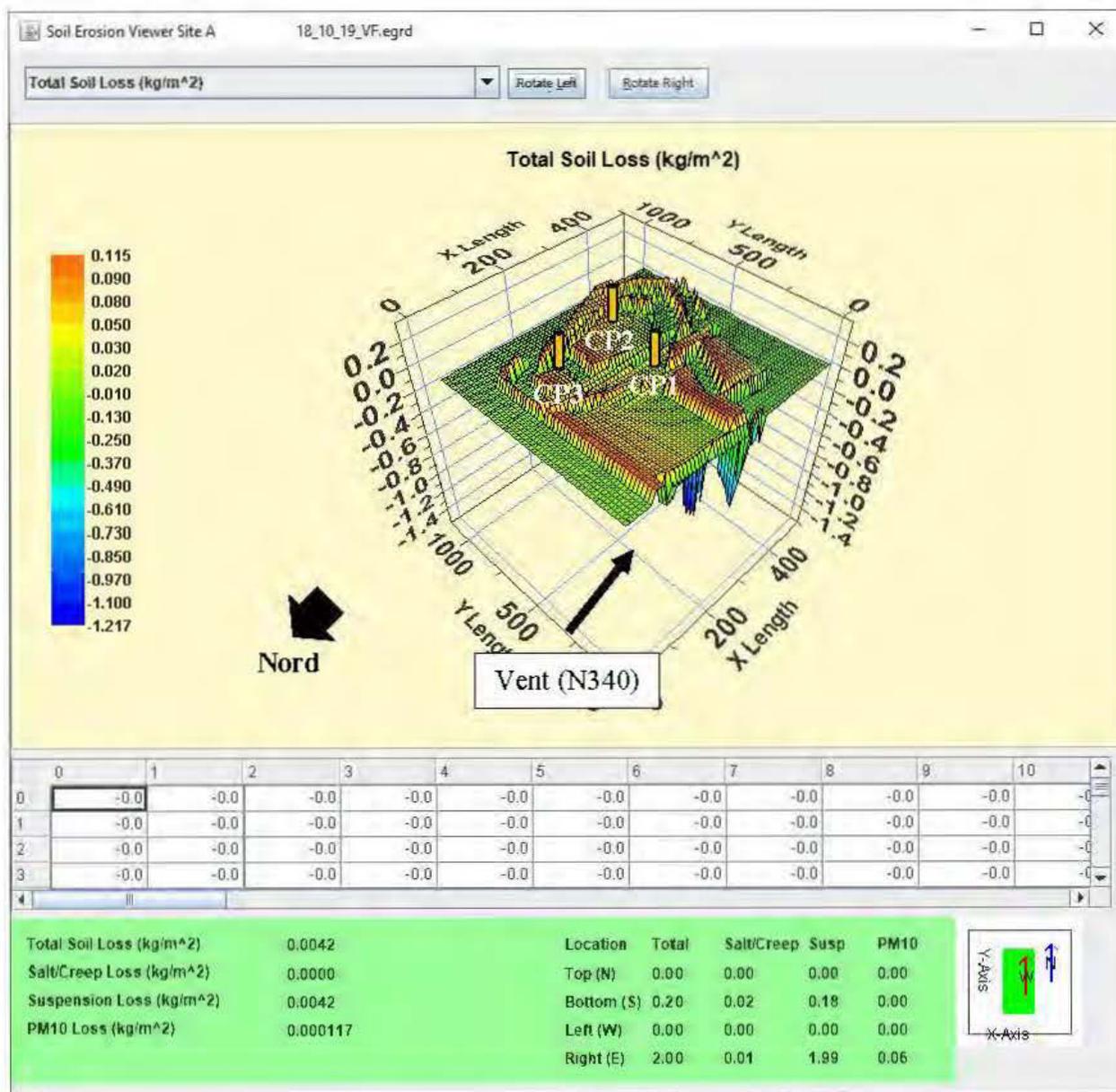


Figure 4.29 : Résultats de la modélisation du 18 octobre 2018.

Enfin, pour la collecte 6, les événements captés correspondent aux 11, 14 et 17 novembre 2018, pendant la période de *freeze-drying*. La Figure 4.30 présente la modélisation de ces trois jours combinés.

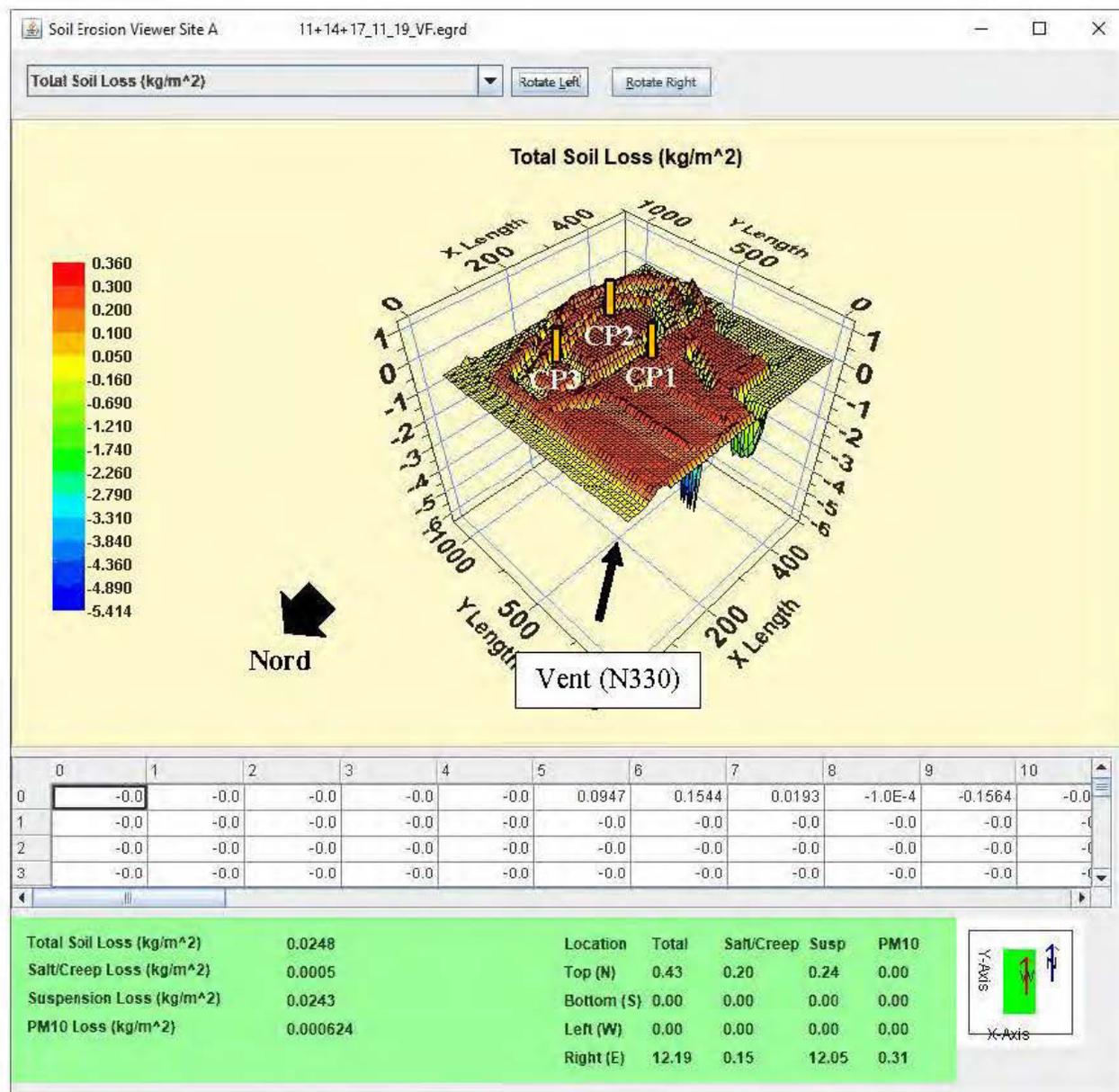


Figure 4.30 : Résultats de la modélisation des 11, 14 et 17 novembre 2018.

Pendant ces événements, la perte de sol totale moyenne sur le site A est estimée à 0,025 kg/m², dont 0,001 kg/m² en saltation et 0,024 kg/m² en suspension. Le modèle SWEEP estime les quantités sortantes de la zone modélisée à 25 kg (à l'Est) et à 720 kg (au Sud). Au total, la quantité de résidus sortant des limites du parc, pour ces événements, est estimée à 745 kg, soit environ 0,7 tonnes.

Tableau 4.12 : Tableau des caractéristiques, paramètres et résultats des événements simulés pour le site A.

Période d'échantillonnage	Date	Heures*	Direction du vent	Température (°C)	GMD (mm)	GSD (mm.mm ⁻¹)	Stabilité des agrégats (ln(J/kg))	Vitesse du vent			Distance en amont de la station	Perte de sol			
								Seuil	Moyenne	Maximale		Mesurée	Simulée		
												Totale**	Totale	Reptation et Saltation	Suspension
								m/s				m		kg/m ²	
1	5-Oct-18	7	310	0	0,9	15	4,5	9	7,7	9,77	30 (CP2_Bas)	0,082	0,084	0,065	0,019
											80 (CP1)	0,023	0,030	0,022	0,008
											90 (CP3)	0,080	0,081	0,063	0,018
3	18-Oct-18	1	340	-4,5	0,7	15	4,5	9	6,52	8,96	95 (CP1)	0,056	0,042	0,030	0,012
											55 (CP3)	0,104	0,096	0,072	0,024
											35 (CP2_Haut)	0,025	0,072	0,053	0,018
6	11-nov-18	1	0	-6	0,7	15	4,5	9	7,0	9,00	90 (CP1)	0,064	0,205	0,139	0,066
	14-nov-18	3	310	-11					6,33	10,5	40 (CP3)	0,250	0,272	0,200	0,072
	17-nov-18	1	320	-9					6,0	9,0	130 (CP2_Haut)	0,206	0,200	0,142	0,058

* Nombres d'heures où la vitesse du vent est supérieure à la vitesse de friction seuil.

** Perte de sol (kg/m²), calculée en divisant le flux horizontal (Q, kg/m) par la distance en amont de la station (m).

Le Tableau 4.12 présente les conditions de chaque évènement sélectionné, les résultats des mesures de terrain ainsi que ceux des modélisations. Sur la période expérimentale, les vitesses de vent ont dépassé la vitesse de friction seuil pendant plus de 60 heures et par conséquent, ont entraîné les mécanismes de l'érosion éolienne. Les pertes de sol ont été calculées en divisant les flux horizontaux totaux par la distance soumise au vent, en amont des stations de collecte.

Pour la période humide, les résultats de terrain de la collecte 1 montrent des pertes de sol totales de 0,082 (CP2_Bas), 0,023 (CP1) et 0,080 kg/m² (CP3). Entre le bas et le haut du parc, les pertes de sol en suspension sont respectivement comprises entre 0,022 et 0,044 kg/m² (bas du parc), et de 0,057 kg/m² (haut du parc). Pour la période de *freeze-drying*, la collecte 3 montre des pertes de sol totales mesurées à 0,056 kg/m² (CP1), à 0,025 (CP2_Haut) et à 0,104 kg/m² (CP3). La collecte 6 montre des pertes de sol totales mesurées à 0,064 kg/m² (CP1), à 0,206 (CP2_Haut) et à 0,250 kg/m² (CP3).

Concernant les modélisations numériques, les paramètres GMD et GSD ont été ajustés pour la période humide, respectivement à 0,7 mm et 15 mm.mm⁻¹, et pour la période de *freeze-drying*, respectivement à 0,9 mm et 15 mm.mm⁻¹. La stabilité des agrégats a été définie à 4,5 ln(J/kg).

En utilisant ces calibrages, les pertes de sol totales estimées par le modèle SWEEP sont relativement proches des mesures de terrain. Pour la collecte 1, les pertes de sol totales simulées sont de 0,084 (CP2_Bas), 0,030 (CP1) et 0,081 kg/m² (CP3). Pour la collecte 3, les pertes de sol totales simulées sont de 0,042 (CP1), 0,072 (CP3) et 0,053 kg/m² (CP2_Haut). Pour la collecte 6, les pertes de sol totales simulées sont de 0,064 (CP1), 0,250 (CP3) et 0,200 kg/m² (CP2_Haut). La même lecture peut être faite avec les pertes de sol en saltation et en suspension.

Également, les résultats des simulations numériques montrent des pertes de sol en saltation largement supérieures aux pertes de sol en suspension. En moyenne, le modèle calibré considère les pertes de sol en saltation trois fois plus importantes que celles en suspension.

De plus, les modélisations numériques montrent un certain contrôle de l'érosion éolienne sur la partie haute du parc à résidus (à l'Est du modèle), du fait de la présence de merlons de sécurité en bordure des chemins de transport. Ces merlons fonctionnent comme des barrières au vent qui dévient le profil du vent et bloquent les particules en saltation et en suspension. C'est pourquoi des zones de cumul de résidus sont représentées par des valeurs négatives de perte de sol. Sur la partie basse, le modèle numérique montre une zone avec moins de contrôle du vent.

4.6.2 Site C

4.6.2.1 Modèle numérique

Comme pour le site A, le site C présente plusieurs barrières au vent dans ses alentours, notamment une zone de rétention d'eau sur la partie Nord-Est du parc. Les principales barrières rencontrées sur la zone d'étude sont des infrastructures minières, telles que des routes, des chemins d'accès et des digues de confinement des résidus. Les digues mesurent environ 3 m de hauteur et leur largeur varie selon la localisation. De plus, la zone d'eau présente au centre du parc a été dessinée à partir des observations de terrain. La Figure 4.31 présente le modèle numérique SWEEP pour le site C.

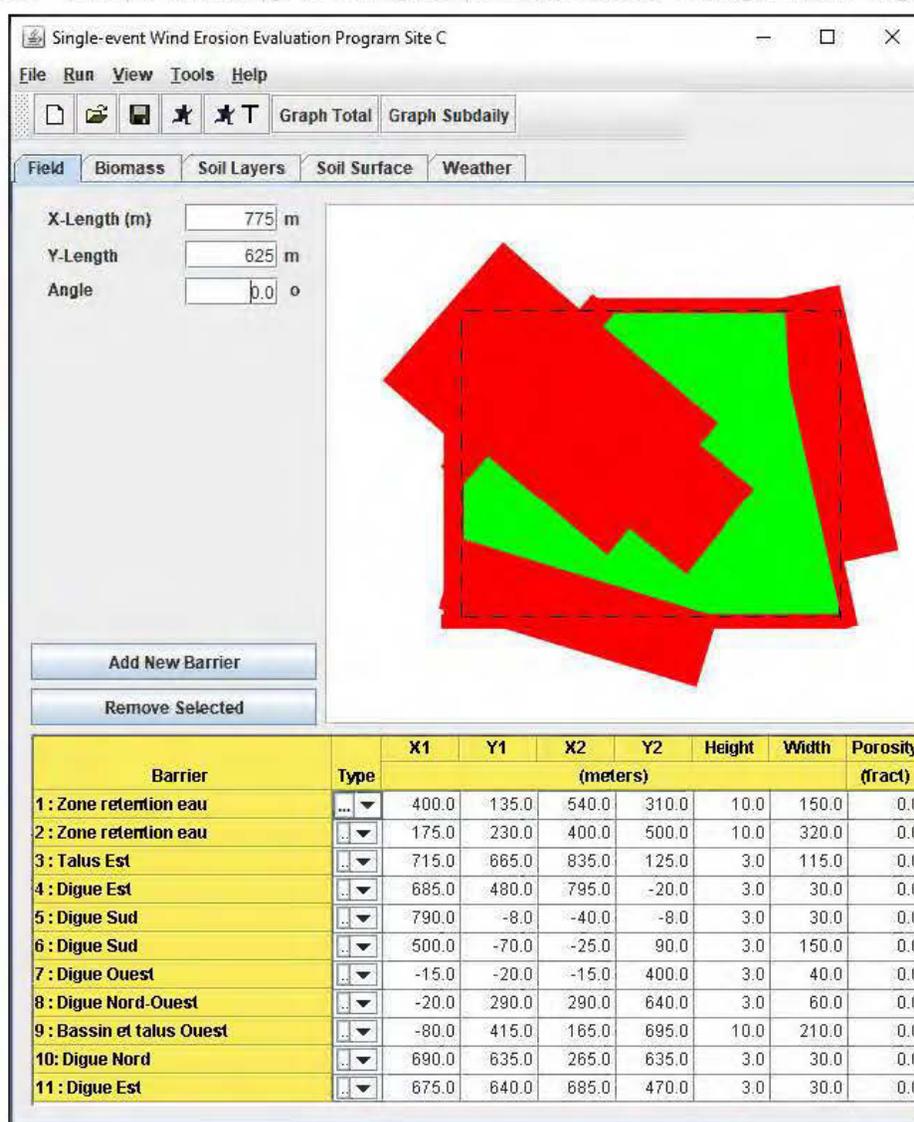


Figure 4.31 : Modèle numérique du site C présentant les barrières (en rouge) et les résidus miniers (en vert).

4.6.2.2 Évènements journaliers

Pendant la période expérimentale, les précipitations ont rendu le parc à résidus très humide où la surface des résidus était trempée. Un seul évènement de vent a pu être identifié comme impliquant l'érosion éolienne. Il s'agit de l'évènement du 12 septembre 2018, associé à la collecte 1. La Figure 4.32 présente le résultat de la modélisation avec le modèle SWEEP.

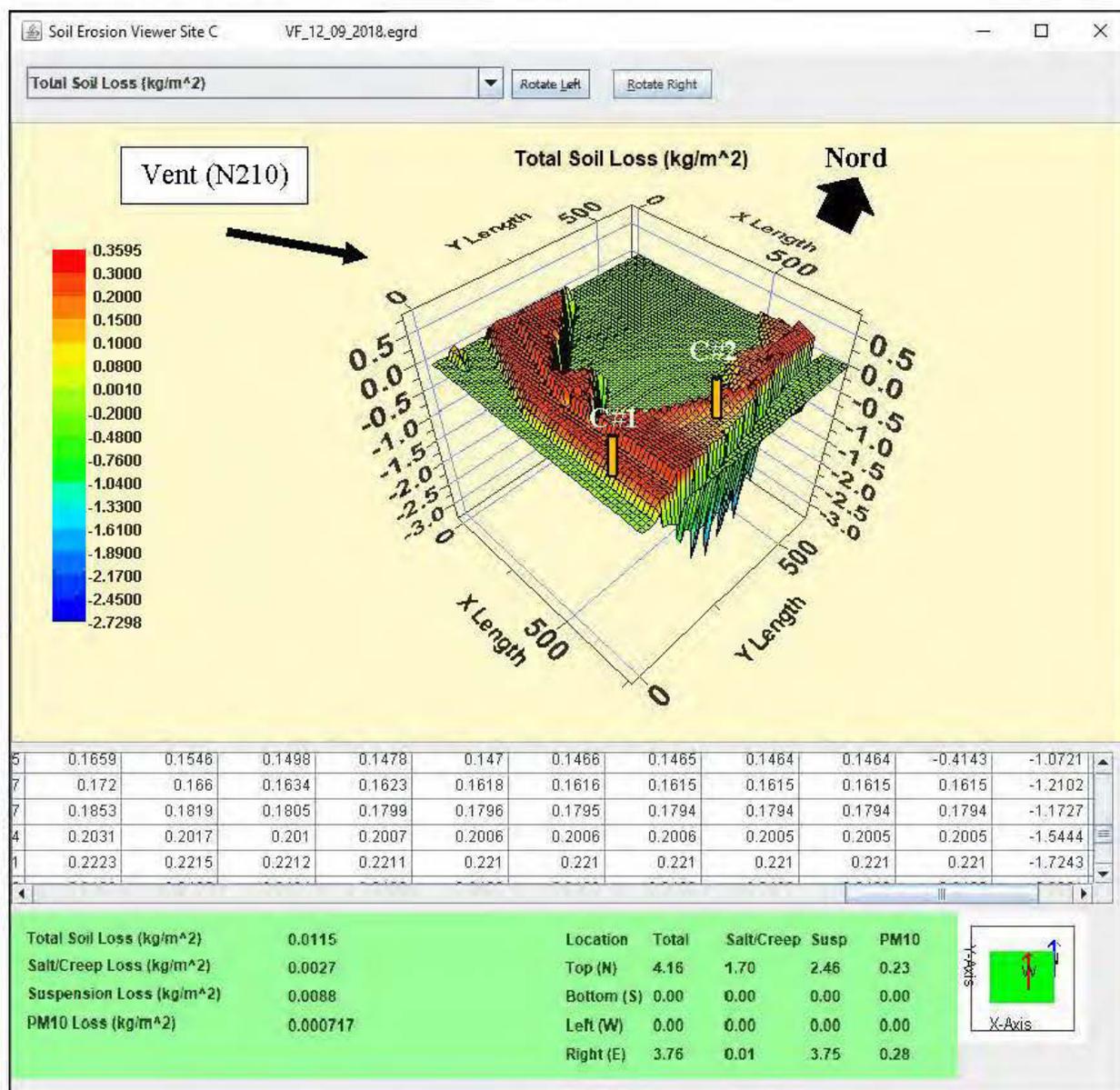


Figure 4.32 : Résultats de la modélisation du 12 septembre 2018.

Le Tableau 4.13 présente les caractéristiques de l'évènement simulé ainsi que les différents résultats de collecte de poussières et de simulation numérique.

Tableau 4.13 : Tableau des caractéristiques, paramètres et résultats de l'évènement simulé pour le site C.

Période d'échantillonnage	Date	Heures*	Direction du vent	Température (°C)	GMD (mm)	GSD (mm.mm ⁻¹)	Stabilité des agrégats (ln(J/kg))	Vitesse du vent			Distance en amont de la station	Perte de sol			
								Seuil	Moyenne	Maximale		Mesurée**	Simulée		
												Totale	Totale	Reptation et Saltation	Suspension
								m/s				m	kg/m ²		
1	12-Sept-18	1	210	17	0,6	12	4	9	4	9,5	60 (C#1)	0,244	0,223	0,165	0,058
											70 (C#2)	0,156	0,154	0,057	0,097

* Nombres d'heures où la vitesse du vent est supérieure à la vitesse de friction seuil ;

** Perte de sol (kg/m²), calculée en divisant le flux horizontal (Q, kg/m) par la distance en amont de la station (m).

Pour cet évènement, les pertes de sol totales mesurées sont de 0,244 et 0,156 kg/m², respectivement pour les stations C#1 et C#2. Concernant la modélisation numérique, les paramètres GMD et GSD ont été ajustés pour cet évènement en période humide, respectivement à 0,6 mm et 12 mm.mm⁻¹. La stabilité des agrégats a été définie à 4 ln(J/kg).

En utilisant ces calibrages, les résultats du modèle SWEEP concordent très bien avec les résultats de terrain. En effet, les pertes de sol totales estimées sont de 0,223 et 0,154 kg/m², respectivement à C#1 et à C#2. De plus, la modélisation estime les pertes de sol en saltation et en suspension, au niveau des deux stations, à 0,165 et 0,057 kg/m² et à 0,058 et 0,097 kg/m².

Pendant cet évènement, la perte de sol totale moyenne est estimée à 0,011 kg/m², dont 0,002 kg/m² en saltation et 0,009 kg/m² en suspension. Le modèle SWEEP estime les quantités sortantes de la zone modélisée à 245 kg (au Nord) et à 222 kg (à l'Est). Au total, la quantité de résidus sortant des limites du parc pour le 12 septembre 2018 est estimée à 467 kg, soit environ 0,5 tonnes.

4.6.3 Site D

4.6.3.1 Modèle numérique

Le site D présente plusieurs barrières au vent dans ses alentours, notamment une rétention d'eau, sur la partie Nord du parc, des infrastructures minières (routes, des chemins d'accès et digues de confinement des résidus) et des forêts de conifères. Les digues mesurent environ 5 m de hauteur. Des forêts de conifères bordent également le parc à résidus, avec une hauteur moyenne de 8 m et leur opacité varie entre 60 et 80%. De plus, les zones d'eau au Nord et à l'Ouest du parc sont omniprésentes et sont définies comme des barrières au vent, dans le sens où les résidus sont recouverts. La Figure 4.33 correspond au modèle numérique SWEEP pour le site D.

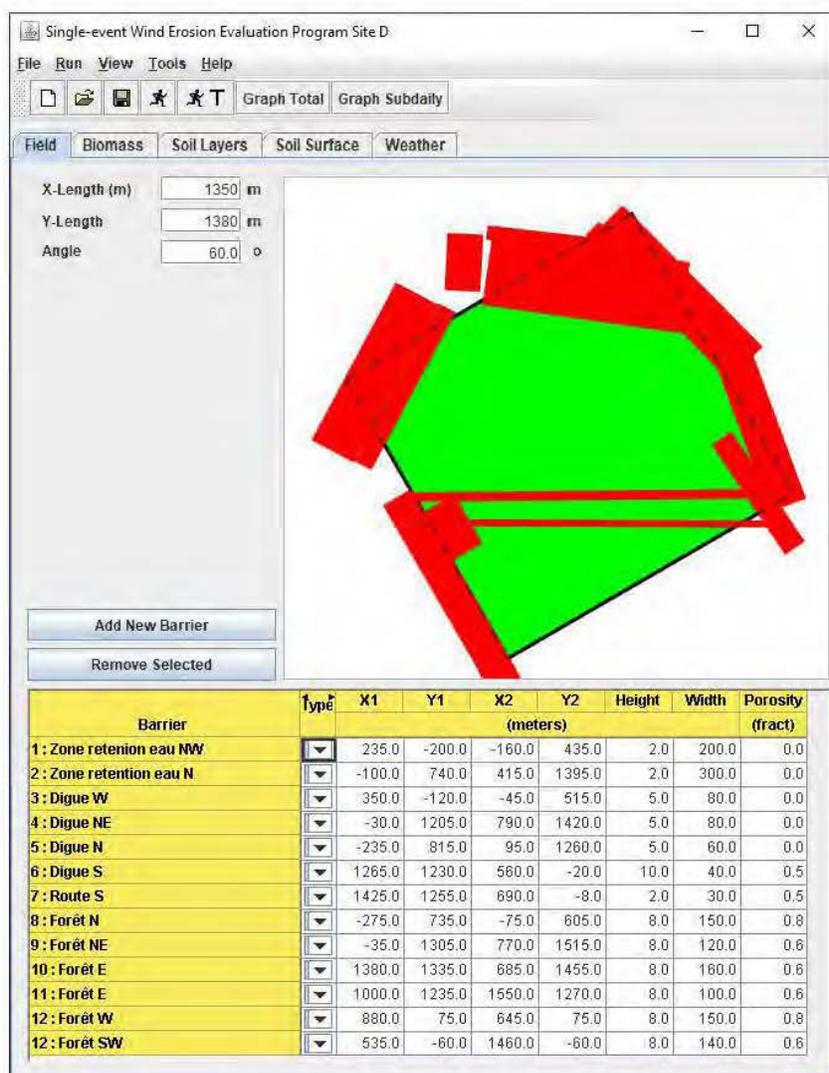


Figure 4.33 : Modèle numérique du site D présentant les barrières (en rouge) et les résidus miniers (en vert).

4.6.3.2 Évènements journaliers

Pendant la première période de collecte, l'évènement de vent du 10 septembre 2018 a pu être identifié comme impliquant l'érosion éolienne. La Figure 4.34 présente les résultats des modélisations de cet évènement.

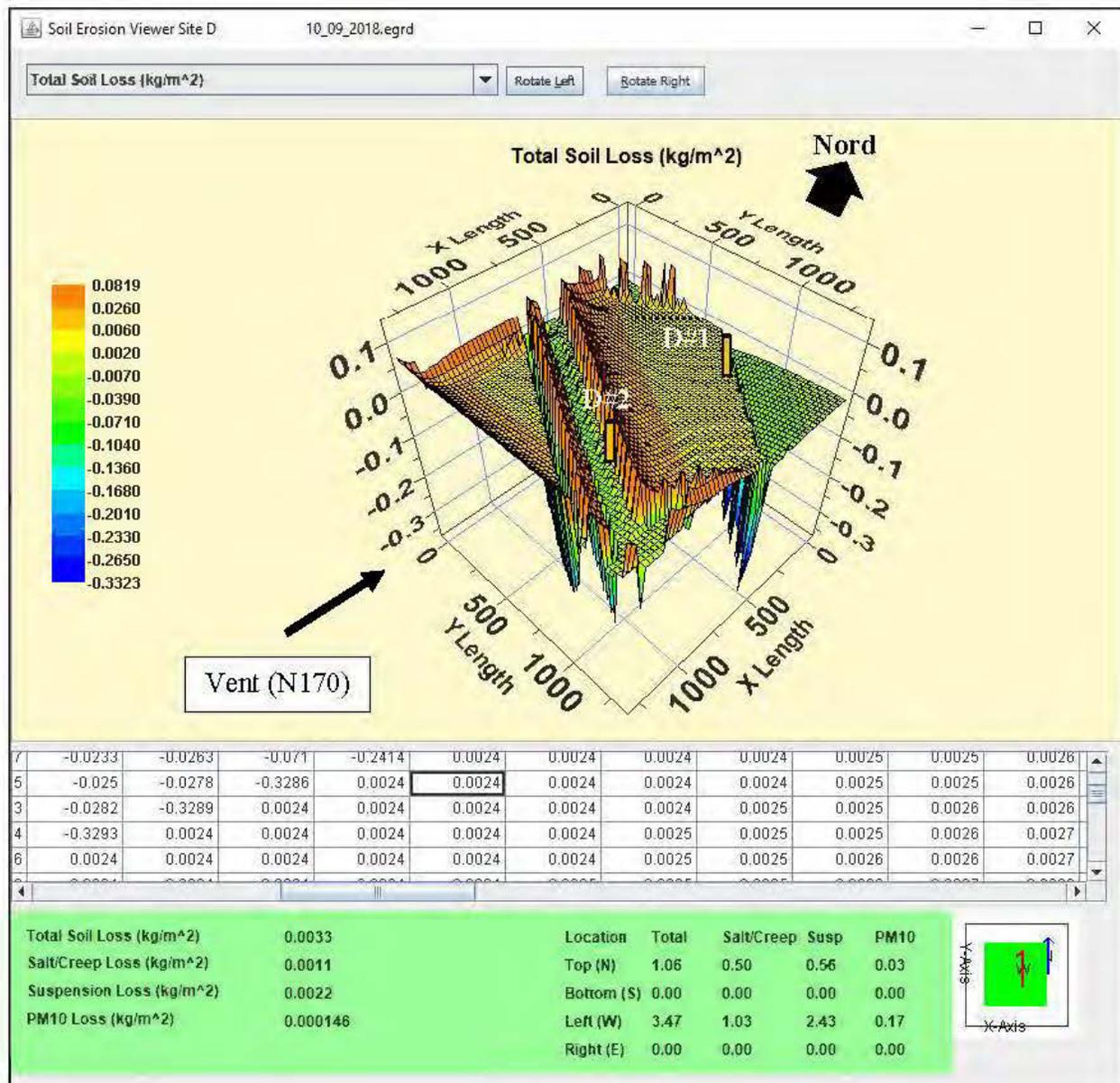


Figure 4.34 : Résultats de la modélisation du 10 septembre 2018.

Pour la collecte 2, il s'agit de l'évènement du 10 novembre 2018, vu sur le terrain pendant le démantèlement du matériel de collecte. La Figure 4.35 correspond aux résultats de cet évènement jusqu'à midi, heure à laquelle les collecteurs n'étaient plus en place.

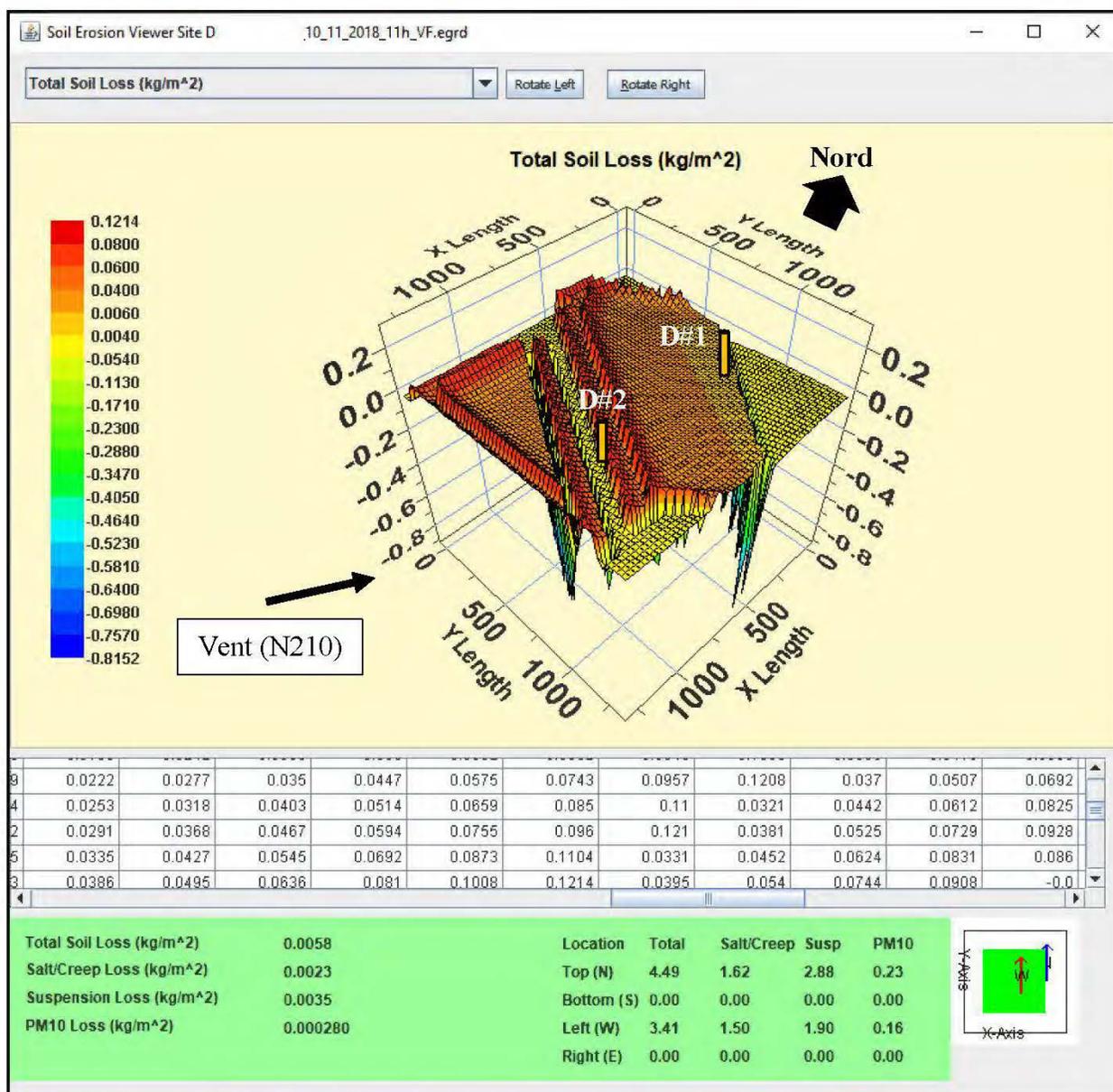


Figure 4.35 : Résultats de la modélisation du 10 novembre 2018 jusqu'à midi.

La Figure 4.35 illustre la tempête de poussières en continu, observée depuis de la digue Sud.



Figure 4.36 : Photographie, depuis la digue Sud, du nuage de poussière s'envolant du Sud vers le Nord du parc le 10 novembre 2018 (11h00).

Les caractéristiques des évènements simulés ainsi que les différents résultats de collecte de poussières et de simulation numérique sont présentés dans le Tableau 4.14.

Tableau 4.14 : Tableau des paramètres et résultats des évènements simulés pour le site D.

Période d'échantillonnage	Date	Heures*	Direction du vent	Température (°C)	GMD (mm)	GSD (mm.mm ⁻¹)	Stabilité des agrégats, ln(J/kg)	Vitesse du vent			Distance en amont de la station	Perte de sol			
								Seuil	Moyenne	Maximale		Mesurée**	Simulée		
												Totale	Totale	Reptation et Saltation	Suspension
								m/s				m	kg/m ²		
1	10-Sept-18	2	170	17	0,7	16	4,5	9	5	9	680 (D#1)	0,0015	0,002	0,000	0,002
											550 (D#2)	0,0063	0,060	0,058	0,002
2	10-Nov.-18	3	210	-0,5	0,7	15	4,5	8	5	9	860 (D#1)	0,0067	0,006	0,000	0,006
											790 (D#2)	0,0106	0,091	0,071	0,021

* Nombres d'heures où la vitesse du vent est supérieure à la vitesse de friction seuil ;

** Perte de sol (kg/m²), calculée en divisant le flux horizontal (Q, kg/m) par la distance en amont de la station (m).

Pour la collecte 1 (période humide), les pertes de sol totales mesurées sont de 0,0015 et 0,0063 kg/m² respectivement aux stations D#1 et D#2. Pour la collecte 2 (période de *freeze-drying*, celles-ci sont de 0,0067 et 0,0106 kg/m².

Concernant les modélisations numériques, les paramètres GMD et GSD ont été ajustés pour la période humide, respectivement à 0,7 mm et 16 mm.mm⁻¹, et pour la période de *freeze-drying*, respectivement à 0,7 mm et 15 mm.mm⁻¹. La stabilité des agrégats a été définie à 4,5 ln(J/kg). En utilisant ces calibrages, les pertes de sol totales sont proches des mesures de terrain. Pour la collecte 1, associée au 10 septembre 2018, les pertes de sol totales simulées sont de 0,002 (D#1) et de 0,060 kg/m² (D#2). Pour la collecte 3, associée au 10 novembre 2018, les pertes de sol totales simulées sont de 0,006 (D#1) et de 0,106 kg/m² (D#2). Les pertes de sol en saltation sont largement supérieures à celles en suspension pour la station D#2. Quant à la station D#1, les pertes de sol sont uniquement caractérisées par des particules en suspension.

La Figure 4.37 montre la modélisation pour la journée entière, pendant laquelle les vitesses de vent ont dépassé les 8 m/s pendant 16 heures consécutives (vitesse maximale de 11,39 m/s).

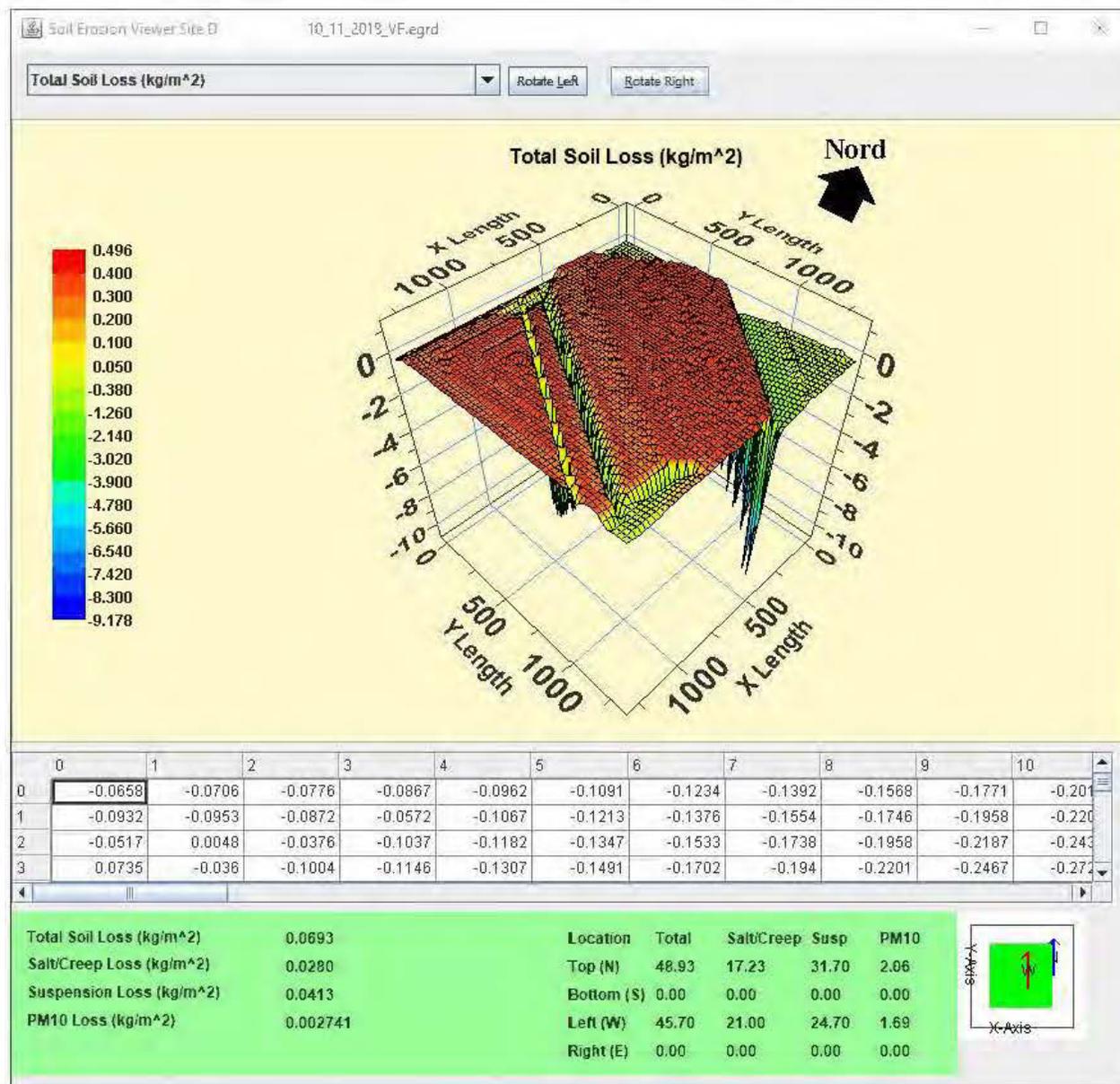


Figure 4.37 : Résultats de la modélisation du 10 novembre 2018 (journée entière).

Pendant cet évènement, la perte de sol totale moyenne est estimée à 0,07 kg/m², dont 0,03 kg/m² en saltation et 0,04 kg/m² en suspension. Le modèle SWEEP estime les quantités sortantes de la zone modélisée à 2 887 kg (à l'Est) et à 2 697 kg (au Nord). Au total, la quantité sortant des limites du parc pour le 10 novembre 2018 est estimée à 5 584 kg de résidus miniers, soit 5,6 tonnes.

4.6.4 Vitesse de friction seuil

Pour rappel, la vitesse de friction seuil correspond à la vitesse à partir de laquelle les particules de résidus miniers entrent en mouvement sous l'action du vent. Celle-ci est obtenue grâce au *Threshold Run* du modèle SWEEP (cf. 3.3.1.2), en utilisant les paramètres GMD et GSD calibrés pour les sites A, C et D, présentés dans la partie précédente. Pour le site B, les paramètres GMD et GSD utilisés sont de 0,9 mm et de 15 mm.mm⁻¹, respectivement.

4.6.4.1 Saison estivale humide

En période estivale, la vitesse de friction seuil dépend des paramètres du sol et de surface du sol, ainsi que de la teneur en eau massique à la surface des résidus miniers. Les résultats des vitesses de friction ont été déterminés avec le modèle SWEEP pour les teneurs en eau massique de 0, 1, 3, 5, 10, 15 et 20 % sur chaque site (paramètre *Hourly surface water content* de l'onglet *soil surface*, voir 2.4.4.3). Comme exemple, la Figure 4.38 présente les résultats de vitesses de friction seuil sur le site C au mois de septembre.

a		Month September		Station Name Site C													
	N-0	NNE-22	NE-45	ENE-67	E-90	ESE-112	SE-135	SSE-157	S-180	SSW-202	SW-225	WSW-247	W-270	WNW-292	NW-315	NNW-337	Total
Threshold (m/s)	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0	9.0
Winds > Thresh (%)	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.55	1.70	2.45	1.00	0.00	1.30	0.60	
Dir Prob (%)	10.70	3.70	3.70	2.60	3.20	2.10	2.50	3.50	13.40	12.60	12.90	7.10	5.70	3.30	3.50	6.10	96.60
Thresh Prob (%)	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.07	0.22	0.17	0.06	0.00	0.05	0.04	0.66

b		Month September		Station Name Site C													
	N-0	NNE-22	NE-45	ENE-67	E-90	ESE-112	SE-135	SSE-157	S-180	SSW-202	SW-225	WSW-247	W-270	WNW-292	NW-315	NNW-337	Total
Threshold (m/s)	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0	13.0
Winds > Thresh (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	
Dir Prob (%)	10.70	3.70	3.70	2.60	3.20	2.10	2.50	3.50	13.40	12.60	12.90	7.10	5.70	3.30	3.50	6.10	96.60
Thresh Prob (%)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.02

Figure 4.38 : Résultats des estimations de la vitesse de friction seuil pour le site C : (a) pour un sol sec (teneur en eau de 0%), (b) pour un sol légèrement humide (teneur en eau de 3%).

La Figure 4.39 présente les résultats des vitesses de friction seuil (à 10 m de hauteur) en fonction de la teneur en eau massique du sol pour les 4 sites partenaires. Le modèle SWEEP permet d'estimer une vitesse maximale de friction seuil de 29 m/s, soit 104 km/h au maximum.

Lorsque la surface du sol est sèche (teneur en eau de 0%), la vitesse de friction seuil est de 9 m/s pour les 4 sites partenaires. Dès 3 % de teneur en eau massique, le modèle SWEEP prédit une vitesse de friction seuil plus élevée.

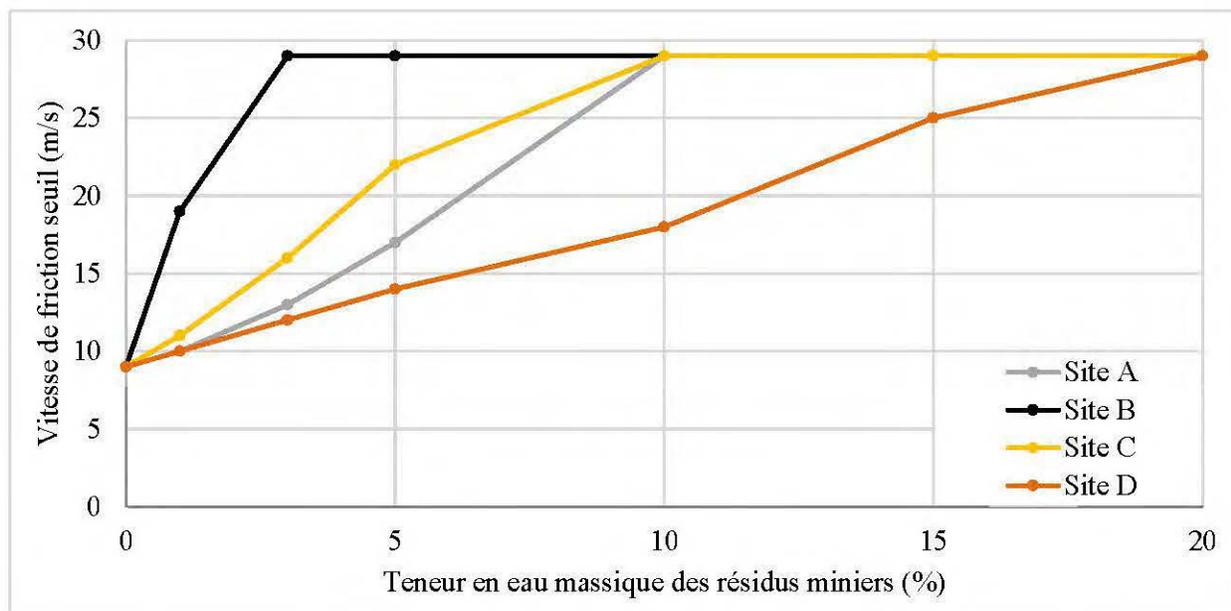


Figure 4.39 : Vitesse de friction seuil en fonction de la teneur en eau massique du sol.

4.6.4.2 Saison de freeze-drying

En période de freeze-drying, l'humidité présente dans les résidus se transforme en glace. Ainsi, la surface du sol devient alors sèche et gelée. La surface du sol est alors figée, contient moins d'aspérités et demeure moins soumise aux intempéries et aux conditions climatiques.

En considérant une surface toujours sèche, le SWEEP estime la vitesse de friction seuil à 9 m/s pour les sites A, B et C et à 8 m/s pour le site D. D'autre part, la vitesse de friction seuil peut être perturbée par la présence de neige à la surface des résidus miniers. Le modèle SWEEP estime une vitesse de friction seuil de 29 m/s lorsque l'épaisseur de la neige (paramètre *Snow depth* (mm) de l'onglet *Soil Surface*, voir 2.4.4.3) est supérieure ou égale à 20 mm, ou 2 cm.

4.6.5 Estimations des quantités sortantes

Le logiciel SWEEP calcule également les quantités de sol passant les limites de la zone modélisée, en tenant compte des barrières au vent et en fonction du type de perte de sol : totale, saltation et reptation, suspension et PM_{10} . Ces résultats sont présentés sous forme de moyennes dans l'interface graphique (tableau en bas à droite des résultats de modélisations) ou sous forme de tableaux, plus détaillés, dans le fichier *Output Text*. Ces quantités sont estimées sur la longueur totale des limites du modèle, et ce en fonction de la localisation de la limite : Nord (N), Est (E), Sud (S) et Ouest (W).

Le Tableau 4.15 présente les estimations des quantités sortant des limites des modèles de chaque site, à partir des modélisations réalisées précédemment dans la partie 4.6, pendant la période expérimentale.

Tableau 4.15 : Estimations des quantités de résidus miniers sortant des parcs à résidus de l'étude, pendant la période expérimentale.

Parcs à résidus	Date (année 2018)	Quantité de résidus (kg)															
		Totale				Saltation				Suspension				PM ₁₀			
		N	E	S	W	N	E	S	W	N	E	S	W	N	E	S	W
Site A	05/10	0	6	100	0	0	0	1	0	0	6	97	0	0	0	3	0
	18/10	0	0	118	0	0	0	0	0	0	0	118	0	0	0	3	0
	11/11 au 17/11	0	25	720	0	0	12	9	0	0	14	711	0	0	0	18	0
Total	29/09 au 26/11	0	31	938	0	0	12	10	0	0	20	926	0	0	0	24	0
Site C	10/09	245	222	0	0	100	0	0	0	145	222	0	0	13	16	0	0
Total	22/08 au 15/10	245	222	0	0	100	0	0	0	145	222	0	0	13	16	0	0
Site D	10/09	205	63	0	0	61	30	0	0	143	33	0	0	10	2	0	0
	10/11	2887	2697	0	0	1239	1457	0	0	1870	1457	0	0	100	122	0	0
Total	09/08 au 10/11	3092	2760	0	0	1300	1487	0	0	2013	1490	0	0	110	123	0	0

Pour le site A, du 29 septembre au 26 novembre 2018, les masses de résidus entraînés à l'extérieur du parc sont d'environ 31 kg à l'Est et 938 kg au Sud. Respectivement à l'Est et au Sud, les estimations stipulent qu'environ 20 et 926 kg de particules de résidus miniers en suspension se sont envolées hors des limites du parc, dont 24 kg de PM₁₀ vers le Sud.

Pour le site C, du 22 août au 15 octobre 2018, les masses de résidus entraînés à l'extérieur du parc sont d'environ 245 kg au Nord et 222 kg à l'Est. Respectivement au Nord et à l'Est, les estimations notifient qu'environ 145 et 222 kg de particules de résidus miniers en suspension se sont envolées hors des limites du parc, dont 13 et 16 kg de PM₁₀.

Pour le site D, du 09 août au 10 novembre 2018, les masses de résidus entraînés à l'extérieur du parc sont d'environ 3092 kg au Nord et 2760 kg à l'Est. Respectivement au Nord et à l'Est, les estimations montrent qu'environ 2013 et 1490 kg de particules de résidus miniers en suspension se sont envolées hors des limites du parc, dont 110 et 123 kg de PM₁₀.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 Caractérisation des résidus miniers

La caractérisation des différents résidus miniers consistait à étudier leurs distributions granulométriques, leurs densités relatives et apparentes et les caractéristiques des agrégats. Tous ces paramètres interagissent entre eux et sont essentiels pour la mise en action des mécanismes de l'érosion éolienne. La distribution granulométrique des résidus dépend de la maille de libération (diamètre à partir duquel la valeur économique d'un gisement est libérée) définie par l'usine de traitement de la mine. Ainsi, les résidus étudiés correspondaient à des limons fins (site B), à des silts limoneux (sites A et C) et à des silts (site D). Ces résidus contiennent entre de 3 et 7 % de particules inférieures à 2 μm (argile). La densité relative des grains solides des résidus des sites A et C est comprise entre 2,6 et 2,9. Il s'agit de résidus issus de gisements filoniens aurifères. De plus, la densité des résidus des sites B et D correspondent à des densités de gisements sulfureux, entre 2,9 et 4,5. Ces résultats correspondent aux valeurs déterminées dans les travaux de Bussière (2007). La densité apparente de ces résidus dépend de la teneur en eau massique du sol, de leurs densités relatives, de l'indice des vides et, donc, de la compaction du sol. Les densités apparentes mesurées sont associées à des sols minéraux, compris entre 1,0 et 1,6. La caractérisation des résidus a permis de comprendre le type de matière en question et de déterminer les paramètres d'entrées du sol dans le modèle SWEEP.

La caractérisation des agrégats, réalisée à partir des distributions granulométriques par voie sèche, consistait à définir les tailles des agrégats (minimales et maximales) ainsi que les paramètres de la distribution de la taille des agrégats (GMD et GSD) pour chaque site. La taille minimale des résidus miniers est fixée à 0,001 mm et la taille maximale varie entre 1,5 et 1,9 mm. Le diamètre médian géométrique (GMD) est faible, compris entre 0,003 et 0,009 mm. L'écart-type géométrique (GSD) est également faible entre 0,4 et 0,9 $\text{mm}\cdot\text{mm}^{-1}$, redéfini à 1 pour être utilisé dans le modèle SWEEP.

Pour les sites d'étude B et C, la stabilité des agrégats estimées est de 1,28 $\ln(\text{J}/\text{kg})$. Celle-ci est de 1,56 et 1,81 $\ln(\text{J}/\text{kg})$, respectivement, pour les sites D et A. Plus l'énergie de broyage des agrégats est faible, plus le matériau est facilement désagrégable. Ainsi, ces résultats montrent que les agrégats des résidus B et C demandent moins d'énergie, pour se rompre, par rapport à ceux des résidus D et A.

5.2 Caractérisation des poussières collectées

La caractérisation des poussières a été réalisée sur les sites expérimentaux à partir des particules captées par les stations BSNE. L'étude de la distribution granulométrique a permis de montrer une variation verticale du diamètre moyen des particules captées. Dans le cas des sites A et C, une baisse de la taille est observée en fonction de la hauteur des collecteurs par rapport à la surface du sol, tandis que, pour le site C, une augmentation est observée. Cette augmentation de la taille moyenne des particules avec la hauteur est contraire aux résultats de Zobeck et Fryrear (1986), Sharratt (2011), Zhang *et al.*, (2017) et Yang *et al.* (2018).

Arens *et al.* (2002), Mao (2007) et Farrell *et al.* (2012) ont cependant trouvé que le diamètre moyen augmentait avec la hauteur. Ce phénomène était dû à un mauvais tri granulométrique des particules de sables et au fait que les particules plus grossières se trouvaient plus haut que les particules fines lors de la saltation, pendant l'érosion éolienne (Bagnold, 1941; Arens *et al.*, 2002). En comparant les 4 sites d'étude, les résidus C sont composés à 49 % de particules sableuses et, pour cette fraction, le tri granulométrique est mauvais (courbe étendue). Le même phénomène serait alors responsable de cette augmentation du diamètre moyen avec la hauteur.

D'autre part, la distribution verticale, par classe de tailles de particules, a permis de définir les particules liées à la saltation et, celles liées à la suspension. Pour les sites A et D, les particules inférieures à 125 μm correspondent aux particules en suspension et celles supérieures à 200 μm aux particules en saltation. De plus, pour ces deux sites, la hauteur à laquelle se produisaient ces variations de tailles granulométriques, se situe entre 35 et 60 cm de hauteur. Il a été considéré que les particules en saltation allaient au maximum à 35 cm de hauteur. Pour le site C, les résultats rejoignent l'hypothèse précédente, concernant le mauvais tri granulométrique des résidus C, car aucune tendance similaire aux deux autres sites n'a été observée. Néanmoins, les variations de tailles granulométriques sont observées vers 60 cm de hauteur.

La caractérisation des poussières a finalement permis d'estimer l'efficacité du matériel de collecte, basée sur la méthode de détermination de l'efficacité des collecteurs BSNE de Yang *et al.* (2018). Les résultats suggèrent que cette dernière soit légèrement variable en fonction des sites et dépende de la granulométrie des particules captées ainsi que de la répartition des différentes classes de particules.

En effet, une très faible diminution avec la hauteur est observée sur le site A alors que c'est une légère augmentation pour le site C, respectivement 59,2 à 58,6 % (moyenne des deux collectes) et 60,8 à 61,6 %. Pour le site D, il semblerait que la baisse observée aux hauteurs 35 et 60 cm soit liée au faible pourcentage des classes de particules 125 à 200 μm et supérieures à 200 μm , respectivement de 1,0 à 0,16 % et de 0% (voir Figure 4.21, Site D). En sachant que les particules les plus grossières sont plus susceptibles d'être captées par les BSNE (efficacité plus importante, voir Tableau 2.2), cette observation serait la cause de la légère baisse d'efficacité de collecte à ces hauteurs. Globalement, pour les trois sites étudiés, l'efficacité de collecte des BSNE est d'environ 60%. Pour tenir compte de cette efficacité, les masses collectées par les BSNE doivent être corrigées et amplifiées de 40 %.

5.3 Analyse météorologique

5.3.1 Statistique éolienne

Les statistiques de vent (vitesses et directions) pendant la période expérimentale se sont avérées être similaires aux tendances des 5 dernières années et ont permis de positionner convenablement les stations de collecte de poussières (série de collecteurs BSNE) sur les 3 sites étudiés : parcs à résidus miniers du site A, du site C et du site D.

5.3.2 Génération de poussières lors d'évènements journaliers

L'analyse des données de terrain a permis de déterminer des évènements générateurs de poussières et d'associer des quantités de poussières captées lors de ces évènements. L'analyse des données météorologiques a mis en avant plusieurs évènements, de plus ou moins forte intensité, sur les différents sites expérimentaux. Il s'agit d'évènements où la vitesse du vent dépasse les 8 m/s et lors desquels les précipitations sont nulles. Ensuite, ces évènements journaliers ont été associés à des collectes, périodes au cours desquelles les collecteurs étaient constamment actifs. Ainsi, 6 jours ont été sélectionnés pour le site A, 1 pour le site C et 2 pour le site D.

5.3.3 Effets du vent sur un relief

Sur le site A, les données de vitesse du vent obtenues par les anémomètres suggèrent que le relief de ce parc à résidus ait une influence inévitable sur le comportement du vent. Lorsque que l'on

corrèle ces vitesses de vent avec leurs directions, les roses des vents montrent que les vitesses du vent et des rafales évoluent en fonction de la direction du vent. Le relief peut être considéré comme un facteur de contrôle de l'érosion éolienne et, dépendamment de la direction du vent. En quelque sorte, le relief du parc à résidus joue un rôle de barrière, c'est-à-dire qu'il abrite et protège certaines zones, mais les autres restent exposées au vent.

Cette constatation est appuyée également avec les masses de particules collectées, augmentant en fonction de la hauteur sur le parc à résidus, c'est-à-dire aux stations positionnées en bas, au milieu et en haut du relief. L'effet du relief montre que les zones les plus exposées au vent sont également les plus vulnérables à l'érosion éolienne. Ce phénomène est d'autant plus actif lorsque les vents agissent sur les résidus en période hivernale et au cours du phénomène de *freeze-drying*.

Pendant la période expérimentale, les flux horizontaux sont 3 fois supérieurs entre le bas et le haut du parc, en conditions estivales, et sont 2 fois supérieurs, en conditions hivernales. De plus, les flux horizontaux sont environ 3 fois plus importants en période de *freeze-drying* ($T < 0^{\circ}\text{C}$) qu'en période humide ($T > 0^{\circ}\text{C}$).

5.3.4 Effets des rafales de vent

Une autre constatation majeure peut être faite au niveau des vitesses moyennes horaires du vent. En effet, celles-ci peuvent sous-estimer le caractère bref des rafales et atténuer l'importance des vitesses des rafales dans une moyenne horaire. De plus, des périodes de rafales ont été observées sur le terrain pendant lesquelles les mécanismes de l'érosion éolienne entraient en action sur de courts instants. Ces événements générant potentiellement des poussières sont donc sous-estimés par les données moyennes horaires.

Dans l'étude de Feng et Sharratt (2009), les auteurs décrivent une exclusion du rôle des rafales lorsque qu'on utilise des données de résolution temporelle de 60, 30 et 15 minutes dans le modèle SWEEP. Il suggère également que la vitesse de friction seuil puisse être inférieure à celle basée sur les données moyennes horaires et que les rafales interviennent beaucoup plus fréquemment dans le processus d'érosion éolienne dans une même période donnée. Ainsi, le modèle pourrait sous-estimer les émissions de poussières dues aux rafales de vent.

5.4 Collectes de poussières

Les masses collectées dans les BSNE varient en fonction de la hauteur sur l'ensemble des collectes. Généralement, les masses les plus importantes sont associées aux particules en saltation allant jusqu'à une hauteur de 35 cm au-dessus de la surface des résidus, pour les sites A et D, et de 60 cm pour le site C. Au-delà de ces hauteurs, les particules ont été considérées en suspension uniquement. Une méthode par intégration permet de transformer ces masses en flux horizontaux Q (kg/m). Ceux-ci correspondent aux flux horizontaux de particules en saltation et en suspension. Cependant, la détermination des fractions de particules en saltation et en suspension demeure complexe.

A ce sujet, les travaux de Hagen *et al.* (2010) visaient également à étudier les différentes méthodes existantes permettant l'estimation des flux horizontaux des particules en saltation (Q_{salt} , kg/m) et en suspension (Q_{susp} , kg/m), lors de l'érosion éolienne. Les méthodologies et les équations complexes de Nickling (1978), Leys et McTainsh (1996), Stout et Zobeck (1996) sont présentées dans cet article. Conjointement aux données présentées dans ce mémoire, les résultats montrent que les particules en saltation sont définies par les particules de diamètre supérieur à 106 μm . Cependant, elles atteignent une hauteur maximale de 10 cm au-dessus de la surface sol. Ces équations plus complexes permettraient-elles d'estimer les flux horizontaux des particules en saltation et en suspension avec des résidus miniers ?

Les différents flux horizontaux (Q , kg/m de large) montrent des variations en fonction des périodes d'échantillonnage et des stations de collecte pour un même échantillonnage. Ces différences peuvent être dues (a) à l'échantillonnage des collecteurs BSNE, (b) à la présence de barrières au vent, (c) à la présence de zones plus humides et (d) à la localisation des stations qui, en fonction des directions du vent, vont être plus susceptibles de capter les particules à l'origine de l'érosion éolienne.

5.5 Vitesse de friction seuil

La détermination de la vitesse de friction seuil a été réalisée à l'aide du modèle SWEEP. Pour la période humide, les résultats suggèrent que lorsque la surface du sol est sèche (teneur en eau massique de 0%), la vitesse de friction seuil est de 9 m/s pour les sites d'étude. Dès 1 % de teneur en eau, le modèle SWEEP prédit une vitesse de friction seuil plus élevée, dépendamment des sites.

Celle-ci dépend majoritairement de la teneur en eau massique au point de flétrissement (suction de 1500 kPa sur la courbe de rétention d'eau) et met en jeu la capacité du matériau à appliquer une suction lorsqu'il est humide. En effet, le point de flétrissement des résidus du site B est de 1 % alors qu'il est 11 fois supérieur pour le site D, avec 11 %. En période hivernale, la vitesse de friction seuil demeure constante et a été évaluée à 9 m/s pour les sites A, B et C et à 8 m/s pour le site D. En période hivernale, celle-ci dépend de l'épaisseur de neige et/ou de glace sur les résidus.

5.6 Modélisations numériques

Après de nombreux essais d'optimisation et de calibrages des paramètres d'agrégats (stabilité, GMD et GSD), les résultats des modélisations numériques SWEEP ont montré des corrélations significatives, entre les pertes de sol totales mesurées sur le terrain et les pertes de sol totales simulées. La Figure 5.1 représente un graphique de la corrélation entre les mesures de terrain et les estimations obtenues avec le modèle SWEEP.

Cependant, la valeur de la collecte 6 au niveau de la station CP1 du site A (0,064 vs. 0,205 kg/m²) est aberrante. Au moment de la collecte, la partie inférieure du parc à résidus était recouverte de neige. Dans ce cas, il se peut que cette épaisseur de neige ait contrôlé l'érosion éolienne lors de la période d'échantillonnage. Ainsi, la modélisation a surement surestimé la perte de sol totale au niveau de cette station. De ce fait, en excluant cette valeur des résultats de corrélation, le coefficient de détermination (R^2) vaut 0,85 et indique une bonne prédiction du modèle SWEEP, par rapport aux mesures de terrain.

Également, les valeurs mesurées en dessous de 0,03 kg/m² montrent une moins bonne corrélation. Il semblerait que les différences, entre les valeurs mesurées et estimées, soient dues au modèle SWEEP. Il se peut que le modèle surestime les mécanismes de l'érosion éolienne pour les résidus A et D lors d'évènements de faible perte de sol totale. De plus, la superficie des zones étudiées peut être un facteur de divergence. En effet, les résultats les plus cohérents ont été trouvés sur le site A et C, dont la superficie des résidus à l'air libre est de 320 000 et 175 000 m². Pour les sites B et D, cette même superficie est respectivement de 830 200 et 1530 000 m².

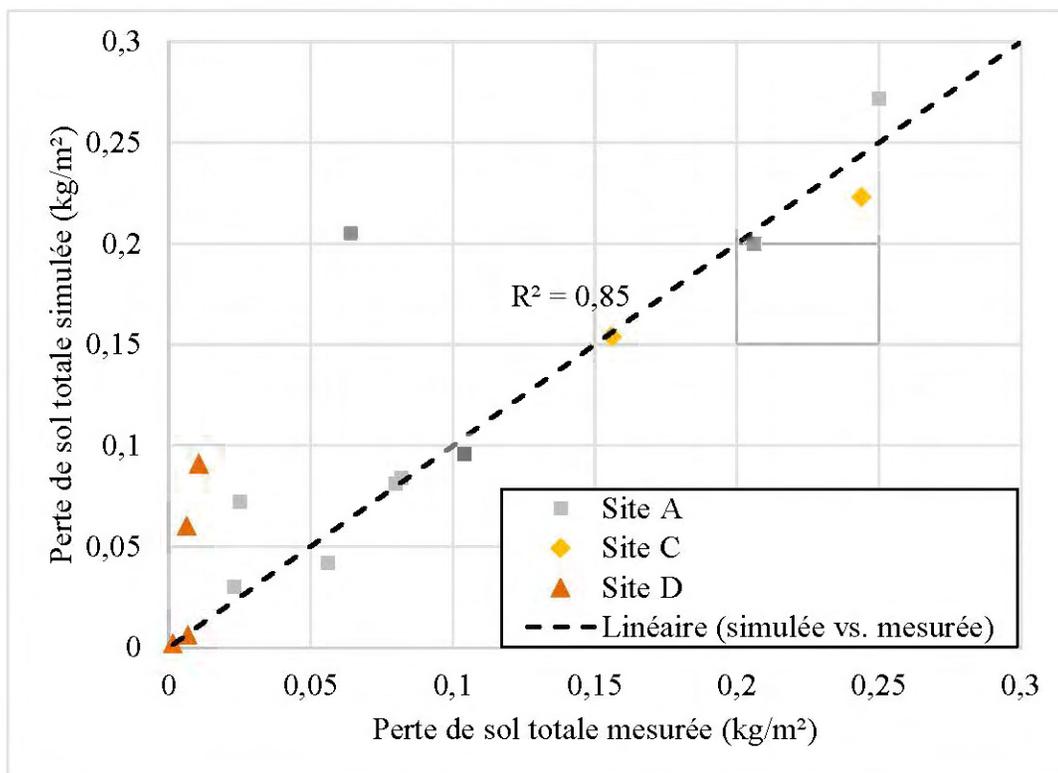


Figure 5.1 : Corrélation entre les pertes de sol totales mesurées versus celles simulées avec le modèle SWEEP.

À la suite de la modélisation des événements générateurs de poussières, l'estimation des quantités, sortant des limites des parcs à résidus, a pu être établie pendant la période expérimentale associées aux sites A, C et D

Pour le site A, du 29 septembre au 26 novembre 2018, les résultats ont montré des quantités de particules de résidus miniers en suspension de 20 et 926 kg, respectivement à l'Est et au Sud, dont 24 kg de PM₁₀ vers le Sud. Pour le site C, du 22 août au 15 octobre 2018, ces mêmes quantités de particules en suspension sont évaluées à 145 et 222 kg, respectivement au Nord et à l'Est, dont 13 et 16 kg de PM₁₀. Pour le site D, du 09 août au 10 novembre 2018, les masses de résidus entraînés à l'extérieur du parc sont d'environ 3092 kg au Nord et 2760 kg à l'Est. Respectivement au Nord et à l'Est, les estimations montrent que ceux sont 2013 et 1490 kg de particules de résidus miniers en suspension qui se sont envolaient hors des limites du parc, dont 110 et 123 kg de PM₁₀.

Les quantités, sortant des parcs à résidus étudiés, indiquent l'impact qu'à l'érosion éolienne sur ces aires d'entreposage et son environnement alentour. D'autre part, ces quantités décrivent l'importance de développer des solutions fiables et durables pour contrôler ce phénomène naturel.

5.7 Modélisations numériques de solutions d'atténuation de l'érosion éolienne

En finalité, ce qui importe pour l'industrie minière c'est de comprendre pourquoi les résidus miniers s'envolent, à partir de quelle vitesse du vent et quels sont les vents dominants. Une fois ces questions résolues, l'industrie minière peut être capable d'anticiper cette problématique et de mettre en place des solutions pour contrôler l'impact du vent sur les aires d'entreposage. Pour rappel, les solutions les plus souvent utilisées sont l'arrosage, l'enneigement, l'application d'abat-poussières ou encore le contrôle avec des barrières au vent. Le modèle SWEEP dispose d'une solide prise en charge des barrières au vent et de calculs permettant d'incorporer l'impact que celles-ci ont sur la vitesse et la direction du vent. C'est pourquoi, le modèle SWEEP pourrait être utilisé pour le *design* de barrières au vent, en faisant varier leur espacement, leur hauteur et leur opacité.

D'après l'article de Tatarko *et al.* (2016), le modèle SWEEP pourrait être également utilisé pour étudier et pour comparer différentes méthodes de contrôle. Des simulations ont été réalisées avec un silt limoneux sur une surface de 500 m par 500 m avec des barrières de 2 m de hauteur (opacité de 50%) ou avec abat-poussière. Pour simuler un abat-poussière, les auteurs utilisent les paramètres de surface du sol du modèle SWEEP. Les résultats suggèrent que l'efficacité des barrières augmente en diminuant la distance entre deux barrières et en augmentant le nombre de barrières. Également, il est important que les barrières au vent soient placées perpendiculairement à la direction des vents dominants. Concernant l'utilisation d'abat-poussières, montre une plus grande efficacité. L'étude de Tatarko *et al.* (2016) remet en doute cette solution en considérant les prix associés à cette méthode et la longévité de leur efficacité dans le temps.

Dans le cadre d'un parc à résidus, les roches stériles minières, sans valeurs économiques, pourraient être valorisées comme des barrières au vent. Leur disposition pourrait se faire rectilignement, circulairement ou en croix. Sur de plus petites échelles et zones d'études, le modèle SWEEP permettrait d'estimer l'efficacité de différents designs de barrières par rapport à une surface dépourvue de barrière au vent, en utilisant les pertes de sol comme valeur de comparaison.

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

Le processus d'érosion éolienne est un phénomène très complexe à l'origine du détachement, par abrasion, des particules du sol, de leur transport et de leur dépôt à court ou long terme. Ce phénomène intervient, par action mécanique, lorsque le vent souffle suffisamment fort sur la surface du sol et entraîne la mise en mouvement de la couche superficielle du sol. Il s'effectue selon trois mouvements fondamentaux : la reptation, la saltation et la suspension.

Ce phénomène peut intervenir sur les aires d'entreposage de matières résiduelles minières, communément appelées parcs à résidus miniers. Un parc à résidus contient des résidus miniers provenant de l'usine de traitement du minerai et pouvant contenir des métaux et des sulfures. En attendant la restauration d'un site de stockage, les résidus sont livrés aux conditions climatiques, à la surface de la Terre. Ces résidus miniers contiennent des éléments métalliques pouvant réagir, se transformer ou être transportés selon leurs conditions de surface. L'érosion éolienne fait partie des phénomènes agissant sur les résidus miniers ; elle peut engendrer des émissions de matières nocives et peut causer des problèmes environnementaux et sanitaires majeurs à long terme.

L'érosion éolienne intervient lorsque les résidus miniers sont secs et soumis à des vents dominants, entraînant l'émission de particules hors des parcs à résidus. Les particules de résidus sortent ainsi des limites de confinement prévues (parc à résidus), se retrouvent dans l'air, sont transportées sur de plus ou moins grandes distances et retombent quand le vent perd en intensité. En zone tempérée et subarctique (cas du Québec), l'érosion éolienne peut aussi survenir sur des résidus gelés sans couvert de neige, par *freeze-drying* à une température inférieure à 0°C.

Les principaux facteurs, ayant un impact sur les mécanismes de l'érosion éolienne, ont été identifiés dans des travaux antérieurs et ont permis le développement de modèle numérique permettant d'estimer l'érosion éolienne sur un terrain donné. Cependant, le développement des modèles numériques de prédiction de l'érosion éolienne, sur les parcs à résidus, est un aspect à approfondir.

Dans le cadre de ce projet de maîtrise, les modèles WEQ, RWEQ, WEPS, TEAM, WESS, WEAM, WEELS et SWEEP ont été étudiés. Cet inventaire détaillé a permis de comprendre leur fonctionnement, de définir les paramètres d'entrée importants, de connaître les échelles spatio-temporelles prises en charge et de comprendre les résultats obtenus.

Sur un parc à résidus, les paramètres importants correspondent à des variables propres à chaque site. Les intrants aux modèles numériques ont été classés en fonction de leur type, tel que les propriétés spatiales de la zone d'étude (forme, dimension et orientation), les barrières au vent (hauteur, largeur, opacité), les propriétés climatiques et météorologiques (vitesse et direction du vent, température, précipitations, rugosité aérodynamique), les propriétés du sol (distribution granulométrique, densité, teneur en eau, taille et stabilité des agrégats) et les propriétés de surface (épaisseur, densité et stabilité de la croûte, rugosité aléatoire). Les propriétés liées à la biomasse en surface n'ont pas été prises en compte dans cette étude car très peu présentes sur des parcs à résidus miniers.

Les modèles étudiés estiment les pertes de sol (kg/m^2) pour différentes périodes de temps (jour, mois, année). À la suite de cet inventaire et de la comparaison des modèles, le modèle prédictif SWEEP a été choisi car applicable à échelle locale et pour des événements journaliers. Ce modèle permet ainsi de simuler avec précision les pertes de sol (totale, saltation et reptation, suspension, PM_{10}) ainsi que les quantités sortant des limites de la modélisation. Pour être fonctionnel, le modèle SWEEP nécessite des données météorologiques horaires et des intrants mesurés saisonnièrement ou annuellement. Parmi ces paramètres d'entrée, la taille et la stabilité des agrégats ont dû être estimées puis calibrées sur 3 sites expérimentaux (A, C et D). Pour ce faire, des mesures de terrain ont été nécessaires pendant la période expérimentale, allant de début août 2018 à novembre 2018.

Premièrement, la caractérisation des résidus miniers a permis de définir les paramètres du sol du modèle SWEEP, tel que la distribution granulométrique, la densité des grains solides et la densité apparente. Les résidus étudiés correspondaient à des silts limoneux (sites A et C) et à des silts (site D). Ces résidus contiennent entre 3 et 7 % de particules inférieures à $2 \mu\text{m}$ (argile). Leur densité relative des grains solides est comprise entre 2,71 et 3,38 et leur densité apparente varie entre 1 et 1,8, en fonction de la teneur en eau volumique des résidus.

En second lieu, la récolte des données météorologiques a permis d'étudier les vitesses et les directions des vents sur les 4 sites d'étude. La qualité et la disponibilité des données météorologiques, provenant des stations proches des zones d'étude, furent exemplaires. Globalement, entre août et novembre, les données historiques montraient des vents dominants venant du Nord-Ouest pour le site A. Pour les sites C et D, les vents dominants provenaient du Sud et du Nord. À partir de ces données statistiques, la mise en place de station de collecte de poussières

a été réalisable. Les mesures de terrain ont été réalisées à l'aide de stations de collecte. Une station de collecte de poussières correspondait à un montage vertical muni de collecteurs BSNE, positionnés à 5, 10, 35, 60, 100 et 150 cm de hauteur par rapport à la surface du sol. Les collecteurs BSNE sont les plus communément utilisés dans l'étude de l'érosion éolienne. Ces stations de collecte ont été positionnées aux extrémités des parcs à résidus étudiés, de façon à collecter les poussières dans l'air, sur les axes des vents dominants. L'intérêt de ces mesures de terrain était de calculer des masses de particules pour des événements précis.

À l'issue de la période expérimentale, les distributions granulométriques des poussières captées, par les collecteurs, ont été analysées à l'aide du Malvern Mastersizer. Cette étude, couplée à une expression empirique de détermination de la capacité des collecteurs BSNE, à capter les particules en l'air, a permis de définir une efficacité d'environ 60% sur les trois sites expérimentaux. Ainsi, les masses de poussières collectées ont été augmentées de 40%. Également, l'étude a montré que les particules en saltation allaient jusqu'à 35 cm de hauteur, pour les sites A et D, et jusqu'à 60 cm pour le site C. Pour ce dernier, le mauvais tri granulométrique des résidus serait à l'origine d'un phénomène de saltation aussi haut.

En troisième lieu, les masses de poussières collectées et corrigées ont été transformées en flux horizontaux (kg/m^2), pour chaque collecte, station et hauteur. En intégrant, ces résultats sur toute la hauteur d'une station, les flux horizontaux totaux (kg/m de large) ont été obtenus pour chaque collecte. Au total, 8 collectes ont été réalisées sur le site A (3 stations), et 2 sur les sites C et D (2 stations).

En parallèle, l'analyse des données météorologiques de terrain a permis de déterminer des événements générateurs de poussières, présentant des conditions favorables à l'érosion éolienne. Ces événements, où la vitesse du vent dépassait les 8 m/s et les précipitations étaient nulles, ont alors été associés à des collectes. Ainsi, 6 jours ont été sélectionnés, pour la modélisation, pour le site A, 1 pour le site C et 2 pour le site D.

Ensuite, les modélisations des jours sélectionnés ont permis de calibrer les paramètres de stabilité, GMD et GSD des agrégats (diamètre moyen et écart-type géométrique des agrégats), pour chaque site. Le calibrage consistait à comparer les valeurs de pertes de sol mesurées sur le terrain et celles des modélisations avec le modèle SWEEP. Les résultats des modélisations, des jours sélectionnés, avec le modèle SWEEP se sont avérés être bien corrélés avec les mesures de terrain ($R^2=0,85$).

Quelques divergences sont constatées lors de tempêtes faiblement génératrices de poussières (perte de sol totale mesurée inférieure à $0,03 \text{ kg/m}^2$). Également, le modèle semble surestimer les mécanismes de l'érosion éolienne, plus la superficie du modèle est importante.

Les paramètres GMD et GSD calibrés se sont avérés être très éloignés des valeurs calculées préalablement dans l'étude. En effet, les GMD estimés étaient compris entre $0,003$ et $0,009 \text{ mm}$, et ceux calibrés entre $0,6$ et $0,9 \text{ mm}$; les GSD estimés étaient compris entre $0,4$, et $0,9 \text{ mm.mm}^{-1}$, et ceux calibrés entre 12 et 16 mm.mm^{-1} . De plus, pour la stabilité des agrégats, variant de $1,28$ à $1,81 \ln(\text{J/kg})$. Après le calibrage, la stabilité des agrégats utilisée demeurerait constante, avec $4,5 \ln(\text{J/kg})$ pour les sites A et D et avec $4 \ln(\text{J/kg})$ pour le site C. Le calibrage du modèle SWEEP pour son application sur des résidus miniers reste préliminaire. Ici, 3 paramètres ont été calibrés, mais il se peut également que d'autres paramètres du modèle SWEEP aient été mal estimés (e.g. rugosité aérodynamique) ou non estimés (e.g. paramètre de surface du sol). Malgré cela, la vitesse de friction seuil est déterminée à 9 m/s pour les 4 sites expérimentaux, en période estivale. En période de *freeze-drying*, celle-ci estimée à 8 m/s pour le site D et demeure invariable pour les autres sites. Ces vitesses de friction seuil concordaient avec les vitesses des stations météorologiques ou des anémomètres, lors des différents événements vus sur le terrain.

Enfin, une fois les modélisations calibrées, le modèle SWEEP a permis d'estimer les quantités sortant des parcs à résidus pendant la période expérimentale. Pour le site A, du 29 septembre au 26 novembre 2018, les résultats ont montré des quantités de particules de résidus miniers en suspension de 926 kg au Sud, dont 24 kg de PM_{10} . Pour le site C, du 22 août au 15 octobre 2018, la quantité de particules en suspension est évaluée à 145 et 222 kg , respectivement au Nord et à l'Est, dont 13 et 16 kg de PM_{10} . Pour le site D, du 09 août au 10 novembre 2018, les quantités totales entraînées à l'extérieur du parc sont d'environ 3092 kg au Nord et 2760 kg à l'Est. Respectivement au Nord et à l'Est, les masses de particules en suspension sont de 2013 et 1490 kg , dont 110 et 123 kg de PM_{10} . Ces estimations peuvent paraître invraisemblables et très importantes. Toutefois, lorsque ces résidus sont disséminés sur plusieurs centaines de mètres carrés de superficie, à l'extérieur du parc, les quantités par mètres carrés sont très réduites. Pour contrôler les retombées de résidus, l'utilisation de jarres à poussières peut être envisagée.

Ce mémoire constitue une base de recherche scientifique importante sur l'érosion éolienne associée aux aires d'entreposage de résidus miniers et la modélisation du phénomène sur des sites concrets.

Cette problématique environnementale est prise en considération par l'industrie minière, qui désire traiter ce problème à la source. Ce travail propose de nouveaux axes de recherches et ouvre des portes sur la compréhension du phénomène d'érosion éolienne associée aux parcs à résidus miniers, d'Abitibi et de la Baie James, ainsi que pour la conception de solutions de mitigation.

6.2 Recommandations

Les méthodes de contrôle de l'érosion éolienne sur les sites miniers n'ont pas encore fait l'objet d'études approfondies. C'est pour ces raisons que l'industrie minière accorde de plus en plus d'importance à ce phénomène et à des méthodes de mitigation. Le modèle SWEEP calibré pourrait, très certainement, être utilisé pour le développement de solutions contre l'érosion éolienne. L'intérêt de la modélisation est justifié par le fait qu'elle puisse épargner de nombreux travaux de terrain en se concentrant sur des travaux de laboratoire et de calibrage du modèle. Des économies considérables de temps et d'argent pourraient être réalisées.

De plus, tout au long de ce mémoire de recherche, de nombreuses interrogations sont survenues et ont remis en cause certaines méthodes, certains calculs ainsi que le rôle et l'estimation des paramètres utilisés dans le modèle SWEEP. *In fine*, ces interrogations se sont éclaircies et permettent de proposer les 8 recommandations suivantes pour les recherches futures :

1. L'acquisition de données et le suivi régulier de terrain (15 jours), sur un ou deux ans, avec au moins 4 stations de collecte par site, permettraient d'estimer les pertes de sol sur une année. Les stations de collecte doivent être placées stratégiquement, de préférence sur les extrémités des parcs en fonction des vents dominants. Il serait judicieux d'ajouter des sondes mesurant, en continu ou à chaque heure, la teneur en eau massique à la surface des résidus, c'est-à-dire dans les 3 premiers centimètres.
2. En parallèle, l'étude de la taille granulométrique des poussières captées permettrait de déterminer le diamètre des particules responsables de la saltation et de celles en suspension ainsi que de valider l'efficacité des collecteurs. En plus de cela, la détermination des flux horizontaux en saltation et en suspension pourrait être entreprise grâce aux méthodes existantes.

3. Estimer la rugosité aérodynamique (z_0) sur le terrain, avec la méthode de photographie aérienne ou grâce au PI-SWERL, permettrait de mieux définir le profil du vent sur les parcs à résidus et affinerait l'estimation de la vitesse de friction seuil.
4. Étudier et mesurer *in-situ* les paramètres des agrégats du sol (distribution des tailles et stabilité) de résidus miniers, au cours d'une année, permettrait d'affiner les modélisations. Les équations empiriques internes au modèle SWEEP pourraient être revues.
5. Étudier et mesurer *in-situ* les paramètres de surface du sol, notamment la rugosité aléatoire et la présence de croûte, de résidus miniers, au cours d'une année, permettraient d'affiner les modélisations.
6. Étudier et définir les paramètres de croûte pour les abat-poussières, en fonction du gel, de l'humidité, du type de produit utilisé, du temps etc... Ainsi, ces paramètres pourraient être utilisés dans le modèle SWEEP et permettraient de comparer numériquement différents abat-poussières et méthodes de contrôle de l'érosion éolienne.
7. Étudier l'impact des parcs à résidus en relief vis-à-vis des vents : vitesse de vent sur des parcs en relief, influence d'une butte, zones exposées en fonction de la direction du vent.
8. En finalité, utiliser les données des simulations numériques du modèle SWEEP en les intégrant dans un modèle de dispersion atmosphérique. Obtenir une cartographie, dans un Système d'Information Géographique (SIG) ou grâce à un modèle de dispersion des poussières, serait l'idéal pour évaluer l'impact environnementale de l'érosion sur les résidus miniers.

BIBLIOGRAPHIE

- Allmaras, R. R., Burwell, R. E., Larson, W. E. et Holt, R. F. (1966). Total porosity and random roughness of the interrow zone as influenced by tillage.
- Arens, S. M., Boxel, J. H. van et Abuodha, J. O. Z. (2002). Changes in grain size of sand in transport over a foredune. *Earth Surface Processes and Landforms*, 27(11), 1163-1175. doi: 10.1002/esp.418
- Arnalds, O., Thorarinsdottir, E. F., Thorsson, J., Waldhauserova, P. D. et Agustsdottir, A. M. (2013). An extreme wind erosion event of the fresh Eyjafjallajökull 2010 volcanic ash. *Scientific Reports*, 3, 1257. doi: 10.1038/srep01257
- Aubertin, M., Bussière, B. et Bernier, L. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers : manuel sur cédérom*. (s. 1.) : Presses International Polytechnique.
- Aubertin, M., Bussière, B., James, M., Jaouhar, E. M., Martin, V., Pépin, N., ... Chapuis, R. P. (2011). Vers une mise à jour des critères de stabilité géotechnique pour la conception des ouvrages de retenue de résidus miniers. Dans *CR Symposium sur les Mines et l'Environnement, Rouyn-Noranda, CIM, CD Rom*.
- Awoh, A. S., Mbonimpa, M. et Hane, I. (2018). *Étude comparative de la performance d'abat-poussières à contrôler l'érosion éolienne sur les parcs à résidus miniers*. Shaw Conference Centre in Edmonton, Alberta, Canada.
- Baas A. C. W. et Nield J. M. (2007). Modelling vegetated dune landscapes. *Geophysical Research Letters*, 34(6). doi: 10.1029/2006GL029152
- Bagnold, R. A. (1941). *The physics of blown sand and desert dunes*. London ; New York : Methuen & Co. : William Morrow. Récupéré de Trove : <http://trove.nla.gov.au/version/20791266>
- Bagnold, R. A. (1943). *The Physics of blown sand and desert dunes*.
- Basaran, M., Erpul, G., Uzun, O. et Gabriels, D. (2011). Comparative efficiency testing for a newly designed cyclone type sediment trap for wind erosion measurements. *Geomorphology*, 130(3), 343-351. doi: 10.1016/j.geomorph.2011.04.016
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J. et Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International journal of mineral processing*, 60(1), 57-74.
- Benzaazoua, Mostafa, Belem, T. et Bussiere, B. (2002). Chemical factors that influence the performance of mine sulphidic paste backfill. *Cement and Concrete Research*, 32(7), 1133-1144.
- Benzaazoua, Mostafa, Ouellet, J., Servant, S., Newman, P. et Verburg, R. (1999). Cementitious backfill with high sulfur content physical, chemical, and mineralogical characterization. *Cement and Concrete Research*, 29(5), 719-725.
- Bisal, F. et Pelton, W. L. (1971). Effect of freeze-drying on the surface properties of soils as measured by the heat of immersion. *Canadian Journal of Soil Science*, 51(2), 229-233. doi: 10.4141/cjss71-029

- Boyd, D. W., Skidmore, E. L. et Thompson, J. G. (1983). A soil-aggregate crushing-energy meter. *Soil Science Society of America Journal*.
- Brotons, J. M., Díaz, A. R., Sarría, F. A. et Serrato, F. B. (2010). Wind erosion on mining waste in southeast Spain. *Land Degradation & Development*, 21(2), 196-209. doi: 10.1002/ldr.948
- Bullock, M. S., Larney, F. J., McGinn, S. M. et Izaurrealde, R. C. (1999). Freeze-drying processes and wind erodibility of a clay loam soil in southern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, 79(1), 127-135. doi: 10.4141/S98-027
- Bussièrre, B. (2007). Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(9), 1019–1052.
- Bussièrre, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M. et Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology*, 45(5), 609–622.
- Chepil, W. S. (1950). Methods of estimating apparent density of discrete soil grains and aggregates. *Soil Science*, 70(5), 351.
- Chepil, W. S. (1956). Influence of Moisture on Erodibility of Soil by Wind. *Soil Science Society of America Journal*, 20(2), 288-292.
- Chepil, W. S. (1958). *Soil conditions that influence wind erosion*. [Tech]. (1185), p. 28. USDA.
- Chepil, W. S. et Woodruff, N. P. (1954). Estimations of wind erodibility of field surfaces. *J. Soil Water Conservation*, 9(257-265), 285.
- Chepil, W. S. et Woodruff, N. P. (1963). The physics of wind erosion and its control contribution from soil and water conservation research division, Agricultural Research Service, USDA, with Kansas Agricultural Experiment Station cooperating. Department of Agronomy Contribution No. 795. Dans A. G. Norman (dir.), *Advances in Agronomy* (vol. 15, p. 211-302). Academic Press. doi: 10.1016/S0065-2113(08)60400-9
- Chung, S. H., Herron-Thorpe, F. L., Lamb, B. K., VanReken, T. M., Vaughan, J. K., Gao, J., ... Fox, F. (2013). Application of the Wind Erosion Prediction System in the AIRPACT regional air quality modeling framework. *Transactions of the ASABE*, 56(2), 625-641.
- Colazo, J. C. et Buschiazzo, D. E. (2010). Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. *Geoderma*, 159(1-2), 228–236.
- Conesa, H. M., Faz, A. et Arnaldos, R. (2006). Heavy metal accumulation and tolerance in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión mining district (SE Spain). *The Science of the Total Environment*, 366(1), 1-11. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.12.008
- Cornelis, W. M. et Gabriels, D. (2003). A simple low-cost sand catcher for wind-tunnel simulations. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28(9), 1033-1041. doi: 10.1002/esp.1023
- Corriveau, M. C., Jamieson, H. E., Parsons, M. B., Campbell, J. L. et Lanzirotti, A. (2011). Direct characterization of airborne particles associated with arsenic-rich mine tailings: Particle size, mineralogy and texture. *Applied Geochemistry*, 26(9), 1639-1648. doi: 10.1016/j.apgeochem.2011.04.021

- Csavina, J., Landázuri, A., Wonaschütz, A., Rine, K., Rheinheimer, P., Barbaris, B., ... Betterton, E. A. (2011). Metal and metalloid contaminants in atmospheric aerosols from mining operations. *Water, Air, and Soil Pollution*, 221(1-4), 145-157. doi: 10.1007/s11270-011-0777-x
- Derycke, V. (2012). *Optimisation de la désulfuration de produits miniers en vue de la diminution de leur potentiel polluant: effet de la granulométrie, du type de sulfures et évaluation de la qualité des eaux de drainage post-traitement* (PhD Thesis). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Dong, Z., Man, D., Luo, W., Qian, G., Wang, J., Zhao, M., ... Zhu, S. (2010). Horizontal aeolian sediment flux in the Minqin area, a major source of Chinese dust storms. *Geomorphology*, 116(1), 58-66. doi: 10.1016/j.geomorph.2009.10.008
- Donk, S. J. et Skidmore, E. L. (2001). Field experiments for evaluating wind erosion models. *Annals of Arid Zone*, 40.
- Donk, S. J. et Skidmore, E. L. (2003). Measurement and simulation of wind erosion, roughness degradation and residue decomposition on an agricultural field. *Earth Surface Processes and Landforms*, 28(11), 1243-1258. doi: 10.1002/esp.1037
- Durán, O., Claudin, P. et Andreotti, B. (2011). On aeolian transport: Grain-scale interactions, dynamical mechanisms and scaling laws. *Aeolian Research*, 3(3), 243-270. doi: 10.1016/j.aeolia.2011.07.006
- Etyemezian, V., Nikolich, G., Ahonen, S., Pitchford, M., Sweeney, M., Purcell, R., ... Kuhns, H. (2007). The Portable In Situ Wind Erosion Laboratory (PI-SWERL): A new method to measure PM10 windblown dust properties and potential for emissions. *Atmospheric Environment*, 41, 3789-3796. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.01.018
- Farrell, E. J., Sherman, D. J., Ellis, J. T. et Li, B. (2012). Vertical distribution of grain size for wind blown sand. *Aeolian Research*, 7, 51-61. doi: 10.1016/j.aeolia.2012.03.003
- Feng, G. et Sharratt, B. (2009). Evaluation of the SWEEP model during high wind on the Columbia Plateau. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34. doi: 10.1002/esp.1818
- Fryrear, D., Sutherland, P., Davis, G., Hardee, G. et Dollar, M. (1999). *Wind erosion estimates with RWEQ and WEQ* (p. 760-765).
- Fryrear, D. W. (1986). A field dust sampler. *Journal of Soil and Water Conservation*, 41(2), 117-120. Récupéré de www.jswconline.org.
- Fryrear, D. W. et Saleh, A. (1996). Wind erosion: Field length. *Soil Science*, 161(6), 398-404.
- Fryrear, D. W., Saleh, A., Bilbro, J. D., Schomberg, H. M., Stout, J. E. et Zobeck, T. M. (1998). Revised Wind Erosion Equation (RWEQ). Wind erosion and water conservation research unit, USDA-ARS, Southern plains area cropping systems research laboratory.
- Fryrear, D. W., Stout, J. E., Hagen, L. J. et Vories, E. D. (1991). Wind erosion: field measurement and analysis. *Transactions of the ASAE*, 34(1), 0155. doi: 10.13031/2013.31638
- Funk, R., Skidmore, E. L. et Hagen, L. J. (2004). Comparison of wind erosion measurements in Germany with simulated soil losses by WEPS. *Environmental Modelling & Software*, 19(2), 177-183. doi: 10.1016/S1364-8152(03)00120-8

- Gardner, W. R. (1956). Representation of soil aggregate-size distribution by a logarithmic-normal distribution, 2. *Soil Science Society of America Journal*, 20(2), 151-153. doi: 10.2136/sssaj1956.03615995002000020003x
- Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, E. (2003). *Environnement et santé publique - Fondements et pratiques*. (Paris, Saint-Hyacinthe), p. 1023
- Goossens, D. et Buck, B. J. (2012). Can BSNE (Big Spring Number Eight) samplers be used to measure PM10, respirable dust, PM2.5 and PM1.0 ? *Aeolian Research*, 5, 43-49. doi: 10.1016/j.aeolia.2012.03.002
- Goossens, D., Offer, Z. et London, G. (2000). Wind tunnel and field calibration of five aeolian sand traps. *Geomorphology*, 35(3), 233-252. doi: 10.1016/S0169-555X(00)00041-6
- Goossens, D. et Offer, Z. Y. (1994). An evaluation of the efficiency of some eolian dust collectors. *Soil Technology*, 7(1), 25-35. doi: 10.1016/0933-3630(94)90004-3
- Goossens, D. et Offer, Z. Y. (2000). Wind tunnel and field calibration of six aeolian dust samplers. *Atmospheric Environment*, 34(7), 1043-1057. doi: 10.1016/S1352-2310(99)00376-3
- Greeley, R. et Iversen, J. D. (1985). *Wind as a geological process on Earth, Mars, Venus and Titan*. (s. l. n. é.).
- Gregorich, E. G. et Carter, M. R. (2007). *Soil sampling and methods of analysis*. (s. l.): CRC press.
- Gregory, J. M., Wilson, G. R., Singh, U. B. et Darwish, M. M. (2004). TEAM: integrated, process-based wind-erosion model. *Modelling of Wind Erosion and Aeolian Processes*, 19(2), 205-215. doi: 10.1016/S1364-8152(03)00124-5
- Hagen, L. J. (1991). A wind erosion prediction system to meet user needs. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(2), 106-111.
- Hagen, L. J. (2004). Evaluation of the Wind Erosion Prediction System (WEPS) erosion submodel on cropland fields. *Environmental Modelling & Software*, 19(2), 171-176. doi: 10.1016/S1364-8152(03)00119-1
- Hagen, L. J., Schroeder, B. et Skidmore, E. L. (1995). A vertical soil crushing-energy meter. *Transactions of the ASAE*, 38(3), 711-715.
- Hagen, L. J., van Pelt, S. et Sharratt, B. (2010). Estimating the saltation and suspension components from field wind erosion. *Aeolian Research*, 1(3), 147-153. doi: 10.1016/j.aeolia.2009.08.002
- Hémon, P. (2006). *Vibrations des structures couplées avec le vent*. (s. l.) : Editions Ecole Polytechnique.
- Hevia, G. G., Mendez, M. et Buschiazzi, D. E. (2007). Tillage affects soil aggregation parameters linked with wind erosion. *Geoderma*, 140(1-2), 90-96.
- Hilton, M., Nickling, B., Wakes, S., Sherman, D., Konlechner, T., Jermy, M. et Geoghegan, P. (2017). An efficient, self-orienting, vertical-array, sand trap. *Aeolian Research*, 25, 11-21. doi: 10.1016/j.aeolia.2017.01.003
- Institut national de santé publique du Québec. (2012). Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975 - 2009.

- Jackson, D. W. T. (1996). A new, instantaneous aeolian sand trap design for field use. *Sedimentology*, 43(5), 791-796. doi: 10.1111/j.1365-3091.1996.tb01502.x
- Janssen, W. et Tetzlaff, G. (1991). Entwicklung und eichung einer registrierenden suspensionsfalle. *Zeitschrift Für Kulturtechnik und Landentwicklung*, 32, 167-180.
- Jia, Q., Al-Ansari, N. et Knutsson, S. (2014). Modeling of Wind Erosion of the Aitik Tailings Dam Using SWEEP Model. *Engineering (Sweden)*, p. 355-364.
- Kardous, M. (2005). *Quantification de l'érosion éolienne dans les zones arides tunisiennes : approche expérimentale et modélisation*. (s. l.) : Paris 12.
- Kavouras, I. G., Etyemezian, V., Nikolich, G., Gillies, J., Sweeney, M., Young, M. et Shafer, D. (2009). A new technique for characterizing the efficacy of fugitive dust suppressants. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59(5), 603-612. doi: 10.3155/1047-3289.59.5.603
- Kawamura, R. (1951). *Study of sand movement by wind*. (s. l. n. é.).
- Kok, J. F., Parteli, E. J. R., Michaels, T. I. et Karam, D. B. (2012). The physics of wind-blown sand and dust. *Reports on Progress in Physics*, 75(10), 106901. doi: 10.1088/0034-4885/75/10/106901
- Künzli, N., Perez, L. et Rapp, R. (2010). *Qualité de l'air et santé*, p. 68 p. Switzerland : European Respiratory Society, Swiss Tropical and Public Health Institute.
- Layton, J. B., Skidmore, E. L. et Thompson, C. A. (1993). Winter-associated changes in dry-soil aggregation as influenced by management. *Soil Science Society of America Journal*, 57(6), 1568-1572.
- Leatherman, S. P. (1978). A new aeolian sand trap design. *Sedimentology*, 25(2), 303-306. doi: 10.1111/j.1365-3091.1978.tb00315.x
- Lettau, K. et Lettau, H. (1978). Experimental and micrometeorological field studies of dune migration. Dans *Exploring the world's driest climate*. Madison.
- Lewis et Clark. (1806). *Letter report sent to President Jefferson from Wallula, WA*.
- Leys, J. F. et McTainsh, G. h. (1996). Sediment fluxes and particle grain-size characteristics of wind-eroded sediments in southeastern Australia. *Earth Surface Processes and Landforms*.
- Malin, J. C. (1946). Dust storms. *Kansas Historical Quaterly* 14, p. 129-413.
- Mao, X. (2007). The harmonious character in equilibrium aeolian transport on mixed sand bed. *Geomorphology*, 86, 230-242. doi: 10.1016/j.geomorph.2006.08.015
- Marticorena, B. et Bergametti, G. (1995). Modeling the atmospheric dust cycle: 1. Design of a soil-derived dust emission scheme. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 100(D8), 16415-16430. doi: 10.1029/95JD00690
- Martin, V., McMullen, J. et Aubertin, M. (2005). Les résidus en pâte et la déposition en surface des rejets de concentrateur. Dans *Proceedings of the 2nd International Symposium on Mining and the Environment, Rouyn-Noranda, Quebec, Canada* (p. 56-71).

- Maurer, T., Herrmann, L., Gaiser, T., Mounkaila, M. et Stahr, K. (2006). A mobile wind tunnel for wind erosion field measurements. *Journal of Arid Environments*, 66(2), 257-271. doi: 10.1016/j.jaridenv.2005.11.002
- McCarthy, D. F. (1998). *Essentials of Soil Mechanics and Foundations: Basic Geotechnics*. (s. 1.) : Prentice Hall.
- McKenzie, N. J., Isbell, R. F., Jacquier, D. W. et Brown, K. L. (2004). *Australian soils and landscapes: an illustrated compendium*.
- MDDELCC. (2017). Préparation et réalisation d'une modélisation de la dispersion des émissions atmosphériques - Projets miniers. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- Mendez, M. J., Funk, R. et Buschiazzo, D. E. (2011). Field wind erosion measurements with Big Spring Number Eight (BSNE) and Modified Wilson and Cook (MWAC) samplers. *Geomorphology*, 129(1), 43-48. doi: 10.1016/j.geomorph.2011.01.011
- Mendez, M. J., Funk, R. et Buschiazzo, D. E. (2016). Efficiency of Big Spring Number Eight (BSNE) and Modified Wilson and Cook (MWAC) samplers to collect PM10, PM2.5 and PM1. *Aeolian Research*, 21, 37-44. doi: 10.1016/j.aeolia.2016.02.003
- Merrill, S. D., Black, A. L., Fryrear, D. W., Saleh, A., Zobeck, T. M., Halvorson, A. et Tanaka, D. L. (1999). Soil wind erosion hazard of spring wheat-fallow as affected by long-term climate and tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 63. doi: 10.2136/sssaj1999.6361768x
- Meza-Figueroa, D., Maier, R. M., de la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., ... Palafox-Reyes, J. (2009). The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a mining town in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1), 140-147. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.04.068
- Moeys, J. (2018). The soil texture wizard: R functions for plotting, classifying, transforming and exploring soil texture data. *CRAN. R-Project*.
- Nickling, W. G. (1978). Eolian sediment transport during dust storms: Slims River Valley, Yukon Territory. *Canadian Journal of Earth Sciences - CAN J EARTH SCI*, 15, 1069-1084. doi: 10.1139/e78-114
- Nickling, W. G. et McKenna Neuman, C. (1997). Wind tunnel evaluation of a wedge-shaped aeolian sediment trap. *Geomorphology*, 18(3), 333-345. doi: 10.1016/S0169-555X(96)00040-2
- Nield, J. M., King, J., Wiggs, G. F., Leyland, J., Bryant, R. G., Chiverrell, R. C., ... Vircavs, L. H. (2013). Estimating aerodynamic roughness over complex surface terrain. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(23), 12-948.
- Organisation mondiale de la Santé. (2006). *Air quality guidelines, Global update 2005, Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. (Seconde édition), p. 484 p. Copenhague.
- Owen, P. R. (1964). Saltation of uniform grains in air. *Journal of Fluid Mechanics*, 20(2), 225-242. doi: 10.1017/S0022112064001173
- Paradis, J. (2011). *Inventaire des émissions des principaux contaminants atmosphériques au Québec en 2008 et évolution depuis 1990.*, p. 29 p. Québec.

- Pi, H., Sharratt, B., Feng, G., Lei, J., Li, X. et Zheng, Z. (2016). Validation of SWEEP for creep, saltation, and suspension in a desert-oasis ecotone. *Aeolian Research*, 20, 157-168. doi: 10.1016/j.aeolia.2016.01.006
- Rognon, P., Arrué, J. L. et Coudé-Gaussen, G. (1997). Paramètres pédologiques intervenant dans l'érosion éolienne en régions sèches méditerranéennes. *Science et changements planétaires / Sécheresse*, p. 109-116.
- Shannak, B., Corsmeier, U., Kottmeier, Ch. et Al-azab, T. (2014). Wind tunnel study of twelve dust samples by large particle size. *Atmospheric Environment*, 98, 442-453. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.08.062
- Shao, Y. (2009). *Physics and Modelling of Wind Erosion* (vol. 37). Atmospheric and Oceanographic Sciences Library. Dordrecht : Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-1-4020-8895-7
- Shao, Y., Raupach, M. R. et Findlater, P. A. (1993). Effect of saltation bombardment on the entrainment of dust by wind. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 98(D7), 12719-12726. doi: 10.1029/93JD00396
- Sharratt, B., Feng, G. et Wendling, L. (2007). Loss of soil and PM10 from agricultural fields associated with high winds on the Columbia Plateau. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32(4), 621-630. doi: 10.1002/esp.1425
- Sharratt, Brenton. (2011). Size distribution of windblown sediment emitted from agricultural fields in the Columbia plateau. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 1054-1060. doi: 10.2136/sssaj2010.0337
- Sherman, D. J., Swann, C. et Barron, J. D. (2014). A high-efficiency, low-cost aeolian sand trap. *Aeolian Research*, 13, 31-34. doi: 10.1016/j.aeolia.2014.02.006
- Shi, P., Yan, P., Yuan, Y. et Nearing, M. A. (2004). Wind erosion research in China: past, present and future. *Progress in Physical Geography*, 28(3), 366-386. doi: 10.1191/0309133304pp416ra
- Skidmore, E. L. (1986). Wind erosion climatic erosivity. *Climatic Change*, 9(1-2), 195-208. doi: 10.1007/BF00140536
- Skidmore, E. L., Hagen, L. J., Armbrust, D. V., Durar, A. A., Fryrear, D. W., Potter, K. N., ... Zobeck, T. M. (1994). Methods for investigating basic processes and conditions affecting wind erosion. *Soil erosion Research methods*, 295-330.
- Skidmore, E. L. et Layton, J. B. (1992). Dry-soil aggregate stability as influenced by selected soil properties. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ*, 56. doi: 10.2136/sssaj1992.03615995005600020034x
- Skidmore, E. L. et Powers, D. H. (1982). Dry soil-aggregate stability: Energy-based index 1. *Soil Science Society of America Journal*, 46(6), 1274-1279. Récupéré de Google Scholar.
- Soil Science Division Staff. (2017). *Soil Survey Manual*C. Ditzler, K. Scheffe, and H.C. Monger (eds.). USDA HandBook 18. Washington, D.C. : Government Printing Office.
- Sørensen, M. (2004). On the rate of aeolian sand transport. *Geomorphology*, 59(1), 53-62. doi: 10.1016/j.geomorph.2003.09.005

- Stout, J. E. (1990). Wind erosion within a simple field. *Transactions of the ASAE (USA)*.
- Stout, J. E. et Fryrear, D. W. (1989). Performance of a windblown-particle sampler. *Transactions of the ASAE*, 32(6), 2041. doi: 10.13031/2013.31260
- Stout, J. E. et Zobeck, T. M. (1996). The Wolfforth field experiment: a wind erosion study. *Soil Science*, 161(9), 616-632.
- Sweeney, M., Etyemezian, V., Macpherson, T., Nickling, W., Gillies, J., Nikolich, G. et McDonald, E. (2008). Comparison of PI-SWERL with dust emission measurements from a straight-line field wind tunnel. *J. Geophys. Res.*, 113. doi: 10.1029/2007JF000830
- Tatarko, J., Donk, S. J. van, Ascough, J. C. et Walker, D. G. (2016). Application of the WEPS and SWEEP models to non-agricultural disturbed lands. Dans *Heliyon*. doi: 10.1016/j.heliyon.2016.e00215
- Ungar, J. E. et Haff, P. K. (1987). Steady state saltation in air. *Sedimentology*, 34(2), 289-299. doi: 10.1111/j.1365-3091.1987.tb00778.x
- United States Environmental Protection Agency. (2009). *Integrated Science Assessment for Particulate Matter (Final Report)* (EPA/600/R-08/139F), p. 1071 p. Washington, DC.
- USDA. (2007). Single-event Wind Erosion Evaluation Program - User Manual.
- USDA-ARS. (2016). The Wind Erosion Prediction System - WEPS 1.5 User Manual. Agricultural Systems Research Unit, Fort Collins, Colorado, USA.
- Visser, S. M., Sterk, G. et Karssenberg, D. (2005). Wind erosion modelling in a Sahelian environment. *Environmental Modelling & Software*, 20, 69-84. doi: 10.1016/j.envsoft.2003.12.010
- Wagner, L. E. (1996). *An overview of the wind erosion prediction system* (p. 73-78). Kansas City, MO.
- Wagner, L. E. (2013). A history of Wind Erosion Prediction Models in the United States Department of Agriculture: The Wind Erosion Prediction System (WEPS). *Aeolian Research*, 10, 9-24. doi: 10.1016/j.aeolia.2012.10.001
- Webb, N. P. et McGowan, H. A. (2009). Approaches to modelling land erodibility by wind. *Progress in Physical Geography*, 33(5), 587-613. doi: 10.1177/0309133309341604
- White, B. R. (1979). Soil transport by winds on Mars. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 84(B9), 4643-4651. doi: 10.1029/JB084iB09p04643
- Woodruff, N. P. et Siddoway, F. H. (1965). A Wind Erosion Equation. *Soil Science Society of America Journal*, 29(5), 602-608. doi: 10.2136/sssaj1965.03615995002900050035x
- Yang, F., Yang, X., Huo, W., Ali, M., Zheng, X., Zhou, C. et He, Q. (2017). A continuously weighing, high frequency sand trap: Wind tunnel and field evaluations. *Geomorphology*, 293, 84-92. doi: 10.1016/j.geomorph.2017.04.008
- Yang, X., Wang, M., He, Q., Mamtimin, A., Huo, W., Yang, F. et Zhou, C. (2018). Estimation of sampling efficiency of the Big Spring Number Eight (BSNE) sampler at different heights based on sand particle size in the Taklimakan Desert. *Geomorphology*, 322, 89-96. doi: 10.1016/j.geomorph.2018.08.042

- Zhang, Z., Dong, Z., Qian, G., Wu, G. et Cui, X. (2017). An investigation into the processes and quantity of dust emissions over gravel and sand deserts in North-Western China. *Boundary-Layer Meteorology*, 163(3), 523-535. doi: 10.1007/s10546-017-0235-4
- Zingg, A. W. et Woodruff, N. P. (1951). Calibration of a portable wind tunnel for the simple determination of roughness and drag on field surfaces. *Agronomy Journal*, 43(4), 191-193.
- Zobeck, T. M. (1991). Soil properties affecting wind erosion. *Journal of Soil and Water Conservation*, 46(2), 112-118.
- Zobeck, T. M. et Fryrear, D. W. (1986). Chemical and physical characteristics of windblown sediment II. Chemical characteristics and total soil and nutrient discharge. *Transactions of the ASAE*, 29(4), 1037-1041.
- Zobeck, T. M. et Popham, T. W. (1997). Modification of the wind erosion roughness index by rainfall. *Soil Tillage*, (42), 47-61.
- Zobeck, T. M., Sterk, G., Funk, R., Rajot, J. L., Stout, J. E. et Van Pelt, R. S. (2003). Measurement and data analysis methods for field-scale erosion studies and model validation. *Earth Surface Processes and Landforms*, p. 1163-1188.
- Zobeck, T. M., Van Pelt, R., Stout, J. et W. Popham, T. (2001). *Validation of the Revised Wind Erosion Equation (RWEQ) for Single Events and Discrete Periods* (p. 471-474). doi: 10.13031/2013.4579

ANNEXE A : PROCEDURE D'UTILISATION DU LOGICIEL WRPLOT VIEW 8.0.2

Cette procédure a comme objectif d'expliquer la méthode standardisée.

DOCUMENTS :

- ✓ Installation WRPLOT View 8.0.2 ([WRPLOT View Installation Notes V.8.pdf](#))
- ✓ Guide d'utilisation WRPLOT View 8.0.2 ([WRPLOT View User Guide V.8.pdf](#))

1. Installation et prise en main

L'installation du logiciel WRPLOT View 8.0.2 est rapide et gratuite. Le lien vers le guide d'installation est disponible plus haut. Pour l'utiliser, il est nécessaire de demander et d'activer une licence gratuite d'un an grâce au lien suivant :

<https://www.weblakes.com/products/wrplot/registration.html>

Une fois le logiciel installé et la licence activée, l'interface utilisateur se présente de la manière suivante :

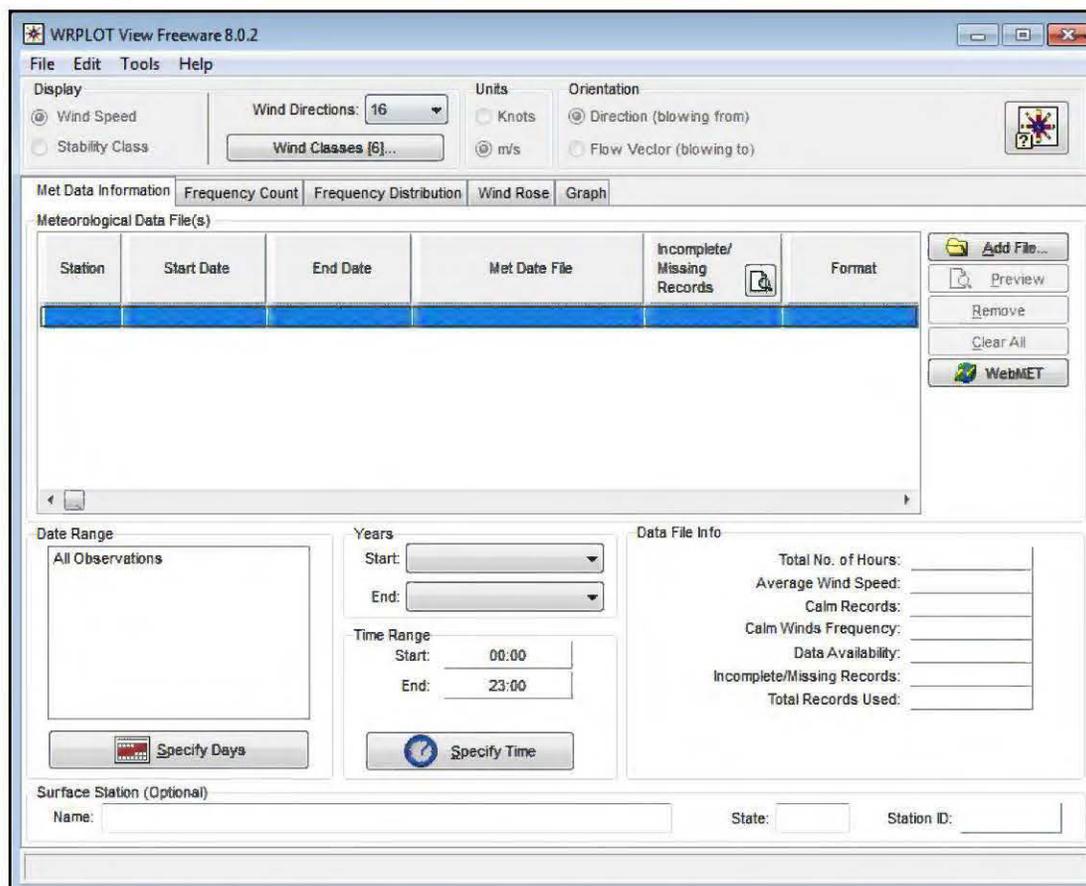


Figure 1 : Interface utilisateur du software WRPLOT View 8.0.2.

La fenêtre principale présente une interface intuitive qui offre un accès facile à tous les outils de traitement de données horaires (vitesse vent, direction vent et précipitations). Les composants de cette fenêtre sont :

- Barre des menus : **File** | **Edit** | **Tools** | **Help**
- **Display** : Wind direction (16) | Wind Classes (6) | Units (m/s) | Orientation (blowing from = soufflant vers)
- Onglets de données :
 - **Met data Information** :
 - **Files** : Options permettant de définir les fichiers de données météorologiques que la rose des vents utilisera (date début, date fin, nom fichier, données manquantes, format);
 - **Data range** | **Specify days** : Sélection des jours/mois/plusieurs mois de données ;
 - **Years** : Sélection des années ;
 - **Time range** : Sélection des heures ;
 - **Data file info** : Informations sur les données et leur utilisation (Nombre d'heures, Vitesse de vent moyenne, heures et fréquence de vents calmes, Disponibilité des données, Données incomplètes/manquantes, Nombre d'heures utilisées) ;
 - **Frequency count** : Génère un tableau contenant le nombre d'occurrences de la vitesse et de la direction du vent.
 - **Frequency distribution** : Génère un tableau contenant le pourcentage statistique des occurrences de vitesse et de direction du vent.
 - **Wind rose** : Génère une représentation graphique de la distribution de la vitesse et de la direction du vent.
 - **Graph** : génère un graphique de distribution des classes de vent.

Remarque : L'option **Tools** | **Precipitation Intensity...** permet d'obtenir les résultats de la distribution statistique des précipitations de la même façon qu'avec le vent (Frequency Count, Frequency Distribution, Wind Rose, Graph). Pour cela, les données horaires des précipitations sont nécessaires.

2. Préparation des données d'entrée

L'utilisation de WRPLOT View nécessite une préparation des données d'entrée en amont. Effectivement, le logiciel permet d'importer un fichier Excel préalablement formaté pour correspondre aux données d'entrée, tel que l'extrait de table suivant :

	A	B	C	D	E	F	G
1	Année	Mois	Jour	Heure	Direction	Vitesse (m/s)	Précipitations (mm)
2	2018	1	1	0,00	280	1,82	0,00
3	2018	1	1	1,00	250	2,05	0,00
4	2018	1	1	2,00	250	1,63	0,00
5	2018	1	1	3,00	230	1,43	0,00
6	2018	1	1	4,00	220	1,46	0,00
7	2018	1	1	5,00	200	1,57	0,00
8	2018	1	1	6,00	210	1,80	0,00
9	2018	1	1	7,00	260	1,04	0,00

Figure 2 : exemple de formatage des données d'entrée dans un fichier Excel

Les données prises en charge par WRPLOT View, ainsi que leurs formats sont :

- Année : YY ou YYYY (18 ou 2018) ;
- Mois : 1 à 12 ;
- Jour : 1 à 31 ;
- Heure : 0 à 23 ;
- Direction du vent : Entier (°) ;
- Vitesse du vent : Décimal (m/s, km/h, nœuds), arrondi à deux décimales ;
- Précipitations (si disponible) : Entier (mm), arrondi supérieur.

Remarque : Lorsque que la donnée est manquante, laisser la case vide.

3. Importation des données d'entrée

- Cliquer sur **Tools | Import from Excel...**, la fenêtre Import Data Surface from Excel s'ouvre (figure 3) ;
- Importer le fichier Excel avec le Bouton **Specify File**. Le fichier en sortie prend automatiquement le même nom et le format Save Surface Data As (.sam, format SAMSON).
- **Onglet Data Fields** (Figure 3)
 - Spécifier dans la colonne *Excel Column File* (ex : A, B, C...), la colonne correspondante dans le fichier Excel (Année, Mois, Day..). Le clic-droit

sur la colonne de la visionneuse Excel permet directement d'assigner la valeur dans la colonne *Excel Column File* ;

- Spécifier les unités dans la colonne *Unit in Excel File* correspondant aux unités dans le fichier Excel ;
 - Spécifier la première ligne à l'aide du bouton « **Set** » (Ex : 2).
- **Onglet Station Information** (Figure 3)
- Spécifier Station ID, City, State (Ex : 1, ELEONORE, QC) ;
 - Compléter Latitude, Longitude (Ex : 52, 76) ;
- Il est possible d'enregistrer les stations grâce au bouton « **Search Station** ».
- Importer les données à l'aide du bouton « **Import** » pour convertir le fichier Excel en fichier Samson (.sam).

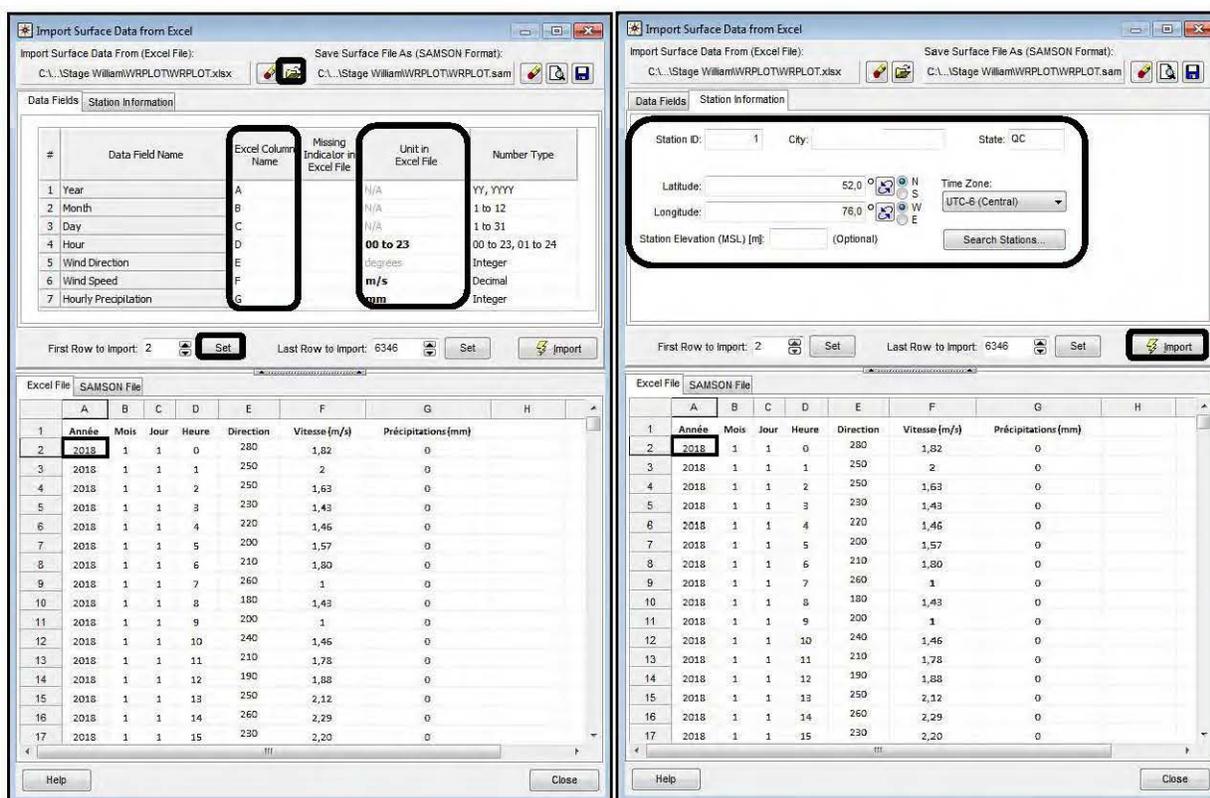


Figure 3 : Extrait de la fenêtre Import Surface Data from Excel. Gauche : Data Fields et Droite : Station Information.

- Fermer la fenêtre d'importation des données Excel.

4. Données de sortie

- **Met data Information :**

Pour importer un fichier SAMSON existant, cliquer sur le bouton « **Add File** ». Une fois importé, les informations relatives aux données apparaissent dans l'onglet **Met data Information** (en vert).

Dans cet onglet, l'utilisateur peut alors choisir les heures/jours/mois/périodes qu'il souhaite utiliser et visionner (en orange).

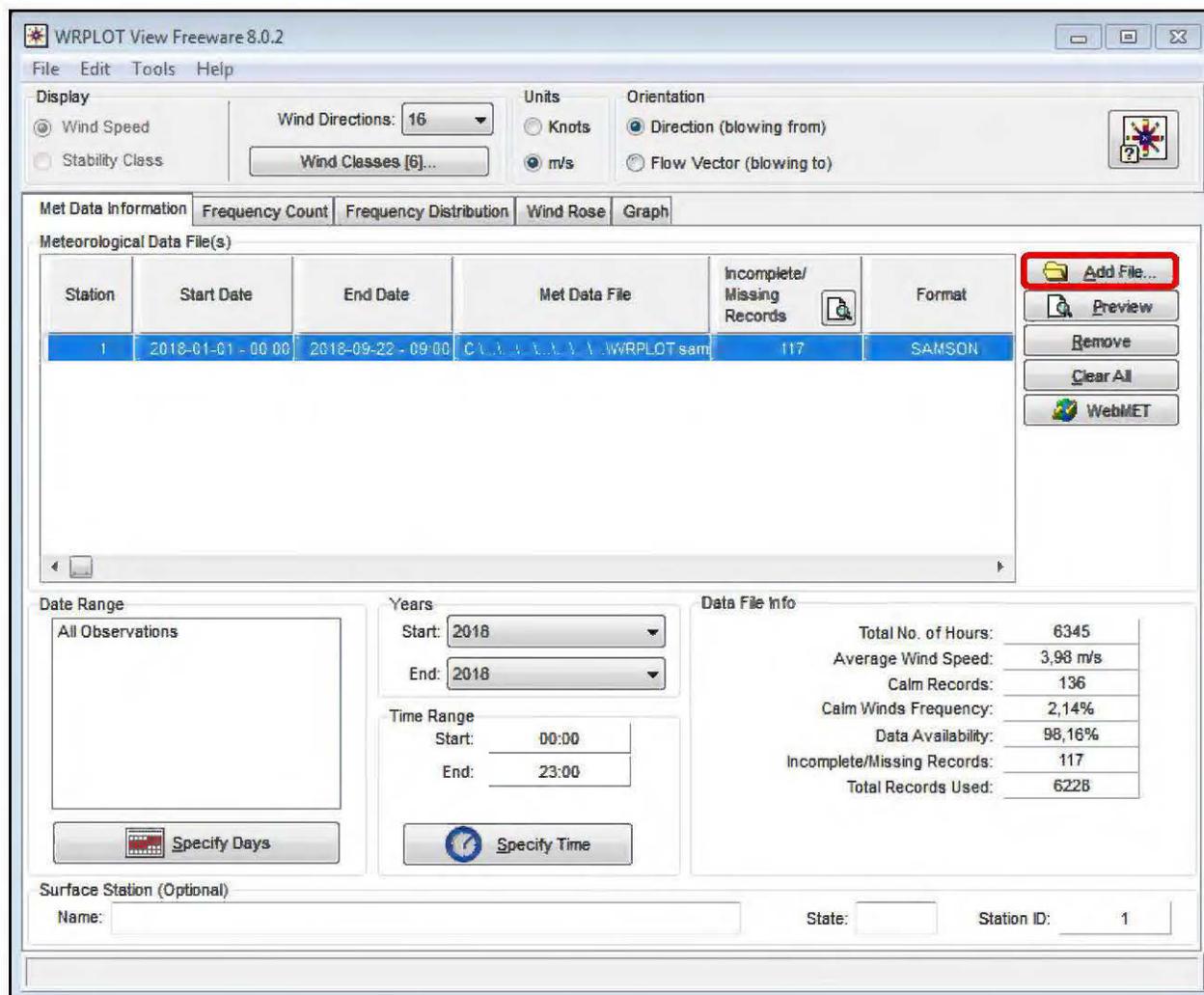


Figure 4 : Extrait de l'onglet Met data Information.

De plus, l'utilisateur peut définir le nombre de directions en fonction de la précision qu'il désire. Ce menu est disponible dans Tools | Wind Rose Sectors.... En général, pour les roses des vents 16 directions sont utilisées (N, NNE, NE, ENE, E, ESE, SE, SSE, S, SSW, SW, WSW, W, WNW,

NWW, NW, NNW). L'utilisateur peut également définir les classes de vitesse de vent (bouton «Wind Classes » ou Tools | Wind Classes...).

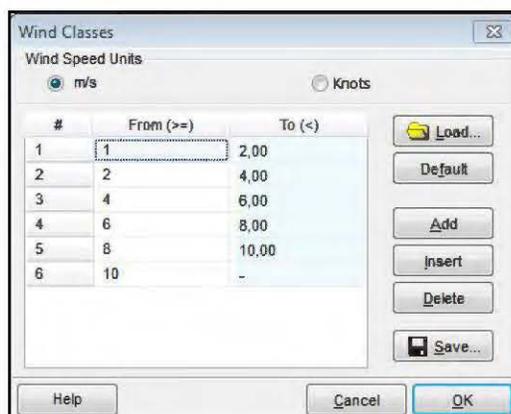


Figure 5 : Exemple de classes de vitesses du vent.

- **Frequency count**

Directions / Wind Classes (m/s)	1,00 - 2,00	2,00 - 4,00	4,00 - 6,00	6,00 - 8,00	8,00 - 10,00	>= 10,00	Total
1 N	79	200	243	125	25	11	683
2 NNE	55	145	123	42	12	2	379
3 NE	43	130	87	26	2	0	288
4 ENE	28	70	48	24	9	2	181
5 E	49	82	89	28	4	0	252
6 ESE	49	180	67	39	22	13	370
7 SE	63	173	43	21	9	3	312
8 SSE	49	90	26	10	2	0	177
9 S	59	224	67	16	2	0	368
10 SSW	31	114	50	7	0	0	202
11 SW	40	127	64	10	0	0	241
12 WSW	64	240	144	35	7	0	490
13 W	70	290	163	61	19	2	605
14 WNW	29	180	159	76	31	11	486
15 NW	48	167	157	76	54	18	520
16 NNW	39	152	164	132	39	12	538
Sub-Total	795	2564	1694	728	237	74	6092
Calms							136
Missing/incomplete							117
Total							6345

Figure 6 : Extrait de l'onglet frequency count.

Remarque : Possibilité d'exporter les données en .csv avec le bouton « **Specify CSV** ».

- **Frequency distribution**

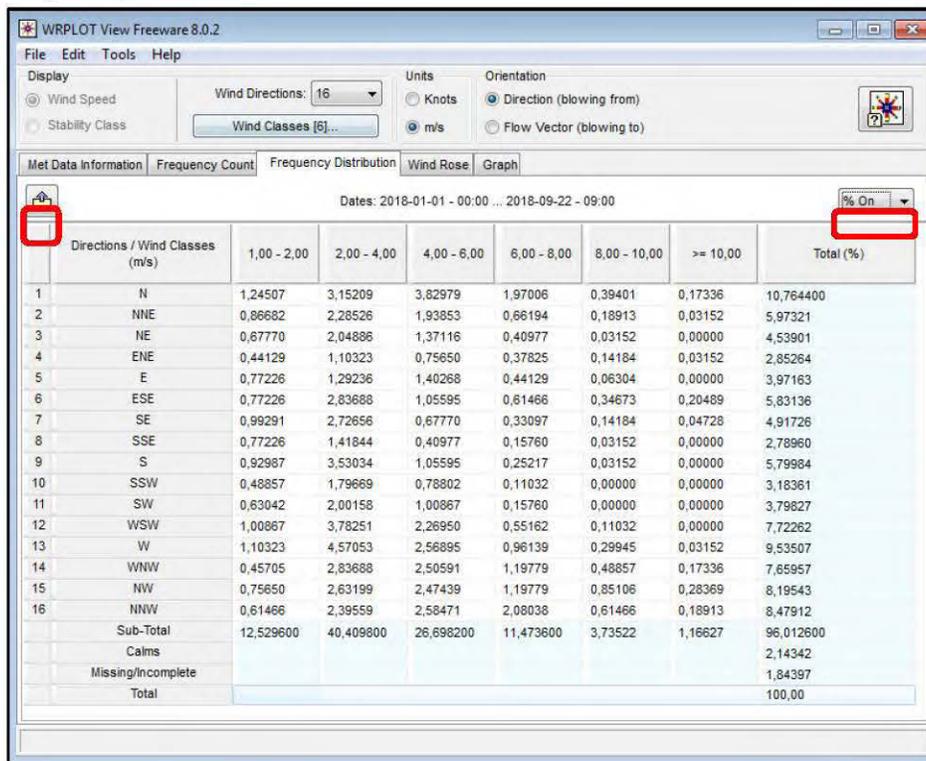


Figure 7 : Extrait de l'onglet frequency count.

Remarque : Possibilité d'exporter les données en .csv avec le bouton « **Specify CSV** » et de visionner les données en pourcentage (bouton « **%On/%Off** »).

- Wind rose

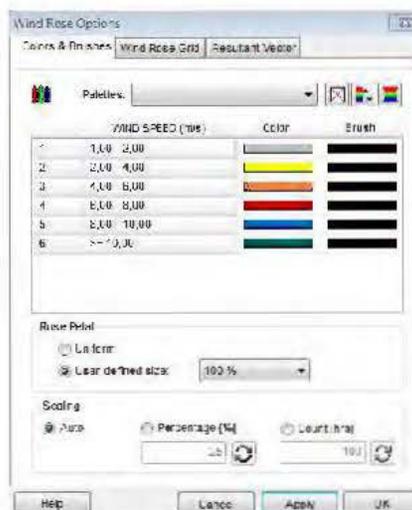
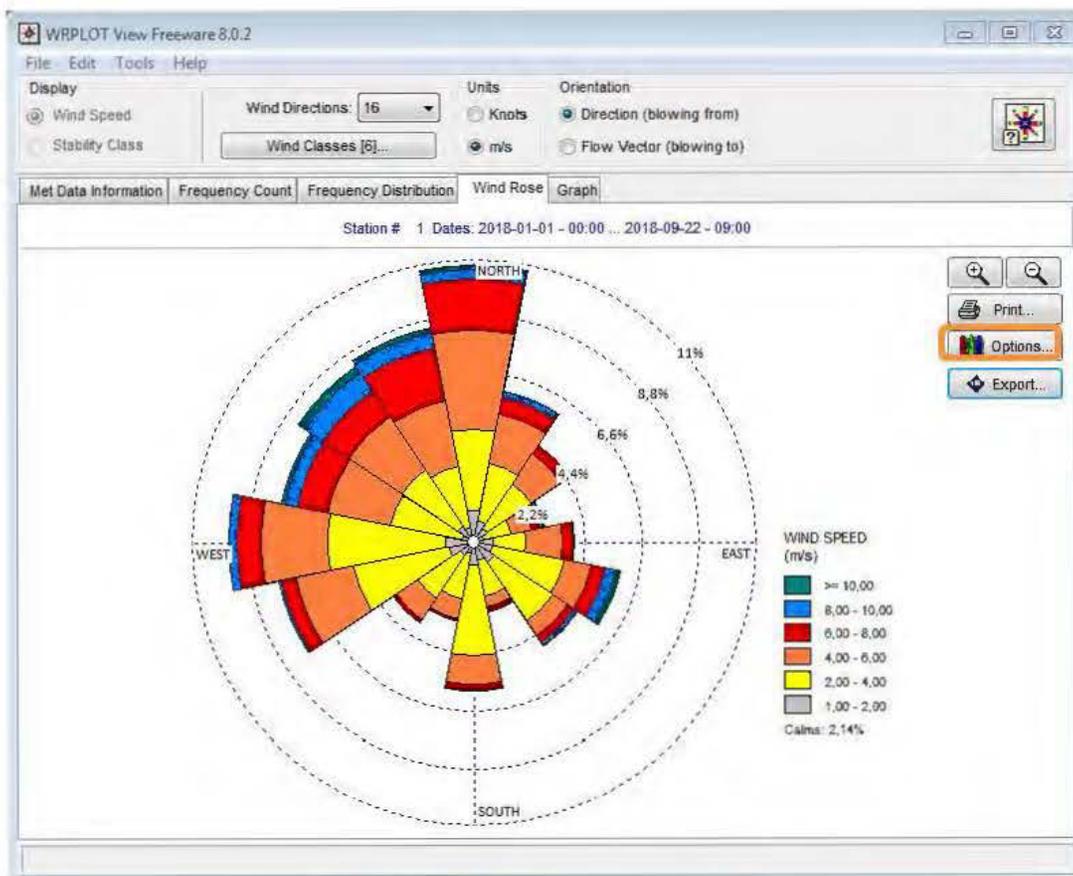


Figure 8 : Extrait de l'onglet frequency count et de la fenêtre d'options.

Remarque : Le bouton option permet de définir les paramètres d'affichage de la rose des vents.

- **Graph**

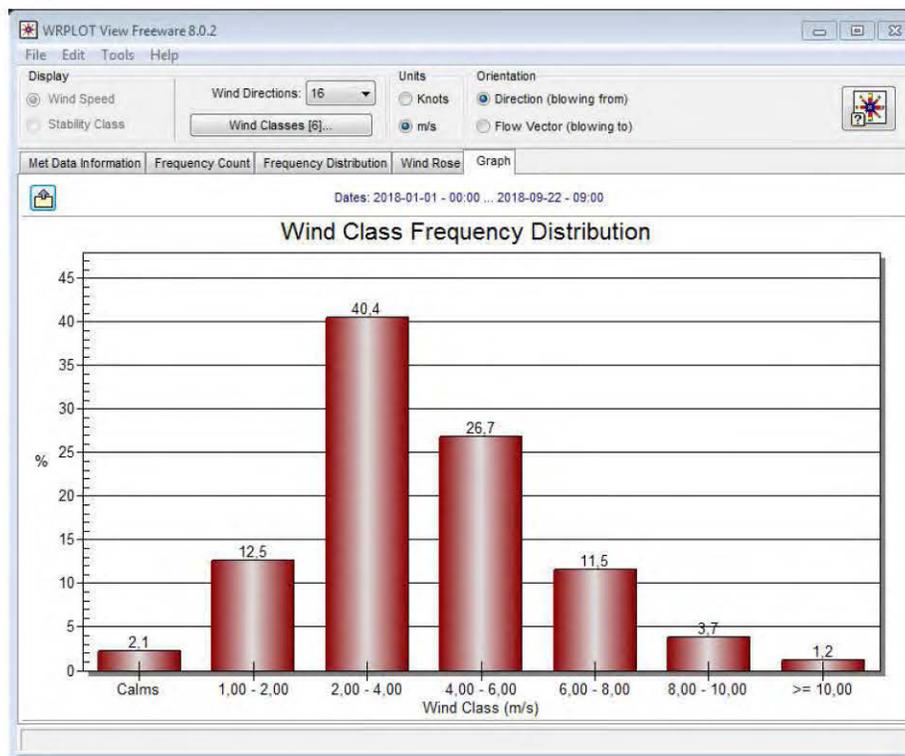


Figure 9 : Extrait de l'onglet Graph.

Exemple : 40.4% du temps, les vents sont compris entre 2 et 4 m/s.

Remarque : Possibilité d'exporter les données en .csv avec le bouton « **Specify CSV** ».

- Exporter la rose des vents

Dans l'onglet Wind Rose, l'exportation d'une rose des vents se fait via le bouton « **Print** ».

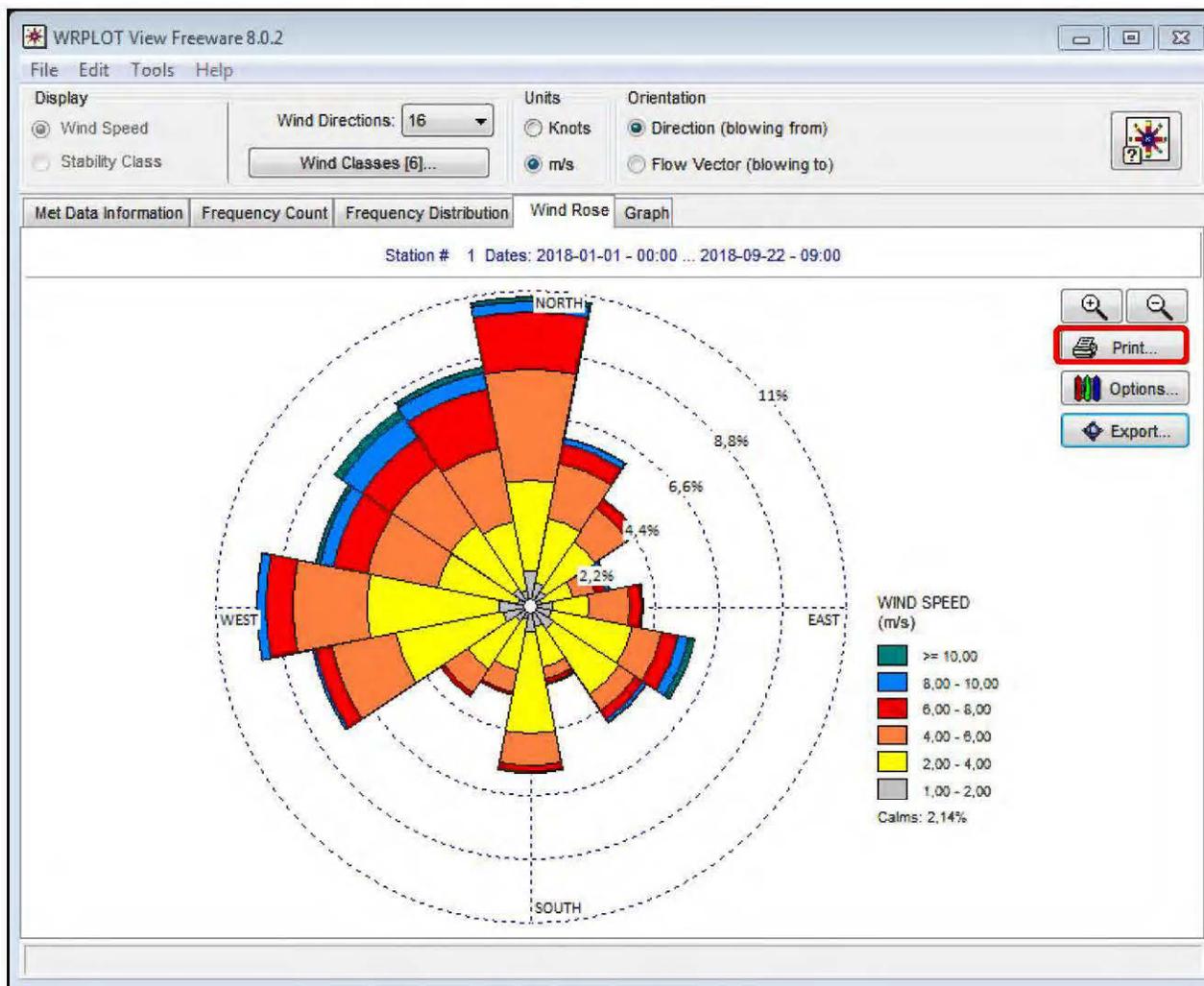


Figure 10 : Extrait de l'onglet Wind Rose.

La Fenêtre Print permet de mettre en page et d'ajouter des informations supplémentaires (figure 9, **en vert**) avant de finaliser l'exportation de la rose des vents en fichier PDF.

Pour cela, cliquer de nouveau sur « **Print** » et choisir l'imprimante : Adobe PDF.

Une fois le fichier en format PDF, il est possible de l'enregistrer en image en format .PNG ou .JPEG.

ANNEXE B : RESULTATS DES MESURES DE DENSITE APPARENTE

Site	Lieu	Date	Masse humide + Tare (g)	Masse sèche + Tare (g)	Masse sèche (g)	Volume (cm ³)	Densité apparente (-)	Teneur en eau vol. (%)	Conditions
A	CP2 Haut	25/10/18	167,29	143,00	132,34	112,8	1,17	15,5%	Résidus frais humides
A	CP2 Haut	26/10/18	324,36	291,20	84,70	112,8	0,75	28,1%	Résidus frais gelés
A	CP3	26/10/18	413,94	367,90	159,30	112,8	1,41	22,4%	Résidus anciens gelés
A	CP2 Haut	20/11/18	151,38	115,80	100,70	112,8	0,89	26,1%	Résidus frais gelés
A	CP3	20/11/18	155,88	100,60	85,70	112,8	0,76	39,2%	Résidus anciens gelés
C	Nord	13/08/18	347,54	316,27	124,99	112,8	1,11	20,0%	Résidus humides
C	Sud	13/08/18	407,62	360,40	168,50	112,8	1,49	21,9%	Résidus humides
C	Sud	14/09/18	395,85	339,92	147,92	112,8	1,31	27,4%	Résidus humides
D	Nord	01/08/18	423,89	375,06	185,34	112,8	1,64	20,9%	Résidus humides
D	Sud	01/08/18	440,28	400,41	207,75	112,8	1,84	16,1%	Résidus secs
D	Nord	13/09/18	399,78	339,31	149,31	112,8	1,32	28,8%	Résidus humides

ANNEXE C : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES RESIDUS DU SITE A, PAR VOIE HUMIDE ET SECHE.

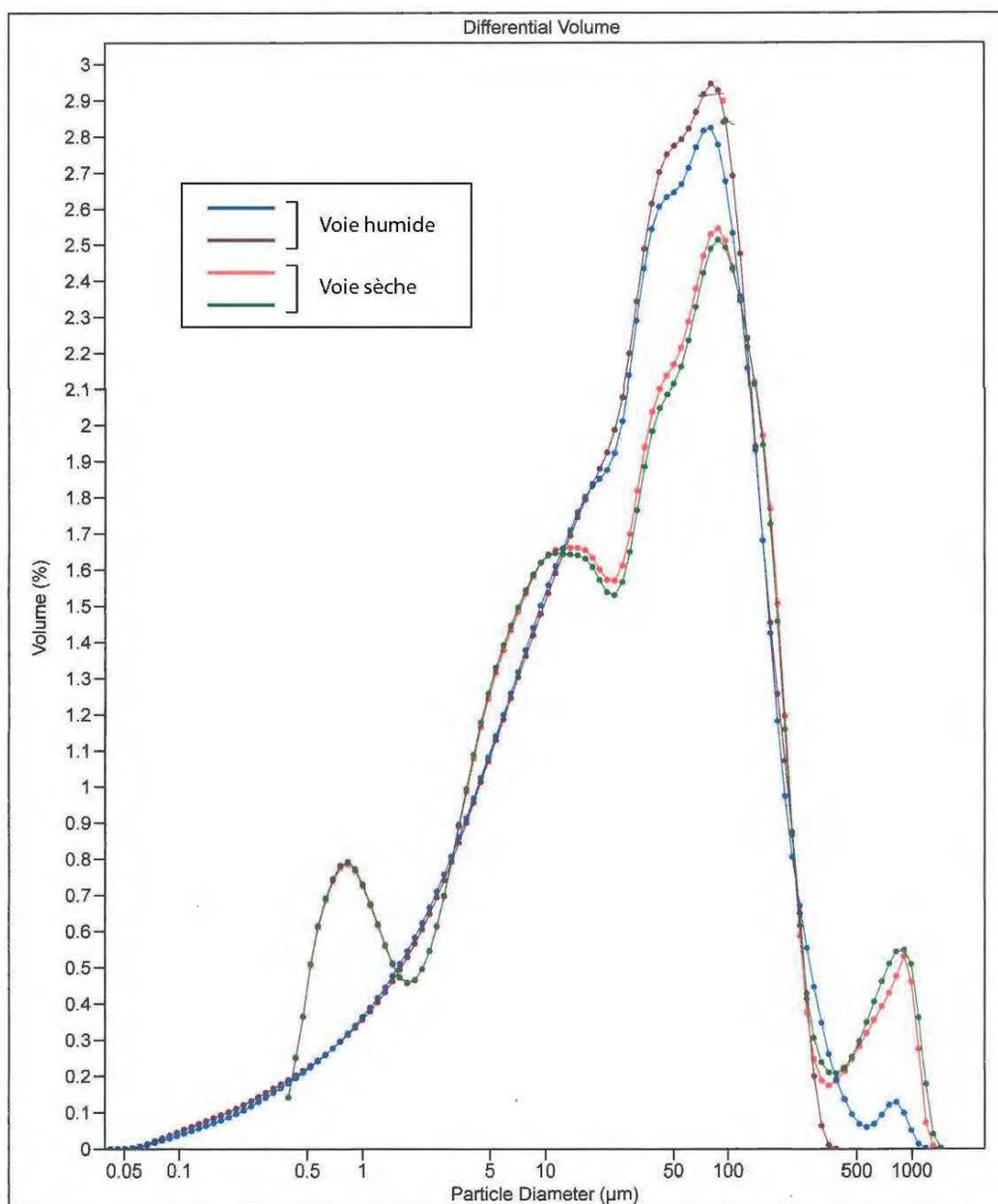
Analyse réalisée par John Tatarko le 28 novembre 2018 (Colorado, EU).



LS Particle Size Analyzer

28 Nov 2018 12:54

Beckman Coulter LS 13 320



ANNEXE D : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES RESIDUS DU SITE B, PAR VOIE HUMIDE ET SECHE.

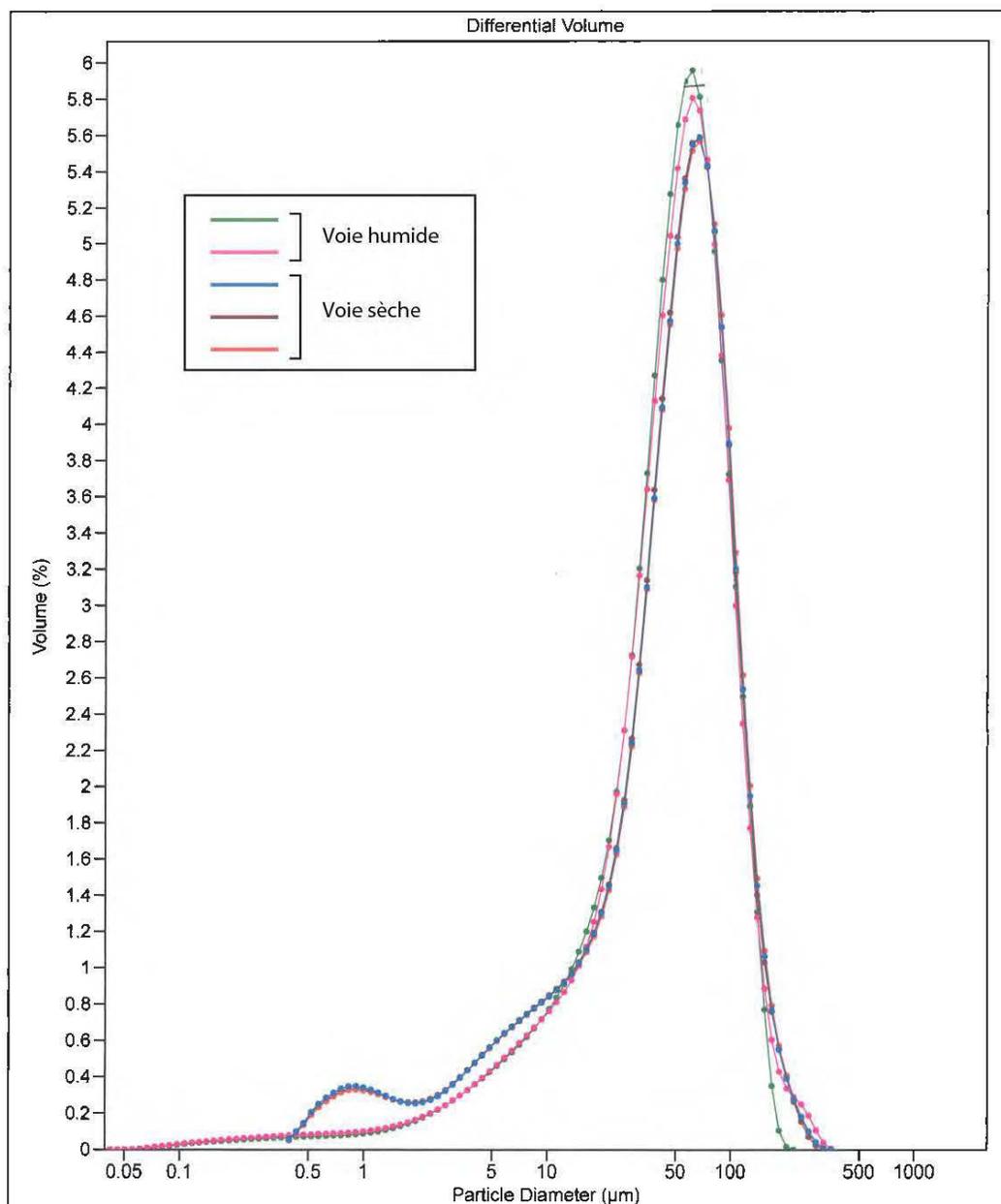
Analyse réalisée par John Tatarko le 28 novembre 2018 (Colorado, EU).



LS Particle Size Analyzer

28 Nov 2018 13:12

Beckman Coulter LS 13 320



ANNEXE E : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES RESIDUS DU SITE C, PAR VOIE HUMIDE ET SECHE.

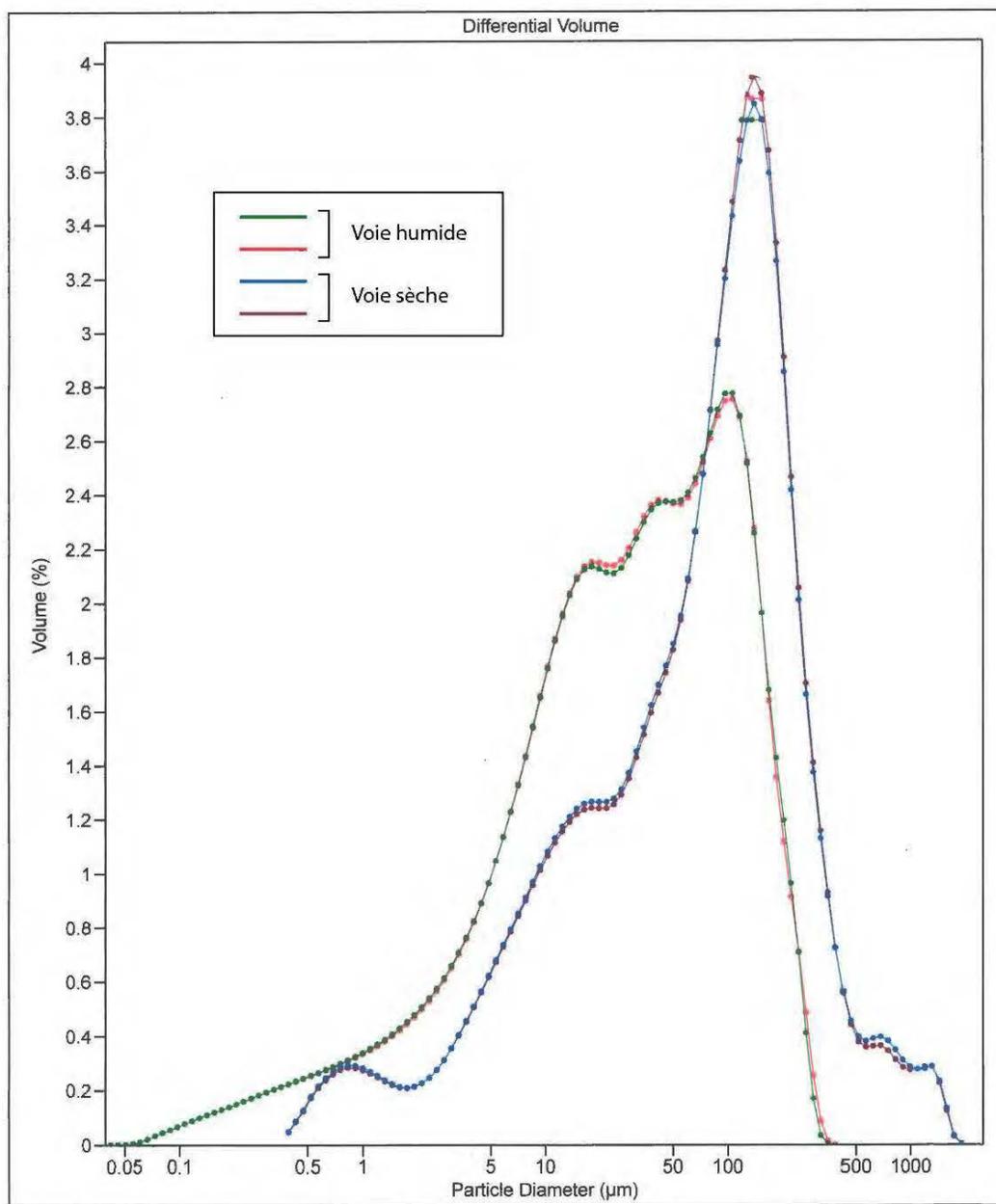
Analyse réalisée par John Tatarko le 28 novembre 2018 (Colorado, EU).



LS Particle Size Analyzer

28 Nov 2018 13:15

Beckman Coulter LS 13 320



ANNEXE F : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES RESIDUS DU SITE D, PAR VOIE HUMIDE ET SECHE.

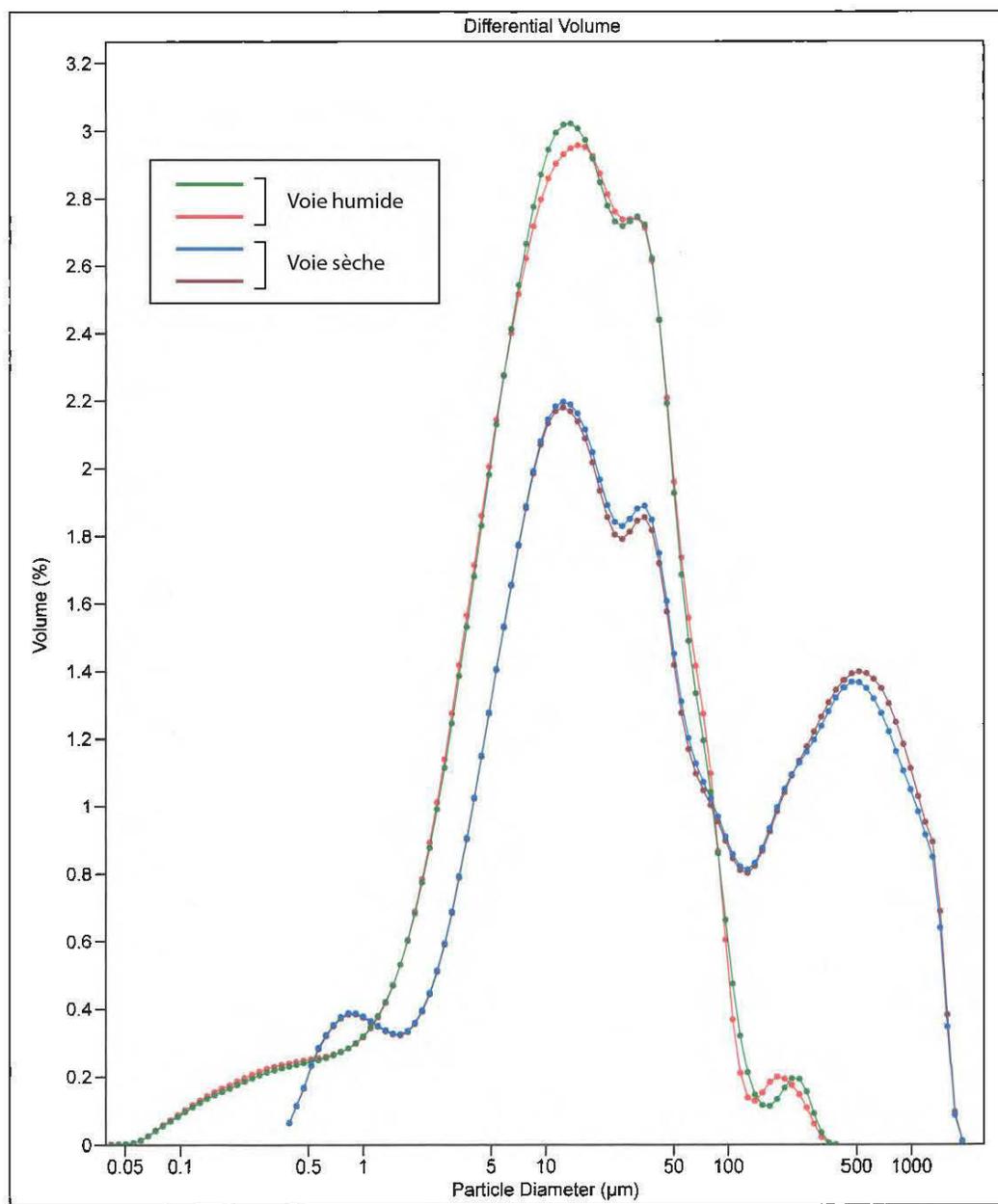
Analyse réalisée par John Tatarko le 28 novembre 2018 (Colorado, EU).



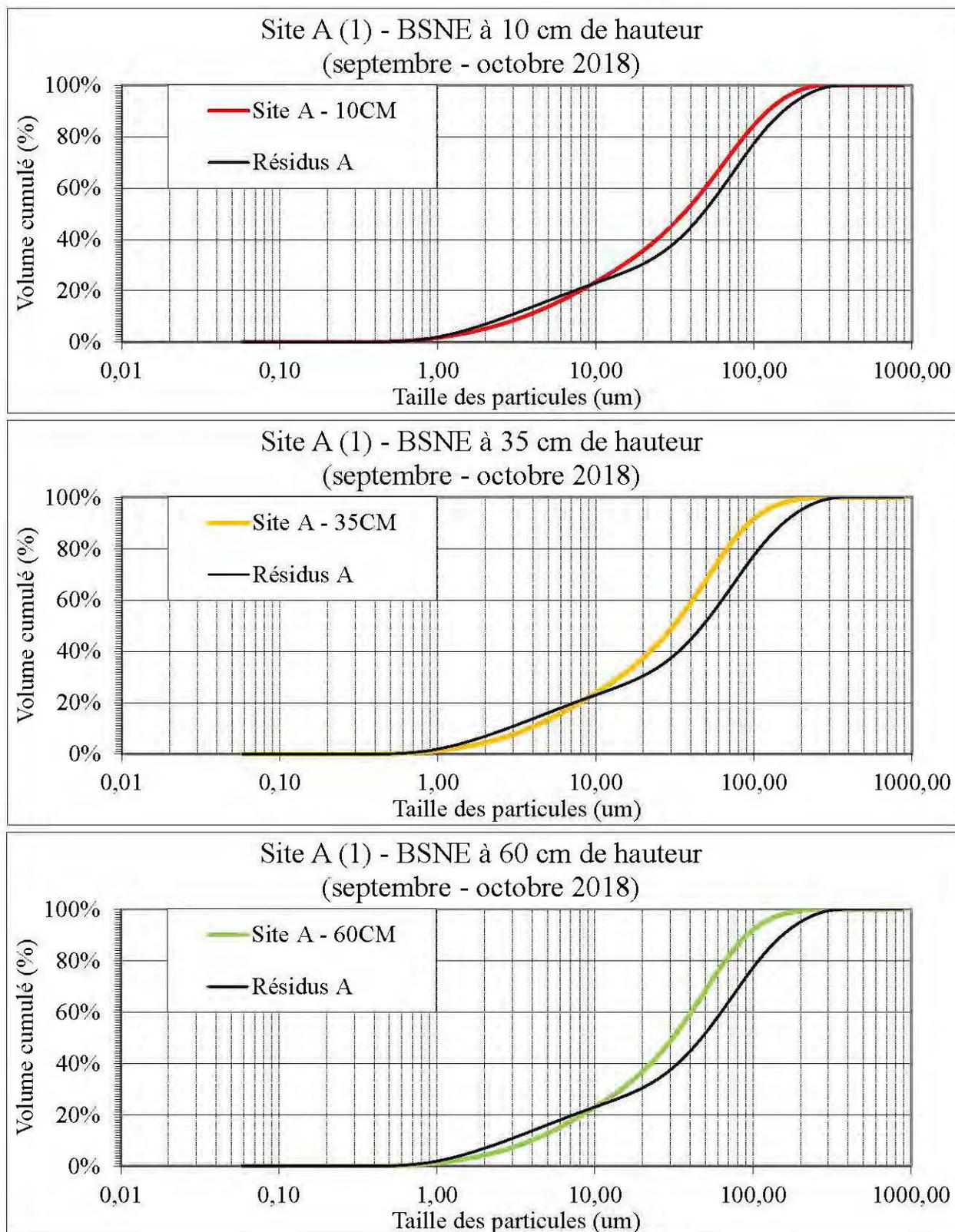
LS Particle Size Analyzer

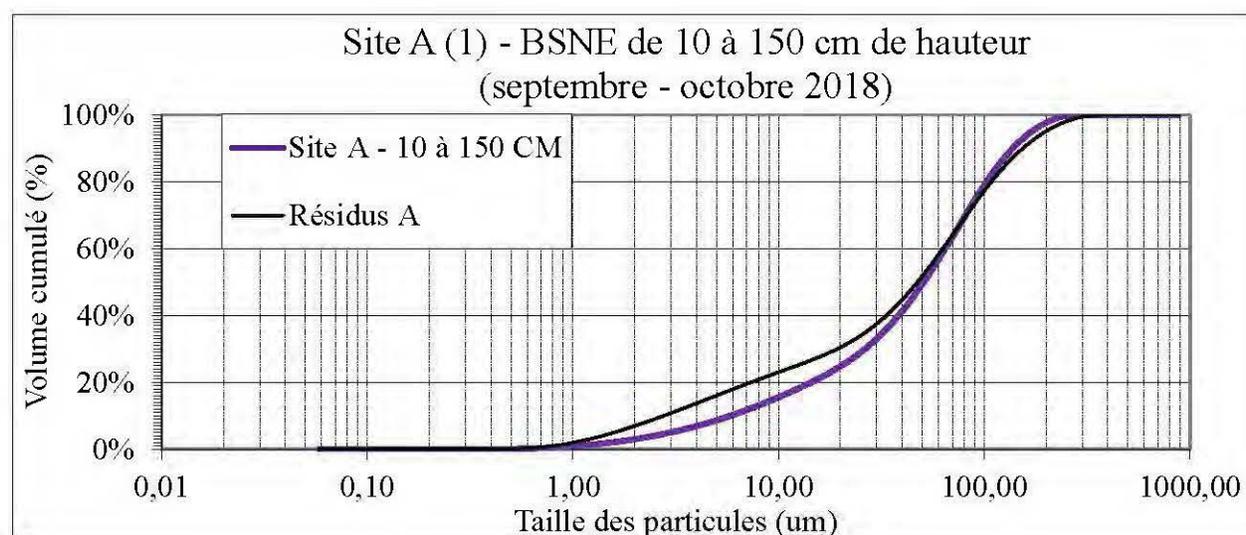
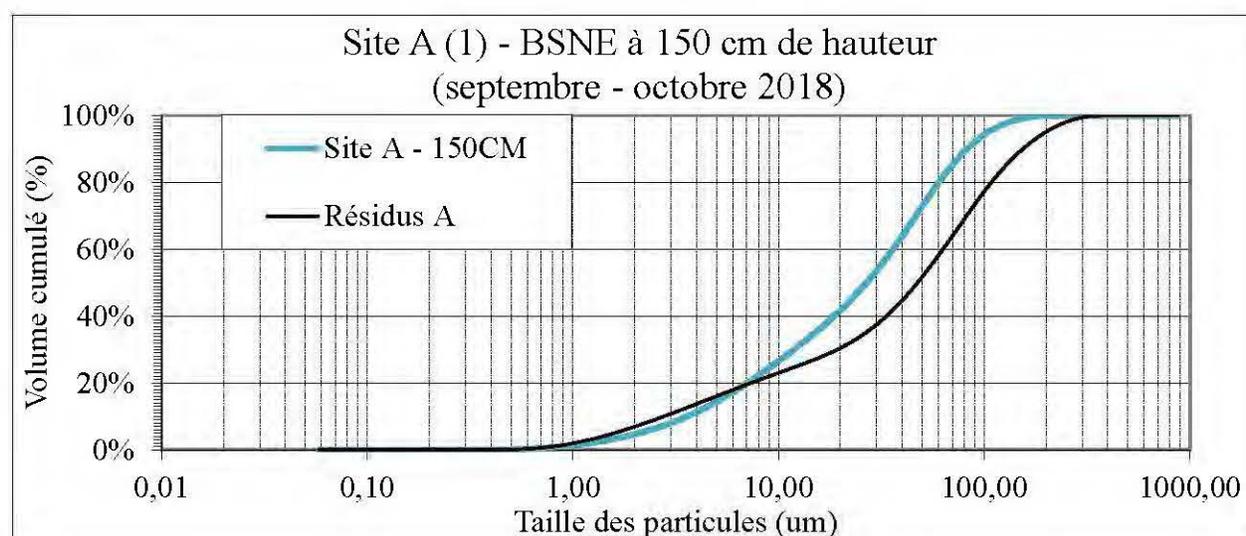
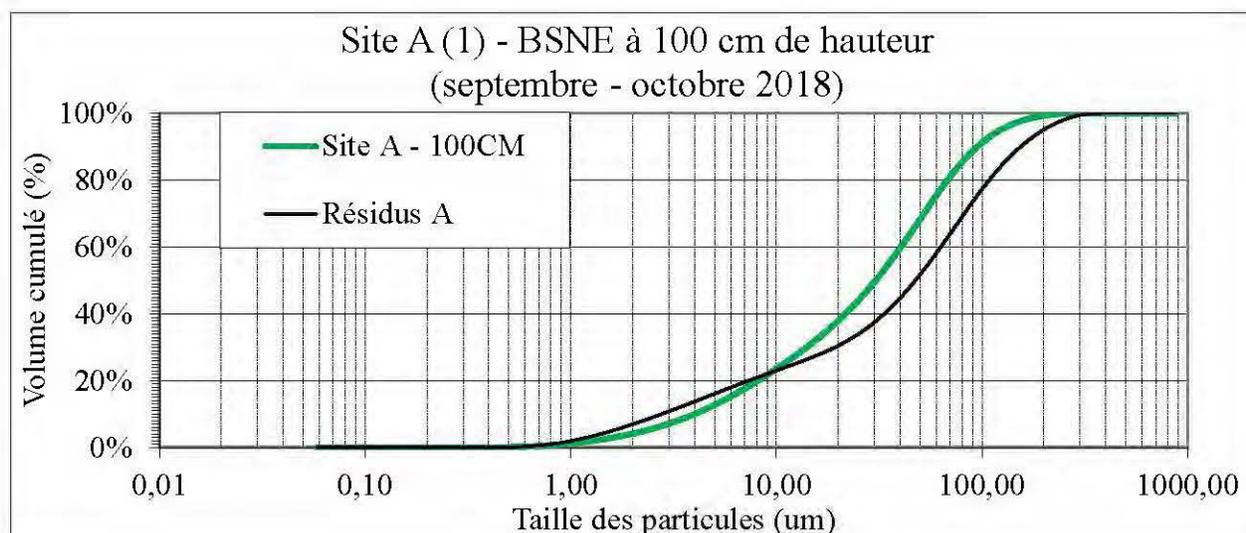
28 Nov 2018 13:16

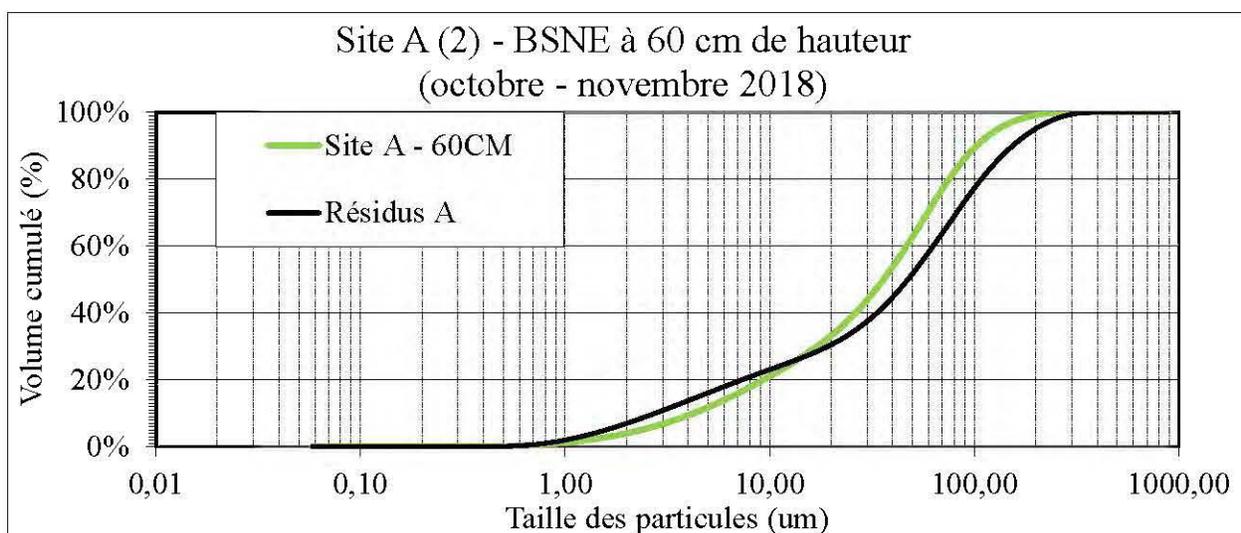
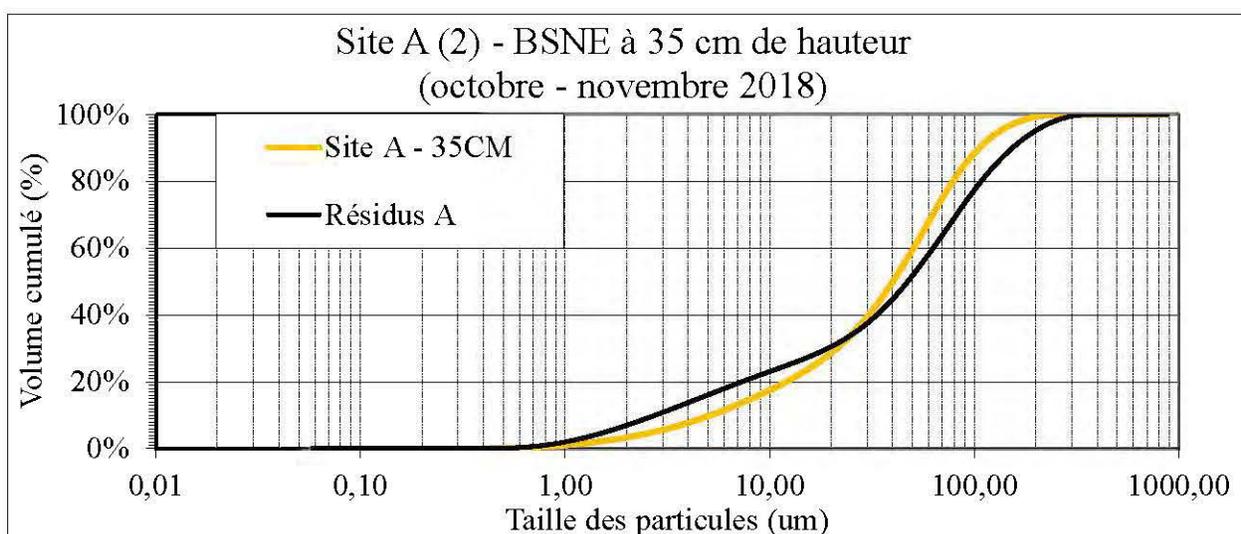
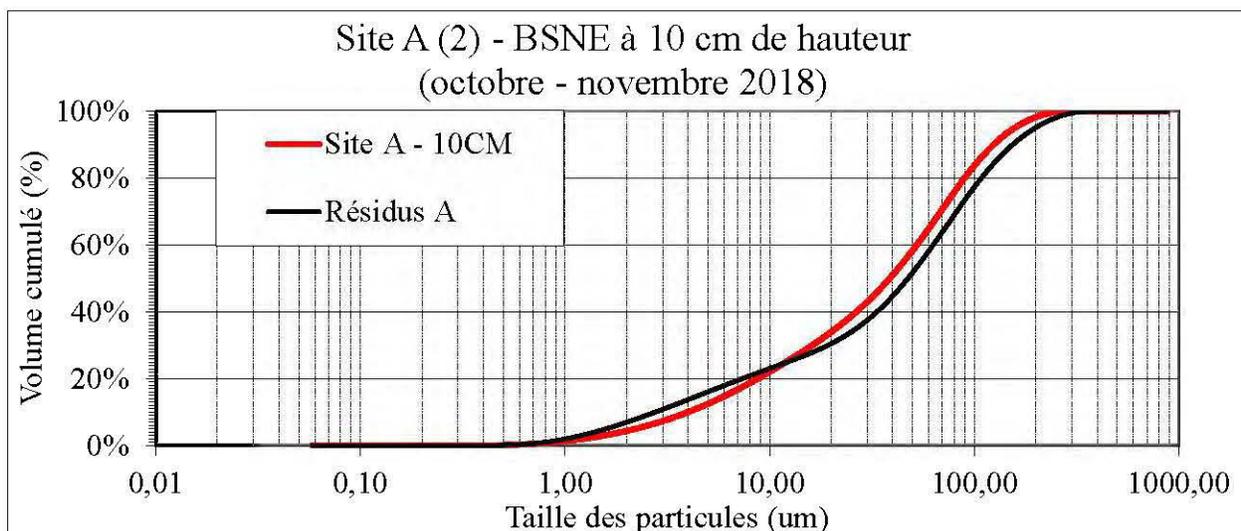
Beckman Coulter LS 13 320

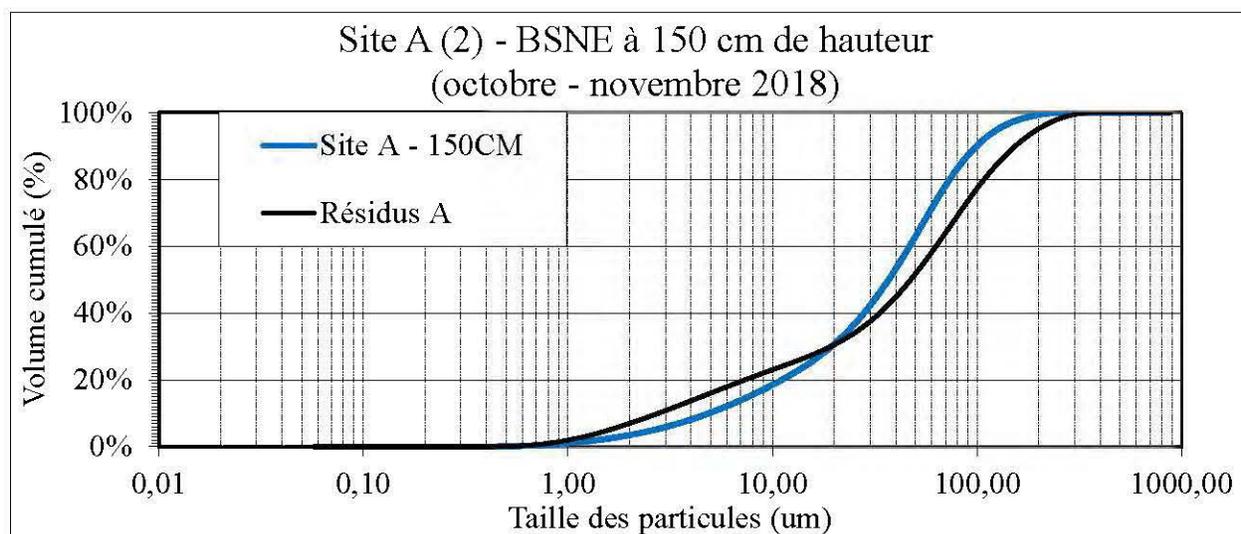
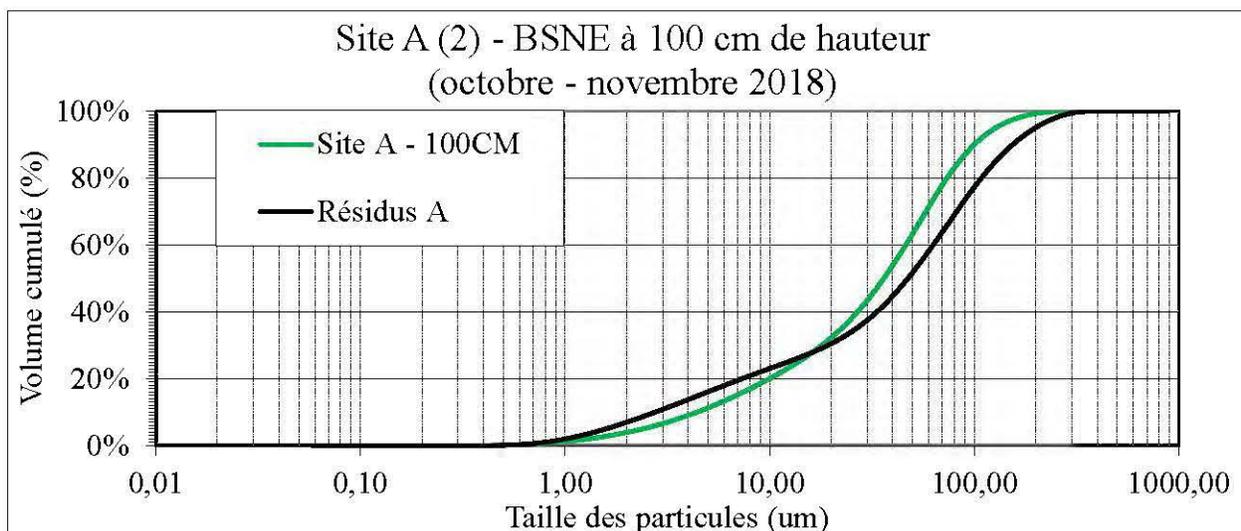


ANNEXE G : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES POUSSIÈRES COLLECTÉES SUR LE SITE A

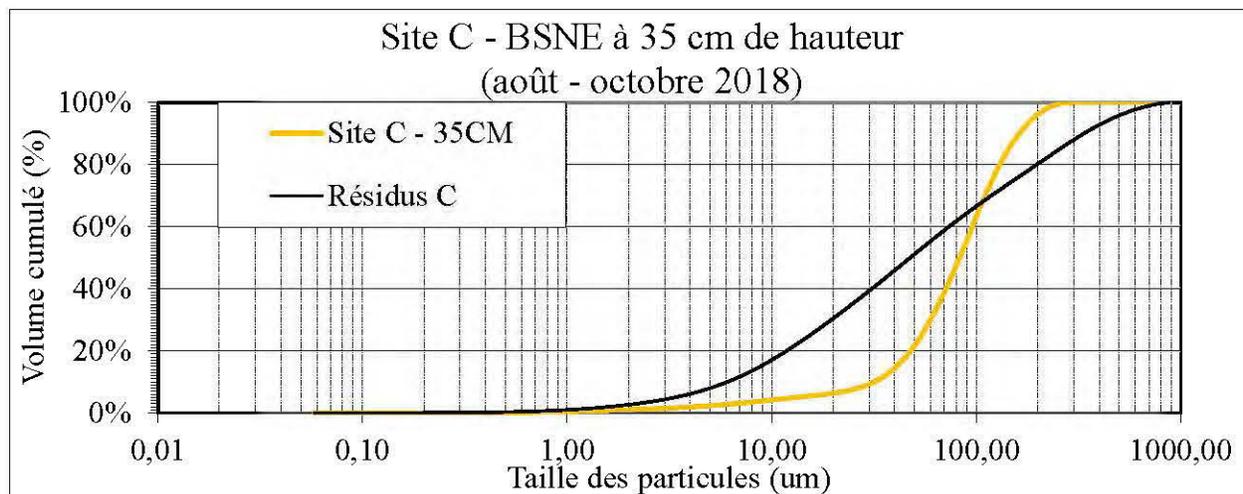
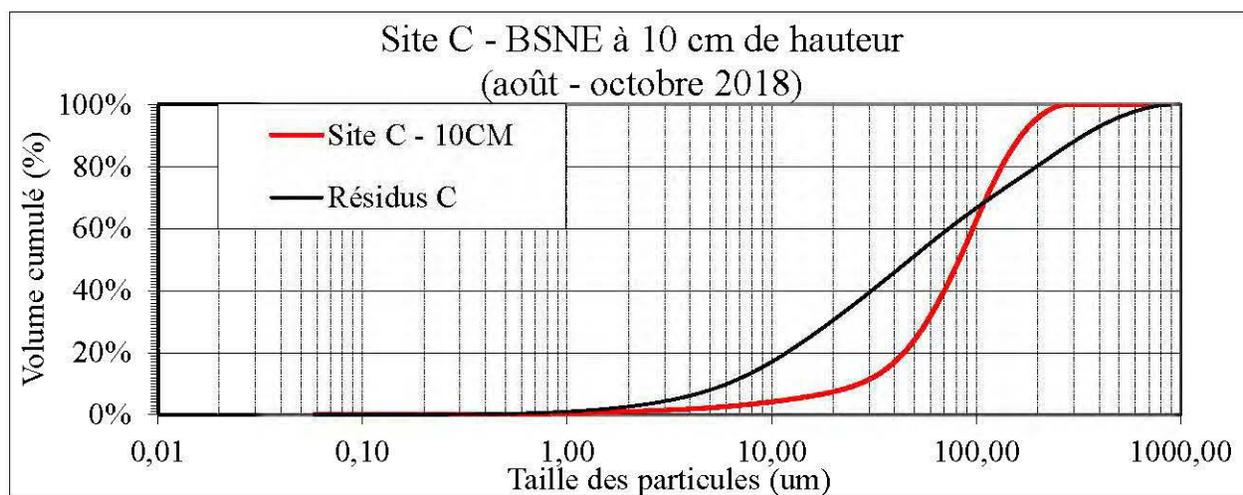
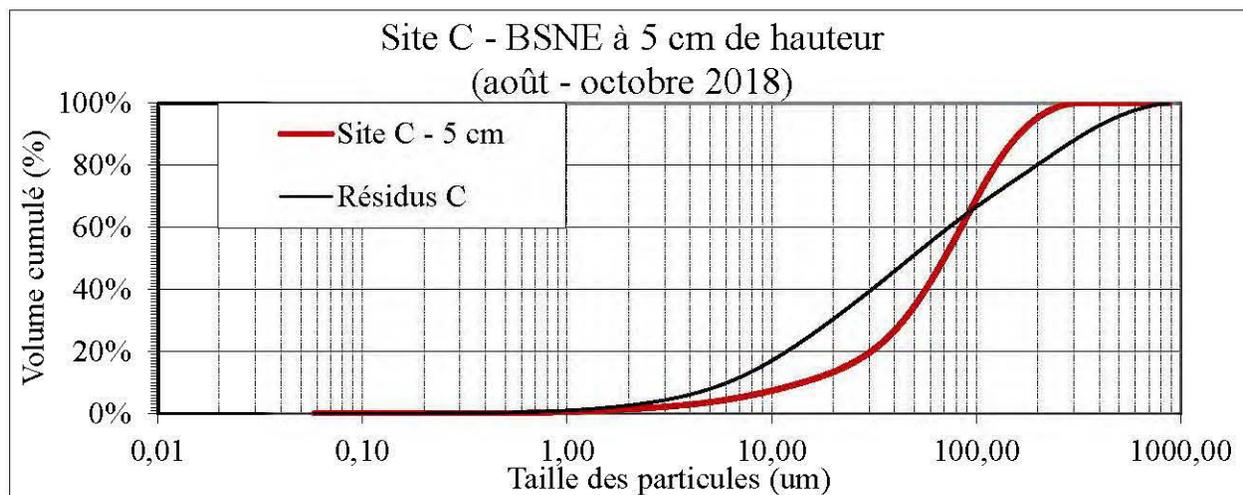


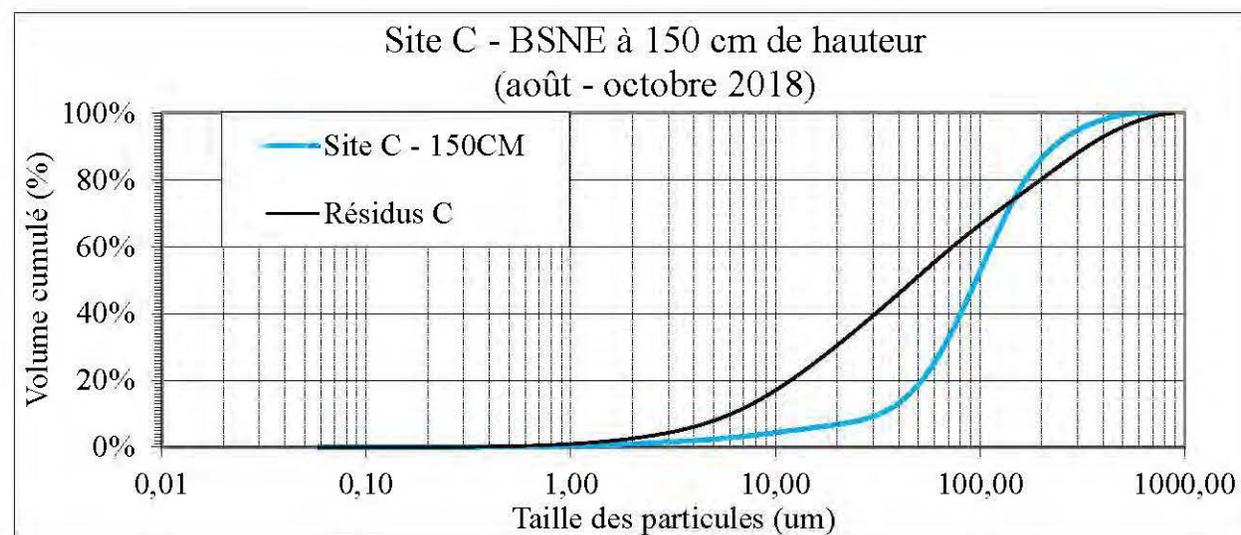
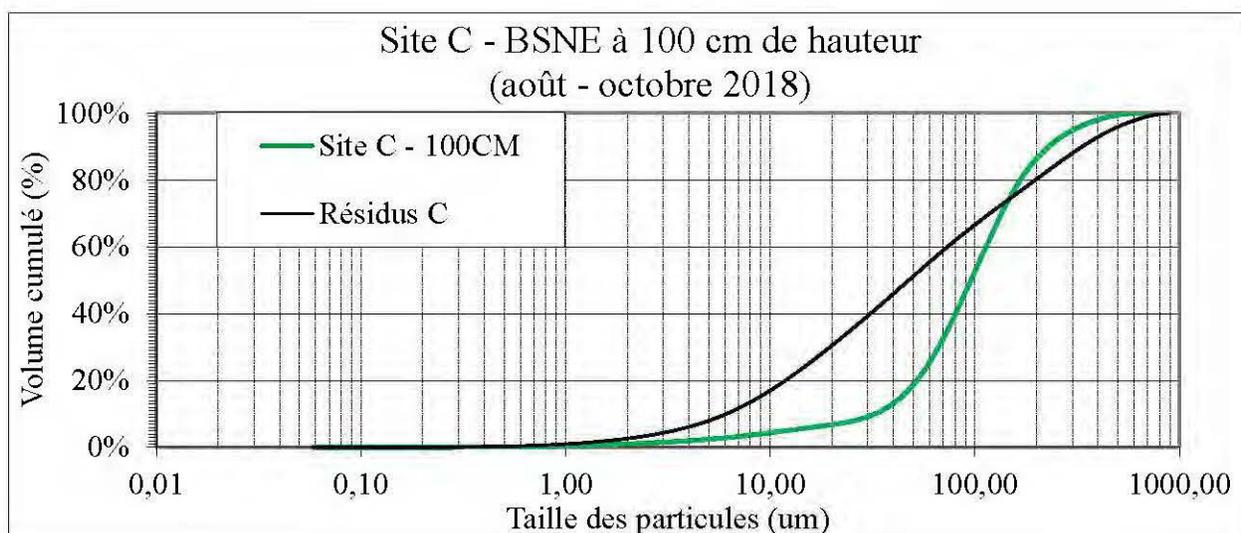
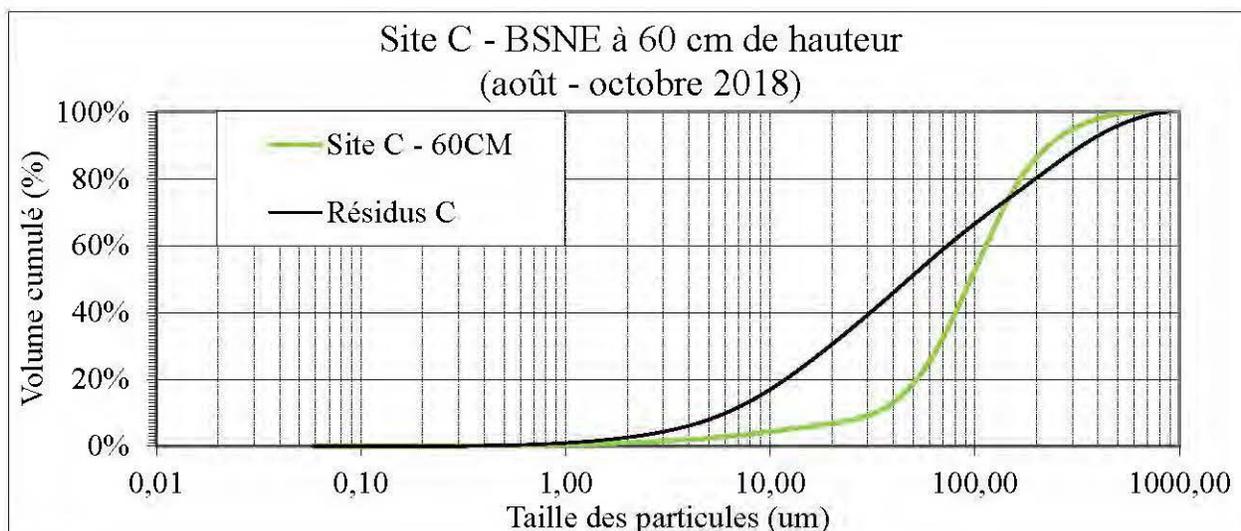




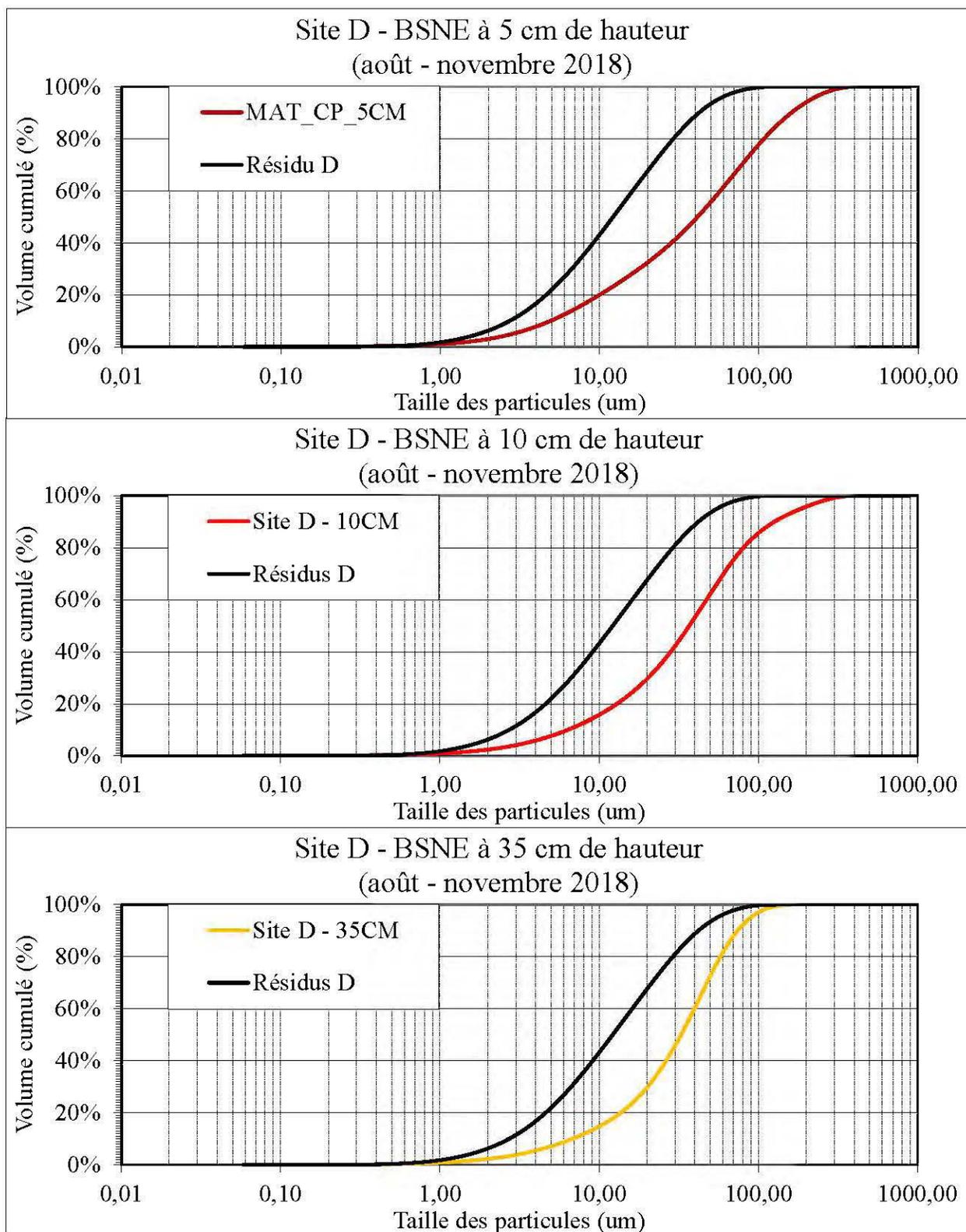


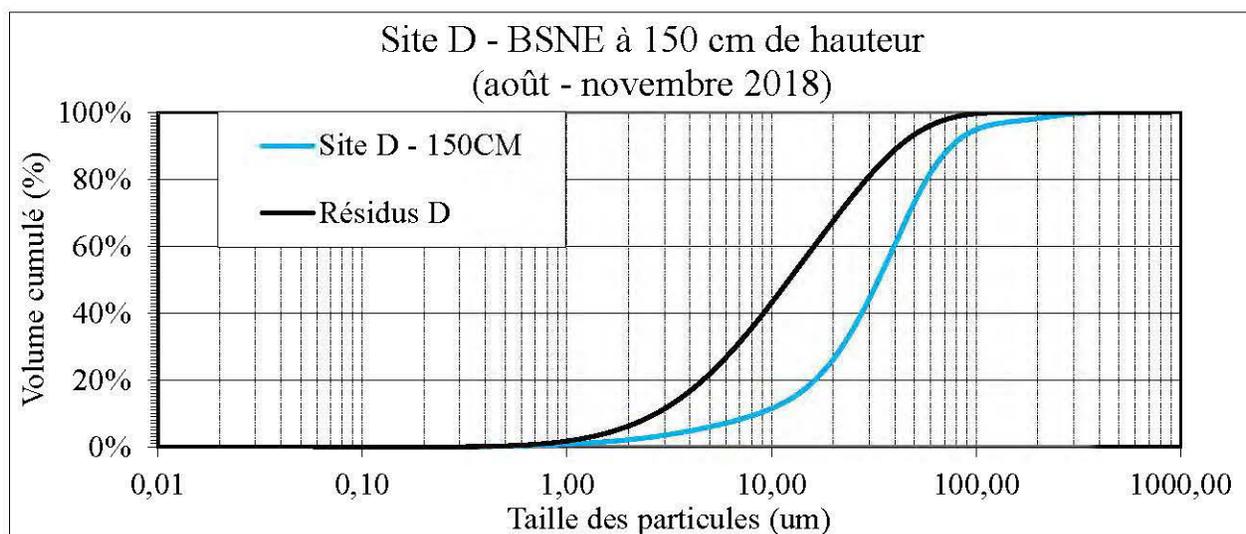
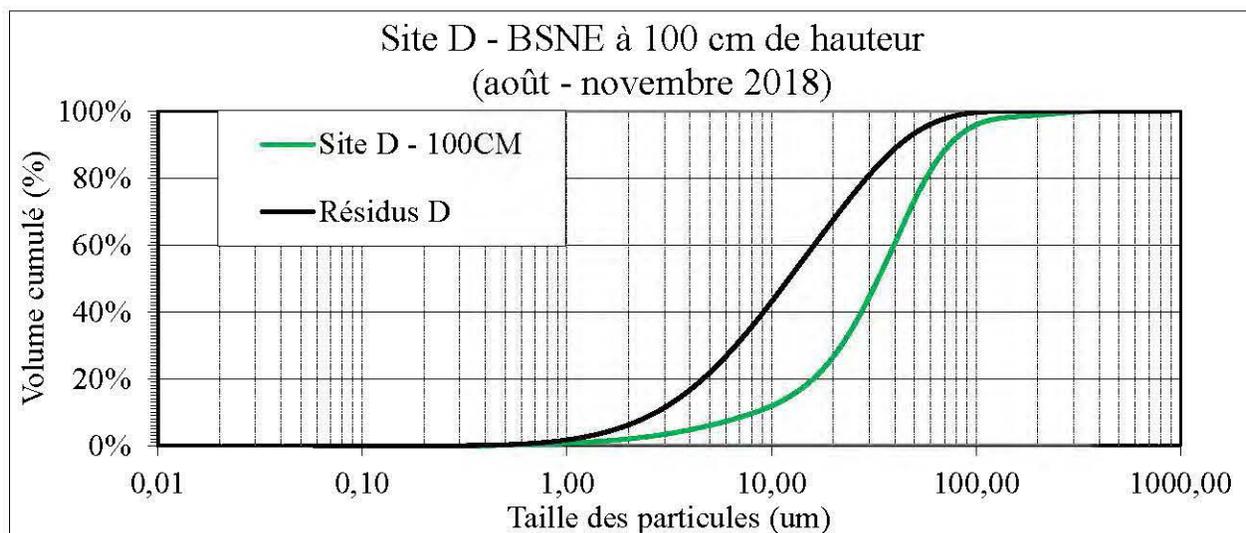
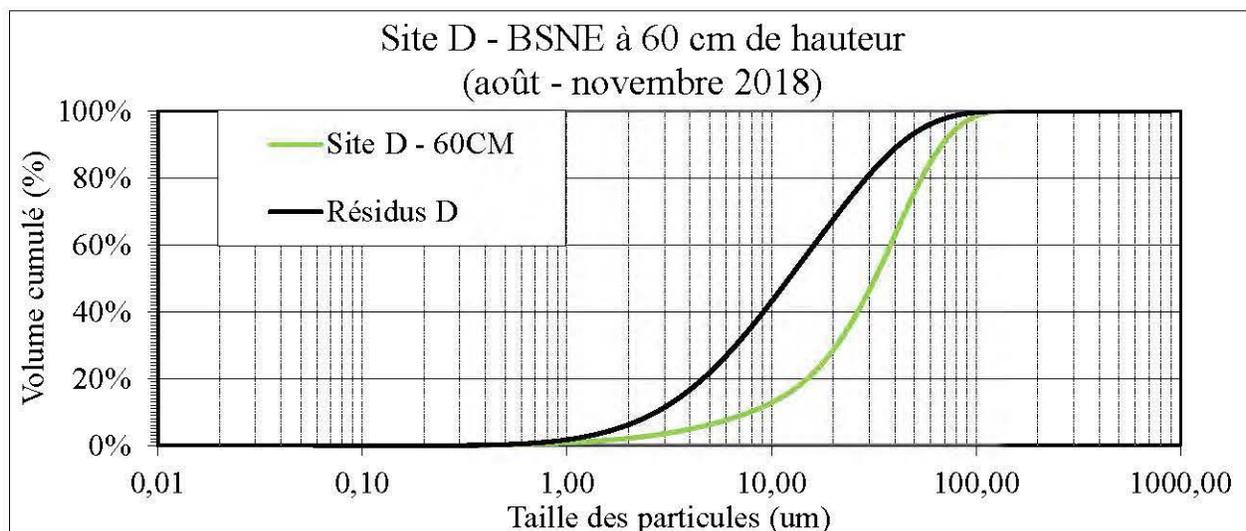
ANNEXE H : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES POUSSIERES COLLECTEES SUR LE SITE C





ANNEXE I : DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DES POUSSIÈRES COLLECTÉES SUR LE SITE D





ANNEXE J : COURBE DE RETENTION D'EAU DES DIFFERENTS RESIDUS MINIERES

