

Titre: Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou
Title:

Auteur: Mamadou Lamara Diallo
Author:

Date: 2023

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Diallo, M. L. (2023). Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/53359/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/53359/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Marie G. UITTONNY
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés
comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou

MAMADOU LAMARANA DIALLO

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie minéral

Avril 2023

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

L'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

Effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus utilisés
comme matériaux de recouvrement sur le site minier Manitou

présenté par Mamadou Lamarana DIALLO

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

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

Lucie COUDERT, présidente

Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche

Bruno BUSSIÈRE, membre et codirecteur de recherche

Richard MARTEL, membre externe

DÉDICACE

À Ma mère HABIBATA SOW et AISSATOU LYNDA

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier et adresser ma profonde gratitude à ma directrice de recherche, la professeure Marie Guittonny pour son encadrement, sa disponibilité et sa patience ainsi que Bruno Bussière, mon co-directeur de recherche pour la supervision de mes travaux de recherche et les conseils. Je remercie également les membres du jury pour la lecture et les commentaires apportés à l'endroit de ce mémoire.

Je remercie l'Institut de recherche en mines et environnement de l'UQAT (IRME-UQAT), le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG) pour le financement des travaux de mon projet, et également le ministère des Ressources naturelles et des Forêts du Québec pour nous avoir permis d'accéder au site minier Manitou et d'y faire des travaux.

Je suis reconnaissant et remercie toute l'équipe de l'URSTM notamment à Joël Beauregard, Jean-Christophe Turcotte, Pierre-Alain Jacques, Sylvette Akué Awoh, Gwendoline Hotton, pour leur aide et soutien lors de mes travaux de terrain et de laboratoire. Un gros merci à Samuel Morfin du Laboratoire de Géologie de l'Université d'Ottawa pour m'avoir aidé à faire les analyses de Tomographie à rayons X.

Un merci spécial aux étudiants Abdoulaye Barry, Mohamed Cissé et Mamadou Chérif Diallo pour leur soutien et conseils lors de mon séjour à l'UQAT.

Je remercie toute ma famille : Ma mère et mon père qui m'ont inscrit à l'école depuis la maternelle et mes frères et sœurs qui m'ont aidé et soutenu jusqu'à date dans mon cheminement académique. Mes remerciements vont aussi à l'endroit de Seydou Tanou Sow, Mamadou Oury Sow ainsi que leurs épouses respectives Zaryatou Diallo et Kiné Sow pour leurs accueils et conseils durant mes séjours à Québec. Je remercie AMBRE Rieffle et Layla Bakayoko pour leur soutien et conseil durant ma maîtrise. Et finalement, un grand merci à Aissatou Linda Diallo pour sa patience, son soutien et ses conseils durant mes études à l'UQAT.

RÉSUMÉ

Dans la chaîne de valorisation des ressources minières, de gros volumes de résidus miniers sans valeur ajoutée sont produits et entreposés en surface dans des parcs à résidus miniers ou dans des haldes à stériles. Ces résidus miniers, appelés encore rejets de concentrateur, sont un mélange de solides (roches fines broyées) et de liquide dont la valeur économique a déjà été extraite. S'ils sont générateurs de drainage minier acide (DMA), la gestion efficace de ces gros volumes de résidus miniers constitue une importante problématique environnementale et demeure un grand défi pour l'industrie minière. Le DMA est le résultat de l'oxydation des minéraux sulfureux contenus dans les rejets miniers exposés à l'air libre. L'apport en O_2 dans ces résidus sulfureux est l'élément déclencheur de la réaction d'oxydation des sulfures, qui est à la base de la production de DMA. Il existe plusieurs techniques de prévention et de contrôle du DMA visant à réduire l'apport en O_2 dans les résidus miniers. Par exemple, la technique de recouvrement avec nappe phréatique surélevée (NPS) combinée à une couverture monocouche est généralement utilisée comme barrière à l'oxygène. Le principe de cette technique consiste à maintenir les résidus miniers réactifs saturés, en rehaussant le niveau de la nappe phréatique jusqu'à la surface des résidus réactifs (cas de résidus déjà oxydés) et à recouvrir ceux-ci d'une monocouche de matériaux favorisant un bilan hydrique positif et le maintien du niveau élevé de la nappe. Cette monocouche peut aussi agir à titre de barrière à l'oxygène si elle est faite de matériaux fins gardant un haut degré de saturation.

L'efficacité de cette technique repose donc en partie sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux de cette monocouche. Or, la végétation est capable de s'établir naturellement sur les matériaux de recouvrement ou par végétalisation assistée. Cette végétation affecte directement le bilan hydrique des matériaux de recouvrement minier (pompage), mais aussi indirectement en modifiant les propriétés des matériaux via la colonisation racinaire. Les racines des plantes sont capables de modifier les propriétés hydrogéotechniques des matériaux en créant des bio-macropores ($d \geq 100 \mu m$) par la décomposition des racines mortes, conduisant ainsi à une réorganisation de la distribution des pores dans les matériaux. La présence de macropores peut entraîner une augmentation de la conductivité hydraulique saturée ainsi qu'une diminution de la capacité de rétention d'eau des matériaux. Ceci pourrait modifier la performance du système de recouvrement minier. Ainsi, l'étude de l'impact que les racines mortes peuvent avoir sur les propriétés hydrogéotechniques des matériaux utilisés dans ce type d'ouvrage est importante. De

nos jours, il n'existe pas d'études qui se sont intéressées à comprendre l'effet de la décomposition des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des matériaux d'une monocouche combinée à une NPS.

L'objectif de cette présente étude est d'évaluer l'effet que les racines mortes pourraient avoir sur les propriétés hydrogéotechniques des matériaux d'un recouvrement monocouche construit à partir de résidus miniers Goldex non générateurs d'acide recyclés et combiné à une nappe phréatique surélevée. Les travaux ont été menés sur un site minier restauré et végétalisé en 2009, et localisé dans un contexte de forêt boréale, le site Manitou. Des travaux in situ et des analyses au laboratoire ont été effectués sur deux campagnes de mesure (été 2021 et été 2022). Lors de la première campagne de mesure (été 2021), dix stations combinant une végétation herbacée ensemencée d'une part et arborée colonisant spontanément le site (*Salix sp.*) d'autre part, ont été identifiées sur le parc 2, ainsi que cinq stations témoins de résidus sans végétation. Des relevés de végétation ont été effectués sur les dix stations végétalisées afin d'inventorier les espèces présentes et leur recouvrement. Également, la biomasse aérienne des saules a été caractérisée. Des échantillons ont été prélevés à différentes profondeurs dans le profil pour caractériser les propriétés géotechniques de base des résidus Goldex (distribution granulométrique, porosité et densité relative des grains). Finalement, des échantillons non perturbés et colonisés par les racines ont été prélevés pour mesurer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) et la courbe de rétention d'eau au laboratoire. Ensuite, la moitié des racines de saule de chaque station a été isolée (mort des racines) du tronc principal de l'arbuste sur une profondeur de 1 m et sur 1 m de large par l'insertion verticale d'une plaque métallique de 1 m² de surface.

En 2022, un an après avoir tué les racines de saule, de nouveaux échantillons non perturbés ont été collectés pour de nouvelles analyses hydrogéologiques. Les résultats des k_{sat} et CRE des deux campagnes de mesures ont été comparés. Également, la colonisation racinaire dans les échantillons de résidus prélevés à l'été 2021 a été visualisée (logiciel VGstudio max) et la bioporosité quantifiée (logiciel Fiji/image J) sur 6 sous-échantillons par tomographie aux rayons X et validée par la méthode d'analyse standard WinRhizo Pro 2017a. Ensuite, des simulations d'évolution de la porosité totale suivant quatre scénarios de décomposition des racines mortes (TDR) ont été faites à partir des données de ces 6 échantillons pour étudier l'effet potentiel des racines mortes sur les propriétés hydrogéologiques (TDR0%, TDR25%, TDR50%, TDR75% et TDR100%). Ainsi, les CRE et k_{sat} correspondant à chaque scénario de TDR ont été prédites pour chacun de ces 6

échantillons. Les CRE du matériel le plus grossier et le plus fin de chaque profil ont été également prédites dans le but de comparer l'effet de la décomposition des racines mortes et celui de l'hétérogénéité granulométrique sur la capacité de rétention d'eau des résidus Goldex.

Les résultats de caractérisation de la végétation des stations du parc 2 du site Manitou montrent un couvert végétal avec un taux de recouvrement total de 100 %. Huit plantes herbacées différentes sont présentes en plus des saules, et ce sont les Poacées (graminées) ensemencées qui dominent encore la communauté de plantes (> 80% du recouvrement) 12 ans après végétalisation. Les saules présents sur le parc 2 démontrent toutefois la capacité de la végétation environnante à recoloniser naturellement ce site minier.

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des échantillons prélevés avant et après que les racines de saule ont été tuées et décomposées in situ varie entre 1,5E-05 et 2,91E-04 cm/s pour toutes les stations. Cette variation est non significative pour la plupart des stations avec un écart généralement inférieur à $\pm \frac{1}{2}$ ordre de grandeur (précision de la mesure) entre les deux campagnes de mesures, sauf pour la station SH14 qui montre une variation d'environ un ordre de grandeur, entre l'été 2022 ($k_{sat} = 1,63E-04$ cm/s) et l'été 2021 ($k_{sat} = 1,98E-05$ cm/s). Les pressions d'entrée d'air (AEV) des courbes de rétention d'eau (CRE) mesurées sur les échantillons prélevés lors des deux campagnes de mesure in situ varient de 12 à 40 kPa pour la plupart des échantillons, ce qui est typique des AEV d'un silt grossier à fin, sauf pour la station SH20H où l'AEV est de 94 kPa, typique d'un matériel plus fin et compacté. À ce stade de développement de la végétation, la colonisation racinaire ne semble pas influencer les propriétés hydrogéologiques des résidus Goldex.

À la suite de la visualisation tridimensionnelle des racines par tomographie à rayons X, les racines semblent coloniser surtout la partie supérieure (les 10 premiers cm) de la monocouche des résidus Goldex plutôt qu'en profondeur (25 cm et plus). La densité moyenne de longueur des racines (diamètre > 53,3 μ m) (RLD) obtenue par les analyses tomographiques dans les échantillons prélevés à 5-10 cm est plus élevée (12,5 cm/cm³) que celle des échantillons prélevés à 25-30 cm (0,41 cm/cm³). Pour les échantillons en surface (5-10 cm) des résidus, la bioporosité calculée (e_b , c'est-à-dire les pores tubulaires connectés de diamètre > 53 μ m occupés par des racines) varie de 17 à 27 % et représente de 26 à 56 % de l'indice des vides initial des résidus, alors que les deux échantillons plus profonds (25-30 cm) ont des bioporosités de 0,3-0,4 %, soit 0,5-0,6 % de l'indice des vides initial des résidus, ce qui est similaire à l'échantillon témoin TS21 ($e_b=0,28$ % soit 0,3 %

de l'indice des vides initial des résidus). Les visualisations 3D des racines montrent également que les échantillons en surface sont colonisés par des racines plus grossières, avec un diamètre allant jusqu'à 5,11 mm (station SH17H), tandis que les échantillons plus profonds sont colonisés par des racines plus fines, avec un diamètre maximal de 1,03 mm (station SH12B).

Avec 100 % de mortalité et de décomposition des racines, il pourrait y avoir un développement de biopores tubulaires et connectés de dimension entre 53 μm et 5,11 mm, pouvant représenter jusqu'à 21 % du volume des résidus pour la station SH17H par exemple. Les résultats de prédiction des CRE tenant compte de ce développement de biopores racinaires montrent une réduction de la capacité de rétention d'eau des résidus Goldex. Par exemple, pour la station SH17H, l'AEV diminuerait de 17 kPa à cause du développement de biopores racinaires qui s'ajoutent aux pores préexistants. Les simulations ont également révélé que l'hétérogénéité granulométrique des résidus Goldex aurait un impact plus significatif sur la désaturation des résidus qu'une décomposition totale des racines créant des biopores. Par exemple, pour la station SH17H, l'écart d'AEV prédite des résidus Goldex lié à l'hétérogénéité granulométrique du profil était environ 3 fois plus grand que celui associé aux scénarios de décomposition des racines (0 % versus 100 % décomposées). En ce qui concerne l'évolution de la k_{sat} , on note que le développement de biopores racinaires pourrait entraîner une augmentation de la k_{sat} prédite. Cependant, cette augmentation de la k_{sat} prédite est non significative pour toutes les stations car l'augmentation est de moins d'un demi-ordre de grandeur. Ces résultats laissent supposer qu'à ce stade de développement de la végétation sur le parc 2 de Manitou, la création de biopores via la décomposition des racines, même totale, aurait peu d'effet sur la k_{sat} et la CRE des résidus. Cependant, les simulations effectuées ne tiennent pas compte de la forme, de la connectivité et de la taille des biopores créés par les racines.

La quantification des paramètres racinaires RLD, RSD, RDV et diamètre des racines par tomographie à rayons X a été validée par la méthode standard de lavage, tri et numérisation des racines avec le logiciel WinRHIZO Pro 2017a. Une résolution spatiale de 53,3 μm des biopores racinaires a été atteinte sur des échantillons de 74 cm^3 de volume (50 mm de diamètre) et la méthode a permis de visualiser l'agencement spatial des biopores racinaires. La comparaison entre l'estimation du volume des racines par tomographie à rayons X et par la méthode standard d'étude des racines (WinRhizo) a montré que l'étude des racines par tomographie à rayons X est une méthode non destructive précise et moins fastidieuse sur des échantillons de résidus miniers avec une végétation âgée de 12-13 ans.

ABSTRACT

In the mining value chain, large volumes of non-value-added tailings are produced and stored on the surface in tailings facilities or waste rock piles. These tailings, also known as mill tailings, are a mixture of solids (crushed fine rock) and liquids from which the economic value has already been extracted. If they generate acid mine drainage (AMD), the effective management of these large volumes of tailings is a major environmental issue and remains the biggest challenge for the mining industry. AMD is the result of the oxidation of sulphide minerals contained in mine tailings exposed to the open air. The supply of O₂ to these sulphide tailings is the trigger for the sulphide oxidation reaction, which is the basis for the production of AMD. There are several techniques for the prevention and control of AMD to reduce the O₂ input to tailings. For example, the elevated water table (EWT) technique combined with a single layer cover is commonly used as an oxygen barrier. The principle of this technique is to keep the reactive tailings saturated by raising the water table to the surface of the reactive tailings (in the case of already oxidized tailings) and to cover them with a monolayer of material that promotes a positive water balance and maintenance of the high-water table.

The effectiveness of this technique is therefore partly based on the hydrogeological properties of the monolayer materials. Vegetation can be established naturally on the overburden or by assisted revegetation. This vegetation directly affects the water balance of the mine overburden (pumping), but also indirectly by modifying the properties of the material via root colonisation. Plant roots are able to modify the hydrogeotechnical properties of the materials by creating bio-macropores ($d \geq 100 \mu\text{m}$) through the decomposition of dead roots, thus leading to a reorganisation of the pore distribution in the materials. The presence of macropores may lead to an increase in the saturated hydraulic conductivity as well as a decrease in the water retention capacity of the materials. This could alter the performance of the mine cover system. Thus, it is important to study the impact that dead roots can have on the hydrogeotechnical properties of the materials used in this type of structure. At present, there are no studies that have focused on understanding the effect of dead root decomposition on the hydrogeotechnical properties of materials in a monolayer combined with an elevated water table.

The objective of this study is to evaluate the effect that dead roots may have on the hydrogeotechnical properties of materials in a monolayer cover constructed from recycled non-

acid generating Goldex tailings and combined with an elevated water table. The work was conducted on a reclaimed and vegetated mine site in 2009, located in a boreal forest context, the Manitou site. In situ work and laboratory analyses were carried out over two measurement campaigns (summer 2021 and summer 2022). During the first measurement campaign (summer 2021), ten stations combining seeded herbaceous vegetation and spontaneously colonizing trees (*Salix* sp.) were identified in Park 2, as well as five control stations with no vegetation. Vegetation surveys were carried out on the ten vegetated stations in order to inventory the species present and their cover. The above-ground biomass of the willows was also characterized. Samples were taken at different depths in the profile to characterize the basic geotechnical properties of the Goldex tailings (particle size distribution, porosity and relative density of grains). Finally, undisturbed and root-colonised samples were taken for saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) and water retention curve measurements in the laboratory. Then, half of the willow roots of each station were isolated (root death) from the main trunk of the shrub to a depth of 1 m and a width of 1 m by vertical insertion of a metal plate of 1 m² surface area. In 2022, one year after killing the willow roots, new undisturbed samples were collected for new hydrogeological analyses. The k_{sat} and CRE results of the two measurement campaigns were compared. Also, root colonization in tailings samples collected in summer 2021 was visualized (VGstudio max software) and bioporosity quantified (Fiji/J image software) on 6 subsamples by X-ray tomography and validated by the standard analysis method WinRhizo Pro 2017a. Then, simulations of total porosity evolution following four dead root decomposition (DRD) scenarios were made from the data of these six samples to investigate the potential effect of dead roots on hydrogeological properties (DRD 0 %, DRD 25 %, DRD 50 %, DRD 75 % and DRD 100 %). Thus, the CRE and k_{sat} corresponding to each TDR scenario were predicted for each of these six samples. The CRE of the coarsest and finest material in each profile were also predicted in order to compare the effect of dead root decomposition and grain size heterogeneity on the water holding capacity of Goldex residues.

The results of the vegetation characterisation of the Manitou site's Park 2 stations show a vegetation cover with a total cover of 100 %. Eight different herbaceous plants are present in addition to the willows, and it is the seeded Poaceae (grasses) that still dominate the vegetation (>80 % cover) 12 years after revegetation. However, the willows present on Park 2 demonstrate the ability of the surrounding vegetation to naturally recolonise this mine site.

The saturated hydraulic conductivity (k_{sat}) of samples taken before and after the willow roots were killed and decomposed in situ varies between $1.5\text{E-}05$ and $2.91\text{E-}04$ cm/s for all stations. This variation is non-significant for most stations with a difference generally less than $\pm \frac{1}{2}$ order of magnitude (measurement accuracy) between the two measurement campaigns, except for station SH14 which shows a variation of about one order of magnitude, between summer 2022 ($k_{\text{sat}} = 1.63\text{E-}04$ cm/s) and summer 2021 ($k_{\text{sat}} = 1.98\text{E-}05$ cm/s). The air entry pressures (AEV) of the water retention curves (WRC) measured on the samples taken during the two in situ measurement campaigns vary from 12 to 40 kPa for most samples, which is typical of AEVs of coarse to fine silt, except for station SH20H where the AEV is 94 kPa, typical of finer and compacted material. At this stage of vegetation development, root colonisation does not appear to influence the hydrogeological properties of the Goldex tailings.

Following the three-dimensional visualisation of the roots by X-ray tomography, the roots seem to colonise more the upper part (first 10 cm) of the Goldex tailings monolayer than the deeper parts of 25 cm and more. The average root length density (diameter $> 53.3 \mu\text{m}$) (RLD) obtained by tomographic analyses in samples taken at 5-10cm is higher (12.5 cm/cm^3) than in samples taken at 25-30 cm (0.41 cm/cm^3). For the surface samples (50-10 cm) of the tailings, the calculated bioporosity (e_b , i.e. connected tubular pores of diameter $> 53 \mu\text{m}$ occupied by roots) varies from 17 to 27 % and represents 26 to 56 % of the initial void index of the tailings, whereas the two deeper samples (25-30 cm) have bioporosities of 0.3-0.4 %, or 0.5-0.6 % of the initial void index of the residue, which is similar to the control sample TS21 ($e_b=0.28$ % or 0.3 % of the initial void index of the residue). The 3D visualisations of the roots also show that the surface samples are colonised by coarser roots, with a diameter of up to 5.11 mm (station SH17H), while the deeper samples are colonised by only finer roots, with a maximum diameter of 1.03 mm (station SH12B).

With 100% root mortality and decomposition, there could be a development of tubular and connected biopores with dimensions between $53 \mu\text{m}$ and 5.11 mm, which could represent up to 21 % of the tailings volume for station SH17H for example. The CRE prediction results taking into account this root biopore development show a reduction in the water holding capacity of the Goldex tailings. For example, for station SH17H, the AEV would decrease by 17 kPa due to the development of root biopores in addition to the pre-existing pores. The simulations also revealed that the particle size heterogeneity of the Goldex tailings would have a more significant impact on the desaturation of the tailings than a total decomposition of the roots creating biopores. For

example, for station SH17H, the predicted AEV of the Goldex residues due to the granulometric heterogeneity of the profile was about 3 times greater than that associated with the root decomposition scenarios (0% versus 100% decomposed). Regarding the evolution of k_{sat} , we note that the development of root biopores could lead to an increase in the predicted k_{sat} . However, this increase in predicted k_{sat} is not significant for all stations, as the increase is less than half an order of magnitude. These results suggest that at this stage of vegetation development on Manitou Park 2, the creation of biopores via root decomposition, even if total, would have little effect on k_{sat} and CRE of the residues. However, the simulations do not take into account the shape, connectivity and size of the biopores created by the roots.

The quantification of root parameters RLD, RSD, RDV and root diameter by X-ray Tomography was validated by the standard method of washing, sorting and digitising roots with WinRHIZO Pro 2017a software. A spatial resolution of 53.3 μm of the root biopores was achieved on 74 cm^3 volum samples (50 mm diameter) and the method allowed visualization of the spatial arrangement of the root biopores. The comparison of root volume estimation by X-ray Tomography with the standard root survey method (WinRhizo) showed that root survey by X-ray Tomography is an accurate and less tedious non-destructive method on tailings samples with 12-13 years old vegetation.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES FIGURES.....	XX
LISTE DES ANNEXES.....	XXVIII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Problématique.....	2
1.3 Objectifs de l'étude	4
1.4 Contenu du mémoire	4
1.5 Retombées du projet.....	5
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Drainage minier acide	6
2.2 Technique de restauration de la nappe phréatique surélevée combinée à une monocouche..	7
2.2.1 Méthode d'évaluation de la performance d'une NPS combinée à un recouvrement monocouche	9
2.2.2 Conception	10
2.2.3 Rehaussement du niveau de la nappe phréatique	11
2.2.4 Bilan hydrique	11
2.2.5 Vulnérabilité de la performance des recouvrements à la suite de la croissance des racines des plantes	12
2.3 Migration des fluides dans le sol.....	13
2.3.1 Écoulement de l'eau en zone saturée	13
2.3.2 Écoulement d'eau dans un milieu non saturé.....	15

2.3.3	Courbe de rétention d'eau (CRE).....	17
2.3.4	Les modèles descriptifs	19
2.3.5	Les modèles prédictifs.....	20
2.3.6	Fonction de la conductivité hydraulique en milieu non saturé.....	22
2.3.7	Mouvement des Gaz.....	25
2.3.7.2	Coefficient de diffusion effectif D_e	26
2.4	Végétalisation des sites miniers	29
2.4.1	Approche de végétalisation écologique en contexte minier	29
2.4.2	Utilisation de plantes herbacées agronomiques en végétalisation minière et rôle dans la succession végétale et l'apparition des arbustes/arbres en région forestière	32
2.4.3	Structure du système racinaire	35
2.4.4	Morphologie des racines et méthodes d'études.....	36
2.4.5	Facteurs facilitant et limitant la croissance des racines dans les résidus miniers	41
2.4.6	Mortalité des racines, décomposition des racines mortes, et facteurs de contrôle.....	51
2.4.7	Effet des racines sur la conductivité hydraulique des résidus miniers et sur le taux d'infiltration	53
2.4.8	Effet des racines sur le taux d'infiltration (mm.h^{-1})	56
2.4.9	Effet des racines sur la courbe de rétention en eau	58
2.5	Tomographie	60
2.5.1	Généralités.....	60
2.5.2	Principe de la tomographie à rayons X	62
2.5.3	Avantage et limites.....	63
CHAPITRE 3	MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	65
3.1	Site d'étude et dispositif expérimental	65
3.1.1	Site d'étude.....	65
3.1.2	Dispositif expérimental	67
3.1.1	Caractérisation de la végétation des stations au niveau aérien.....	68
3.2	Plan expérimental d'échantillonnage et de mesure	70
3.3	Mesures hydrogéologiques.....	72

3.3.1 Préparation des échantillons en vue des tests de perméabilité	72
3.3.2 Mesure de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) au laboratoire	73
3.3.3 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée.....	74
3.3.4 Mesures de la courbe de rétention d'eau (CRE)	75
3.3.5 Prédiction de la CRE	76
3.4 Caractérisation physique :	76
3.4.1 Analyses granulométriques (ASTMD422–63, 2007)	76
3.4.2 Densité relative des grains (G_s).....	78
3.4.3 Porosité (n)	79
3.5 Tomographie aux rayons X	79
3.5.1 Préparation des échantillons pour les analyses de tomographie à rayons X	79
3.5.2 Acquisition de données de micro-CT	80
3.5.3 Traitement des données micro-CT	82
3.5.4 Seuillage et segmentation, extraction des paramètres	86
3.5.5 Extraction et caractérisation des traits des racines	89
3.6 Défis liés au transport, au stockage et à la manipulation des échantillons non remaniés	90
3.6.1 Perturbation des échantillons	90
3.6.2 Tentatives de destruction des racines mortes dans les échantillons	90
CHAPITRE 4 RÉSULTATS	92
4.1 Caractérisation de la végétation des stations.....	92
4.1.1 Taux de recouvrement végétal herbacé.....	92
4.1.2 Développement aérien des saules.....	93
4.2 Caractérisation granulométrique	94
4.3 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})	97
4.3.1 Mesure de k_{sat} au laboratoire et valeurs prédites	97
4.4 Courbes de rétention d'eau.....	102
4.5 Tomographie	109
4.5.1 Bioporosité	109

4.5.2 Comparaison entre les paramètres racinaires obtenus par WinRhizo (WR) et les paramètres des biopores calculés par Fiji/image J (CT RX)	115
4.6 Prédiction de l'évolution des courbes de rétention d'eau après décomposition des racines occupant les biopores	116
4.7 Évolution possible de la conductivité hydraulique saturée en fonction du taux de décomposition des racines mortes (TDR)	124
4.8 Comparaison entre l'effet des biopores et celui de l'hétérogénéité granulométrique observée sur le site.....	125
CHAPITRE 5 DISCUSSION	128
5.1 Évolution des propriétés hydrogéotechniques des matériaux liés à la colonisation racinaire et à l'isolement des racines in situ.....	128
5.1.1 Porosité totale.....	128
5.1.2 Conductivité hydraulique saturée.....	128
5.1.3 Courbes de rétention en eau	130
5.2 Distribution tridimensionnelle des biopores, incluant la validation de la méthode tomographique.....	132
5.2.1 Validation de la méthode de calcul de bioporosité à partir d'analyse d'images obtenues par tomographie rayons X sur échantillons non perturbés.....	132
5.3 Description de la bioporosité.....	135
5.4 Effet de la décomposition des racines sur les propriétés hydrogéologiques prédites (k_{sat} et k_{sat}) et conséquences attendues sur la capacité de rétention d'eau.....	137
5.4.1 Évolution de l'AEV selon les scénarios de décomposition des racines.....	137
5.4.2 Hétérogénéité granulométrique	138
5.4.3 Évolution de la k_{sat} selon la décomposition des racines.....	139
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	141
6.1 Conclusion.....	141
6.2 Recommandations	142
RÉFÉRENCES.....	144

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Valeurs du coefficient de diffusion de l’oxygène dans l’eau et dans l’air, tiré de Pabst (2011).	28
Tableau 2.2 Résumé des quelques caractéristiques des racines fines vs grossières, tiré de Babi (2021)	38
Tableau 2.3 Exemple de quelques méthodes d’études des racines, tiré de (Babi, 2021)	39
Tableau 2.4 Les facteurs influençant la croissance des racines sont (Guittonny, 2021) :.....	41
Tableau 2.5 Valeurs optimales de pH du sol en dessous desquelles la croissance racinaire peut être limitée sur les sols minéraux (adapté du MAFF (ministère de l’Agriculture, de la Pêche et de l’Alimentation, tiré de (Goulding, 2016))	47
Tableau 2.6 « Valeurs du pH optimales du sol pour la disponibilité des nutriments majeurs et micronutriments les plus importants (adapté de Foth, 1999)», tiré de (Goulding, 2016)	48
Tableau 2.7 Exemples de cas de drainage minier acide avec quelques concentrations en sulfates et métaux lourds dans certaines mines de métaux, tiré de Plante et al. (2021).	50
Tableau 2.8 Récapitulatif de quelques études réalisées par tomographie aux rayons X.....	61
Tableau 3.1 Récapitulatif des échantillons prélevés versus échantillons exploités	90
Tableau 4.1 Paramètres de caractérisation de la biomasse aérienne des saules des dix stations expérimentales SH, parc 2 du site Manitou.....	93
Tableau 4.2 Moyenne par station des résultats de caractérisation granulométrique (n=3, échantillons répartis dans le profil). Les caractéristiques granulométriques de référence ont été tirées de Maqsoud et al. (2010), cité dans Ethier (2018) et ont été obtenues 3 ans après construction de la monocouche de résidus Goldex	95
Tableau 4.3 Conductivité hydraulique saturée prédite et mesurée (moyenne, n=5) au laboratoire sur les échantillons prélevés lors des travaux de terrain de l’été 2021 (sous-stations avec racines vivantes)	97
Tableau 4.4 Conductivités hydrauliques saturées mesurées (moyenne, n=5) et prédites sur les échantillons prélevés lors des travaux de terrain de l’été 2022 (sous-stations avec racines mortes).....	98
Tableau 4.5 Moyenne (n=5) des conductivités hydrauliques saturées mesurées au laboratoire sur les échantillons prélevés à l’été 2021 avec racines vivantes versus ceux de l’été 2022 avec	

racines mortes (après isolement des racines de saule par rapport au tronc et application d'herbicide)	100
Tableau 4.6 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour la station SH11.....	102
Tableau 4.7 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour la station SH17.....	106
Tableau 4.8 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant à la CRE mesurée et celle prédite pour la station SH20	107
Tableau 4.9 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant à la CRE mesurée et prédite pour la station témoin TS21	108
Tableau 4.10 Présentation des bioporosités (n_b) obtenues grâce aux logiciels Fiji/image J et VGstudio max ainsi que les indices des vides correspondant à chacune des bioporosités mesurées (e_b)	110
Tableau 4.11 Comparaison entre les paramètres racinaires obtenus avec WinRhizo et ceux des biopores obtenus avec Fiji/image J (CT RX).....	115
Tableau 4.12 Indice des vides (e) initial et total tenant compte du scénario TDR.....	118
Tableau 4.13 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH14H, correspondant aux CRE prédites selon les scénarios de décomposition des racines	119
Tableau 4.14 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH17H, correspondant aux CRE prédites selon les scénarios de décomposition des racines.	120
Tableau 4.15 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH20H, correspondant aux CRE mesurées et prédites selon les scénarios de décomposition des racines.	121
Tableau 4.16 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour l'échantillon SH12B.	123
Tableau 4.17 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode des tangentes) correspondants aux CRE mesurées et prédites pour l'échantillon SH19B	123
Tableau 4.18 Conductivité hydraulique saturée prédite selon différents scénarios de TDR en considérant la porosité mesurée dans les échantillons des cellules Tempe de l'été 2021, les bioporosités des sous-échantillons correspondants passés à la tomographie aux rayons X, et les propriétés granulométriques moyennes du profil de chaque station.....	124

Tableau 4.19 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH17H, correspondant aux CRE mesurées et prédites selon les scénarios de décomposition des racines.	126
Tableau 4.20 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH14H, correspondant aux CRE mesurées et prédites selon les scénarios de décomposition des racines.	127
Tableau 5.1 Récapitulatif des AEV des différentes CRE mesurées lors des deux campagnes de mesures ; NF : représente les essais n'ayant pas fonctionnés à cause des fuites d'azote observées sur les cellules Tempe lors des essais et des perturbations liées au prélèvement des échantillons à partir des carottes de k_{sat}	131
Tableau A.1 Valeurs de LAI de saules de 1 à 3 ans calculées selon différentes méthodes (extrait de Estonian Academy of Science, 2004). Les parcelles fertilisées (sdF) présentaient une valeur de LAI plus élevée que les parcelles témoins non fertilisées (svC). NE : non estimé	155
Tableau B.2 : Avantages et limites de la méthode d'étude des racines par WinRhizo et Tomographie aux rayons X (Rabot et al., 2018 ; Abbogun et al., 2012; Wildenschild et al., 2002).....	158

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Effet du S_r sur les valeurs mesurées et prédites du D_e obtenues à partir de résidus avec $0,32 \leq n \leq 0,57$ (moyenne = 0,41), figure tirée de (Mbonimpa et al., 2021).	8
Figure 2.2 Bilan hydrique d'un parc à résidus miniers restaurés par la technique de MC-NPS, figure tirée de (Pabst et al., 2021)	12
Figure 2.3 Illustration d'un flux d'eau unitaire à travers un volume élémentaire de sol, suivant l'axe (OX), figure tirée de (Pabst, 2011)	16
Figure 2.4: CRE de deux matériaux (sable et silt) où θ_r : teneur en eau résiduelle (%); θ_s : teneur en eau à la saturation (%), ψ_a : pression d'entrée d'air (AEV) (cm), ψ_r : succion d'eau résiduelle (WEV) (cm), figure tirée de (Mbonimpa et al., 2021).....	17
Figure 2.5 Cellule à deux réservoirs permettant de mesurer la diffusion de l'oxygène dans un matériau, figure tirée de (Mbonimpa et al., 2021)	27
Figure 2.6 Stimulation des processus naturels connus sous le nom de succession forestière. Tous les types de végétation s'établissent pendant la remise en état. Au fil du temps, les graminées et les légumineuses cèdent la place aux arbres, figure tiré de (Burger & Zipper, 2018).....	34
Figure 2.7 « Effet de la densité apparente d'une barrière d'argile sur la pénétration racinaire », figure tirée de (CEAEQ, 2017)	46
Figure 2.8 Décomposition des racines fines et grossières en fonction des zones géographiques (basse et moyenne latitude avec $\ln k$), figure tirée de (Zhang & Wang, 2015)	52
Figure 2.9 Régressions linéaires entre le taux de décomposition des racines ($\ln k$) et la chimie initiale des racines (N, P, C/N, Lignine, Lignine/N, C). Les points noirs représentent les racines fines et les points rouges représentent les racines grossières, figure tirée de (Zhang et Wang, 2015)	53
Figure 2.10 Schéma conceptuel des mécanismes impliqués dans la modification des propriétés hydrogéologiques du sol associée à l'effet des racines : « (a) réarrangement des particules de sol ; (b) colmatage des pores ; (c) la fissuration des macro-agrégats ; (d) fusion de microagréats ; (e) pénétration et expansion des racines ; (f) rétrécissement et/ou décomposition des racines formant des macropores. », figure tirée de (Lu et al., 2020).....	55
Figure 2.11 Variation du taux d'infiltration du sol avec le temps d'infiltration. La ligne bleue représente la relation ajustée entre le taux d'infiltration et le temps d'infiltration. Les chiffres en gras représentent les indicateurs statistiques pertinents de l'analyse de régression », figure tirée de Wu et al., (2021)	57

Figure 2.12 Décomposition des racines et modification des souches des arbres après la mort de <i>Populus davidiana</i> « : 1 à 4 ans, <i>Populus davidiana</i> avec un temps de décomposition de 1 à 4 ans ; 5–8 ans, <i>Populus davidiana</i> avec un temps de décomposition de 5–8 ans ; 9–12 ans, <i>Populus davidiana</i> avec un temps de décomposition de 9–12 ans, figure tirée de Wu et al., (2021) ».	57
Figure 2.13 AEV des CRE mesurées comparées à la RLD des échantillons prélevés sur le parc à résidus miniers abandonnés de Lorraine, figure tirée de (Proteau, 2021) Erreur ! Signet non défini.	
Figure 2.14 CRE des échantillons de sol nu (sans végétation) et des échantillons de sol avec végétation. Les racines ont induit des augmentations de l'AEV de 1 à 4 kPa, figure tirée de (Leung et al., 2015).	59
Figure 2.15 Schéma illustratif du principe de fonctionnement du scanner à rayons X, figure tirée de (Agbogun et al., 2012).	62
Figure 3.1 Visualisation du site Manitou au début des travaux de restauration. Image prise le 20 mai 2009 par satellite, Google Earth pro.....	66
Figure 3.2 Visualisation du parc 2 avant et après végétalisation, site Manitou	67
Figure 3.3 Visualisation du dispositif expérimental dans le parc 2 du site Manitou. (A): Visualisation du parc 2 site Manitou, image prise le 20 mai 2022, Google Earth ; (B) : Zoom des stations saules de la partie végétalisée du parc 2, image prise le 20 mai 2022.....	69
Figure 3.4 Schéma de la surface projetée de la canopée au sol d'une plante.....	70
Figure 3.5 Visualisation d'une station saule avec herbacées à l'été 2021	71
Figure 3.6 (A) Visualisation d'une station ; (B) Zoom sur la partie où les racines ont été tuées (décomposition des racines in situ) ; (C) Zoom de la zone de carottage à proximité d'un saule encadré par les pointillés en rouge	72
Figure 3.7 Zone d'excavation et de prélèvement d'échantillons pour la caractérisation géotechnique du profil des résidus Goldex	72
Figure 3.8 Découpage d'un échantillon à l'aide d'une scie circulaire et droite.....	73
Figure 3.9 Différentes analyses et mesures des échantillons au laboratoire (Adapté de Proteau, 2020).	74
Figure 3.10 Calcul de la conductivité hydraulique saturée, ASTM D 5856-95 (2007)	74
Figure 3.11 Granulomètre à diffraction laser : Malvern Mastersizer Hydro 3000	77
Figure 3.12 Phénomène de diffraction laser : (A) particules grossières et particules fines (B), « Malvern instrument limited, 2015 »	78
Figure 3.13 Pycnomètre à hélium	78

Figure 3.14 Sous-échantillonnage pour les analyses de tomographie.....	80
Figure 3.15 Schéma illustratif du principe de fonctionnement du scanner à rayons X.....	81
Figure 3.16 Schéma illustratif du processus de l'imagerie 3D (Acquisition-reconstruction et traitement des données).....	82
Figure 3.17 Schéma illustrant l'ensemble du processus de la tomographie à rayon X (de l'acquisition des données à la visualisation 3D)	83
Figure 3.18 Valeur de niveaux de gris (gsv) de l'image de la station SH17H variant de 0 à 30000 le long du profil en jaune sur l'image 2D. Les pics correspondent aux valeurs de gsv aux points d'intersection entre la ligne jaune et les pores.....	83
Figure 3.19 Exemple de visualisation bi et tridimensionnelle des racines : (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonales et (D) vue 3D. Station SH17H.....	84
Figure 3.20 Application des multiples filtres sur une image 2D permettant de mieux voir les racines_ Station SH17 GSV 0- 30000. A : Image avec un flou gaussien, B : Image avec un filtre sharpen, C : Image avec un filtre Find Edges ; D : Image avec un filtre Gray	85
Figure 3.21 Sélection d'une zone d'intérêt « region of interest » (ROI), permettant de limiter le bruit le long de la paroi de l'échantillon. (A) : vue de face de l'échantillon ; (B) : vue de derrière de l'échantillon ; (C) : vues de dessus de l'échantillon. Statio	86
Figure 3.22 Segmentation et binarisation d'image avec le plug-in Thresholding dans Fiji. (A) : Identification des racines ; (B): Image binaire montrant des racines plus nettes permettant de déduire le volume occupé par les racines.....	87
Figure 3.23 Suppression du bruit sur les bords de l'échantillon SH 20H.....	87
Figure 3.24 Scan et Analyse des paramètres racinaires avec le scanneur STD4800, Epson Perfection V800 et le logiciel d'analyse WinRhizo	89
Figure 3.25 Tentative de destruction des racines de saules et herbacées contenues dans les résidus Goldex à l'aide du peroxyde d'hydrogène 50%.....	91
Figure 4.1 Taux de recouvrement végétal moyen (% , n=10 stations de 1mètre carré) par espèce, parc 2 du site Manitou	92
Figure 4.2 Courbes moyennes par station (n=3 échantillons répartis sur le profil de la station) de distribution granulométrique des résidus Goldex, été 2021. Les courbes par station et par niveau de profondeur d'échantillonnage dans le profil sont présentées en Annexe.	96
Figure 4.3 Comparaison graphique des k_{sat} mesurées (moyenne, n=5) versus prédites des échantillons prélevés lors des travaux de terrain de l'été 2021 sur les sous-stations avec racines vivantes	98

Figure 4.4 Comparaison graphique des k_{sat} mesurées (moyenne, $n=5$) versus prédites des échantillons prélevés lors des travaux de terrains été 2022 dans les sous-stations avec racines mortes.	99
Figure 4.5 Comparaison graphique des k_{sat} mesurées (moyenne, $n=5$) au laboratoire entre échantillons de la même station avec racines vivantes (été 2021) et mortes (été 2022, après isolement des racines de saule par rapport au tronc et application d'herbicide).....	101
Figure 4.6 Courbes de rétention d'eau mesurées et prédites pour la station SH11 sur les échantillons de l'été 2021 et 2022	103
Figure 4.7 Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite pour la station SH12 sur les échantillons de l'été 2021 et 2022	104
Figure 4.8 Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite de la station SH14 sur l'échantillon de l'été 2021	105
Figure 4.9 Courbes de rétention d'eau mesurée et prédite de la station SH17 sur les échantillons de l'été 2021 et 2022	106
Figure 4.10 Courbes de rétention d'eau mesurée et prédite de la station SH20 sur l'échantillon de l'été 2021	107
Figure 4.11 Courbes de rétention d'eau mesurée et prédite sur l'échantillon de l'été 2021 de la station TS21.....	108
Figure 4.12 Visualisation bi et tridimensionnelle des biopores par tomographie aux rayons X de l'échantillon SH17H avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonales, et (D) vue 3D.	111
Figure 4.13 Visualisation de la racine la plus grossière de l'échantillon SH17H, après lavage et scan des racines : (A) vue d'une racine scannée et analysée dans WinRhizo, (B) vue de la même racine avec une mesure de son diamètre à l'aide d'un pied à coulisse.....	111
Figure 4.14 Visualisation bi et tridimensionnelle des biopores de l'échantillon SH14H par tomographie aux rayons X avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.	112
Figure 4.15 Visualisation bi et tridimensionnelle des biopores de l'échantillon SH20H par tomographie aux rayons X et VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.	112
Figure 4.16 Visualisation 2D et 3D des biopores de l'échantillon SH12B par tomographie aux rayons X avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.	113
Figure 4.17 Visualisation 2D et 3D des biopores de l'échantillon SH19B par tomographie aux rayons X avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.	114

Figure 4.18 Visualisation 2D et 3D des pores tubulaires de l'échantillon TS21 avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.....	114
Figure 4.19 Schéma illustratif des 4 scénarios de décomposition des racines mortes : les racines non décomposées sont représentées en bleu et les racines décomposées (biopores) en noir.	117
Figure 4.20 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH14H selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.	119
Figure 4.21 Évolution des CRE prédites, pour l'échantillon SH17H selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.	120
Figure 4.22 Évolution des CRE prédites, pour l'échantillon SH20H selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.	121
Figure 4.23 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH12B selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.	122
Figure 4.24 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH19B selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.	123
Figure 4.25 Évolution des CRE prédites, pour l'échantillon SH17H selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores et comparaison avec les CRE prédites pour la couche la plus fine (MF) et la plus grossière (MG) du profil de la station.	126
Figure 4.26 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH14H selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores et comparaison avec les CRE prédites pour la couche la plus fine (MF) et la plus grossière (MG) du profil de la station.	127
Figure 5.1 Profil de la station SH12 montrant une couche de granulométrie fine et compactée	132
Figure 5.2 Comparaison entre la densité de longueur de racines (RLD) obtenue à partir de la CT-RX (longueur cumulée de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et celle obtenue à partir de l'analyse WinRhizo (longueur cumulée des racines extraites par volume de sol)	134
Figure 5.3 Comparaison entre la densité de surface de racines (RSD) obtenue à partir de CT-RX (surface cumulée de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et celle obtenue à partir de l'analyse WinRhizo (surface cumulée des racines extraites par volume de sol) ..	134
Figure 5.4 Comparaison entre la densité de volume de racines (RVD) obtenue à partir de CT-RX (volume cumulé de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et celle obtenue à partir de l'analyse WinRhizo (volume cumulé des racines extraites par volume de sol)	135
Figure A.1 Profil granulométrique de la SH12	156
Figure A.2 Profil granulométrique de la SH14	156
Figure A.3 Profil granulométrique de la SH17	157

Figure A.4 Profil granulométrique de la SH19	157
Figure A.5 Profil granulométrique de la SH14	157

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AEV	Pression d'entrée d'air (kPa)
AMD	Acid mine drainage
CEBC	Couverture à effets de barrière capillaire
CRE	Courbe de rétention d'eau
CT-RX	Tomographie à rayons X
C _u	Coefficient d'uniformité (-)
D	Diamètre (m)
D _e	Coefficient de diffusion effective de l'oxygène (m ² /s)
D*	Coefficient de diffusion apparent de l'oxygène (m ² /s)
D ₁₀	Diamètre correspondant à 10% passant des particules sur la courbe granulométrique (μm)
D ₆₀	Diamètre correspondant à 60% passant des particules sur la courbe granulométrique (μm)
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
DRD	Dead root decomposition
e	Indice des vides (-)
e _b	Indice des vides des biopores (-)
EWT	Elevated water table
G _s	Densité relative des grains (-)
KC	Kozeny-Carman
KCM	Kozeny-Carman modifié
K _r	Coefficient de réactivité (1/an)
k _{sat}	Conductivité hydraulique saturée (cm/s)
LAI	Indice de surface foliaire (-)

MC	Monocouche
MC - NPS	Monocouche combinée à une nappe phréatique surélevée
MF	Matériel fin
MG	Matériel grossier
MO	Matière organique
n	Porosité (-)
n _b	Bioporosité (-)
NPS	Nappe phréatique surélevée
r	Rayon (m)
RLD	Densité de longueur racinaire (cm/cm ³)
ROI	Région of interest
RSD	Densité de surface racinaire (cm ² /cm ³)
RMD	Densité de masse racinaire (g/cm ³)
RVD	Densité de volume racinaire (cm ³ /cm ³)
Sr	Degré de saturation (-)
TC	Cellule Tempe
θ	Teneur en eau volumique (-)
θ _a	Teneur en air volumique (-)
θ _{eq}	Teneur en air équivalente (-)
θ _r	Teneur en eau résiduelle (-)
θ _s	Teneur en eau à la saturation (-)
ψ _r	Succion à la teneur en eau résiduelle (kPa)
W	Teneur en eau massique

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A Valeurs d'indice de surface foliaire (LAI) pour des saules	155
ANNEXE B Profils granulométriques des stations.....	156

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

Le Canada fait partie des plus grands pays miniers au monde. Il se classe parmi les cinq plus grands producteurs pour 17 minéraux et métaux à travers le monde. En 2019, l'exploitation minière avait contribué jusqu'à 109 milliards de \$ au PIB (soit 5% du PIB) (Marshall, 2020). Cependant, l'extraction minière entraîne la génération de gros volumes de rejets miniers dont la gestion pourrait être très coûteuse et problématique vis-à-vis de l'environnement. On aurait environ 7 milliards de tonnes de rejets de concentrateur et 6 milliards de tonnes de gangue (roches stériles) répartis à travers le Canada (Aubertin et al., 2002). On distingue principalement deux types de rejets : les stériles miniers et les rejets de concentrateur ou résidus miniers (Aubertin et al., 2002; Plante et al., 2021).

Les stériles miniers sont des roches ne contenant pas de minéraux utiles en proportion suffisante pour l'exploitation commerciale. Ils sont produits lors des opérations de décapage à ciel ouvert de la couche de roche qui recouvre le gisement de minerais. Ils peuvent aussi être produits lors de l'exploitation minière souterraine, mais en quantités beaucoup plus faibles par rapport à l'exploitation minière à ciel ouvert (Aubertin et al., 2002; Plante et al., 2021).

Les rejets miniers résultent d'un mélange de liquides et de solides (minerais broyés où la valeur commerciale a été déjà extraite) formant ainsi de la pulpe, qui est souvent entreposée en surface dans les parcs à résidus miniers (Aubertin et al., 2002). Ces rejets miniers entreposés en surface peuvent contenir des minéraux sulfureux et devenir potentiellement générateurs d'acide. Ainsi, leur exposition à l'air libre provoque une oxydation des minéraux sulfureux contenus dans ces résidus miniers, entraînant la production du drainage minier acide (DMA) lorsque les minéraux neutralisants sont absents ou en trop faible quantité (Blowes et al., 2014). Ce DMA est caractérisé par un pH acide ($\text{pH} < 6$), une concentration importante en sulfates et en éléments traces métalliques dissous (Aubertin et al., 2002; Blowes et al., 2014). Dans l'industrie minière, la production de rejets miniers contenant des éléments traces métalliques lixiviables et produisant le drainage minier acide (DMA) constitue l'une des plus grandes problématiques environnementales à travers le monde (Blowes et al., 2014).

Il existe des méthodes de prévention et de contrôle du DMA lorsque les résidus miniers sont considérés comme générateurs d'acide. Ces méthodes consistent à utiliser des techniques de recouvrement minier pour limiter la migration des fluides vers les résidus réactifs (barrière à

l'oxygène et/ou à l'infiltration de l'eau) (Bussière et Guittonny, 2021). Parmi les techniques de recouvrement de type barrière à l'oxygène, on peut citer :

- ✓ Le recouvrement en eau : qui consiste à réduire la diffusion de l'oxygène vers les résidus réactifs en installant une couverture d'eau au-dessus de ces résidus (Aubertin et al., 2002);
- ✓ Le recouvrement minier de type CEBC (couverture à effets de barrière capillaire), qui consiste à limiter la diffusion de l'oxygène en maintenant un degré de saturation élevé dans la couche de rétention d'humidité (Aubertin & Bussiere, 2001; Demers & Pabst, 2021).
- ✓ Le recouvrement minier de type nappe phréatique surélevée (NPS), qui consiste à saturer les résidus miniers réactifs en rehaussant le niveau de la nappe phréatique jusqu'à une profondeur inférieure à la moitié de la valeur d'entrée d'air (AEV) à partir de la surface des résidus réactifs (Ouangrawa et al., 2007; Pabst, 2011) lorsque les résidus miniers ne sont pas encore oxydés. On combine cette NPS avec une couverture monocouche permettant de favoriser l'infiltration et/ou limiter l'évaporation d'eau pour maintenir le niveau élevé de la nappe ou bien pour que cette couverture monocouche agisse à titre de barrière à l'oxygène dans le cas de matériaux fins.

1.2 Problématique

La loi sur les mines au Québec prévoit que tout détenteur d'un titre minier fournisse un plan de restauration minière dans lequel il doit définir les techniques de restauration qui seront utilisées sur les aires de stockage des résidus miniers pour limiter le DMA. Également, les entreprises minières sont tenues par la réglementation environnementale et minière, de végétaliser l'intégralité de leurs sites miniers après exploitation (MERN, 2022).

Ainsi, la restauration d'un site minier consiste à remettre le site dans un état satisfaisant, c'est-à-dire :

- ✓ Réduire tout type de risque pour la santé et la sécurité des personnes;
- ✓ Limiter la libération et le drainage des contaminants;
- ✓ Mettre en végétation le site pour contrôler et limiter l'érosion et réintégrer le site dans le milieu naturel environnant (MERN, 2022).

Cette restauration minière se fait en plusieurs étapes : le stade de terrassement, le stade de stabilisation physique et chimique des roches (Aubertin et al., 2002), et le stade de la végétalisation. Ce dernier consiste à réhabiliter la couverture végétale sur la partie perturbée du site minier (haldes à stériles, parcs à résidus miniers, fosses d'excavation, etc.). Cette végétalisation permettra de réduire l'effet de l'érosion du sol et de stabiliser les talus ou les pentes grâce aux racines des plantes (Morgan et Rickson, 2003), cité dans (Guittonny, 2021). La présence de cette végétation peut cependant affecter directement le bilan hydrique par transpiration et les propriétés hydrogéotechniques des matériaux de recouvrement minier via la colonisation racinaire. Cette modification du bilan hydrique des matériaux de recouvrement minier peut affecter la performance des ouvrages de recouvrement minier en entraînant une diminution du degré de saturation. L'absorption de l'eau du sol par les racines affecte en effet le degré de saturation dans les matériaux de recouvrement (Guittonny, 2021). Jusqu'à 50% des pertes d'eau dans les matériaux de recouvrement sous climat humide peuvent être causées par la transpiration des plantes (Waugh, 2001) (Guittonny et al., 2018; Guittonny-Larchevêque & Lortie, 2017). La perte d'eau dans un système de recouvrement minier est capable d'augmenter le coefficient de diffusion de l'oxygène dans les matériaux de recouvrement minier (Demers, 2008).

Les racines des plantes sont capables de modifier les propriétés hydrogéotechniques des matériaux en créant des bio-macropores par la décomposition des racines mortes, conduisant ainsi à une augmentation de la porosité totale des matériaux (Guittonny et al., 2018; Guittonny-Larcheveque et al., 2016). Les changements de porosité modifient la perméabilité et la capacité de rétention d'eau des matériaux. Ainsi la conductivité hydraulique saturée dans un matériau de recouvrement est capable d'augmenter jusqu'à trois ordres de grandeur à cause des biopores (Albright et al., 2006) lorsque soumis au développement d'un écosystème. Par conséquent, il est important d'anticiper l'effet de la colonisation racinaire sur les propriétés hydrogéotechniques pour évaluer adéquatement la performance d'un système de recouvrement minier. En particulier, il n'existe pas ou peu d'études qui se sont intéressées à comprendre l'effet de la décomposition des racines mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des matériaux d'un système de recouvrement minier de type monocouche de résidus recyclés (barrière à l'oxygène) combiné à une NPS.

1.3 Objectifs de l'étude

L'objectif principal de ce projet est d'étudier l'effet des racines mortes et de leur décomposition sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers Goldex utilisés comme couverture monocouche combinée à une nappe phréatique surélevée (NPS) pour la restauration minière du parc 2 du site minier Manitou car le design actuel des méthodes de recouvrement ne tient compte que partiellement l'effet de l'interaction racines-matériaux dans les recouvrements miniers. Les objectifs spécifiques sont :

- Comparer les propriétés hydrogéotechniques mesurées au laboratoire sur des échantillons non perturbés prélevés in situ sans/avec racines vivantes et après isolement des racines (i.e. racines mortes);
- Faire une caractérisation 3D de la bioporosité et de la colonisation racinaire vivante et morte par tomographie aux rayons X et comparaison avec la méthode WinRhizo (2D);
- Quantifier l'effet de la décomposition des racines mortes sur les propriétés hydrogéologiques prédites (CRE et k_{sat}) des résidus Goldex.

1.4 Contenu du mémoire

Ce mémoire comporte six parties :

- ✓ L'introduction, dans laquelle sont abordés le contexte de cette étude, la problématique, l'objectif principal et les objectifs spécifiques et les retombées attendues.
- ✓ Ensuite la revue de littérature est présentée. Cinq thèmes sont y abordés : Le DMA dans la première section, ensuite la deuxième section aborde l'écoulement de l'eau en zone saturée et non saturée. La section trois aborde la végétalisation des sites miniers ainsi que la mortalité et la décomposition des racines mortes. Puis dans la section quatre sont présentés les effets des racines vivantes et mortes sur les propriétés hydrogéotechniques des résidus miniers. Finalement, la tomographie à rayons X est présentée dans la section cinq.
- ✓ La partie matériels et méthodes présente les instruments utilisés, le protocole d'échantillonnage, la caractérisation de la végétation présente dans le parc 2, la caractérisation des propriétés physiques et hydrogéotechniques des résidus

Goldex, puis la caractérisation des racines avec les analyses de tomographie à rayons X et WinRhizo.

- ✓ Les résultats obtenus et leurs interprétations sont présentés dans la 4^e partie.
- ✓ La discussion des résultats obtenus est réalisée en partie 5 : l'évolution des propriétés hydrogéotechniques des matériaux liée à la colonisation racinaire et à l'isolement des racines in situ est discutée, ensuite la distribution tridimensionnelle des biopores, incluant la validation de la méthode tomographique, et finalement l'effet de la décomposition des racines mortes sur les propriétés hydrogéologiques prédites (CRE et k_{sat}) et les conséquences attendues sur la capacité de rétention d'eau (incluant l'hétérogénéité des résidus Goldex).
- ✓ La partie 6 présente la conclusion et les recommandations.

1.5 Retombées du projet

Encore peu d'études se sont intéressées à étudier les racines mortes et à quantifier leurs effets sur les propriétés des matériaux utilisés dans les systèmes de recouvrements miniers de type barrière à l'oxygène, en ciblant les propriétés hydrogéotechniques liées à l'évaluation de la performance de ces systèmes de recouvrement. Les travaux réalisés dans ce projet ont permis d'approfondir les connaissances sur la création de biopores par les racines dans les matériaux de recouvrement minier et de mieux comprendre les effets potentiels de la décomposition des racines mortes sur la k_{sat} ou encore sur la CRE de résidus miniers. Ce travail a notamment permis de comparer l'effet de l'hétérogénéité granulométrique et de la décomposition des racines mortes sur la CRE des résidus. Les résultats concernent une monocouche faite de résidus miniers recyclés, combinée à une NPS, et colonisée par une végétation ligneuse et herbacée âgée de 12-13 ans.

Une nouvelle méthode permettant de quantifier les biopores formés par les racines et de simuler l'impact de la décomposition des racines sur la porosité totale et les propriétés hydrogéologiques (k_{sat} , CRE) a été développée dans ce projet grâce à l'utilisation de la tomographie à rayons X. Cette étude est originale du fait qu'elle combine plusieurs approches pour caractériser la colonisation racinaire et simuler la décomposition des racines et la création de biopores.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

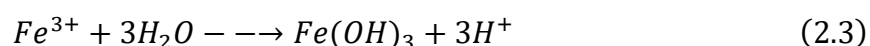
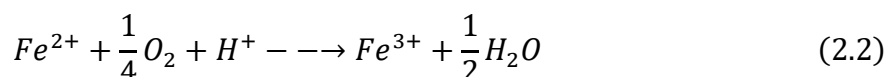
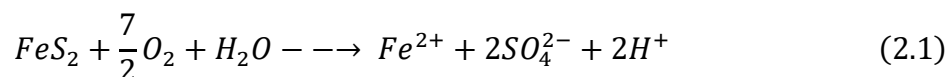
2.1 Drainage minier acide

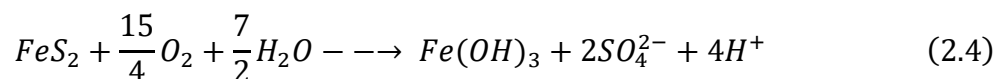
Le drainage minier peut être défini comme étant le résultat de la circulation de l'ensemble des eaux à travers les composantes d'un site d'exploitation minière (aire de stockage minier, galerie minière, fosse) ou de stockage des rejets miniers : haldes à stérile, parcs à résidus (Aubertin et al., 2002). Si ces eaux sont acides ($\text{pH} < 6$) avec une concentration importante en sulfates et métaux dissous, on parle alors de drainage minier acide (DMA) (Aubertin et al., 2002; Blowes et al., 2014).

L'oxydation chimique et biologique des minéraux contenant des sulfures est à la base de la formation du DMA. Parmi ces sulfures, on peut citer : la pyrite, la pyrrhotite, la galène, la sphalérite, l'arsénopyrite, la covelite. La contamination des eaux d'un site minier provient le plus souvent de l'exploitation de gisements miniers contenant des sulfures. Par exemple : les gisements de plomb, de zinc et de cuivre (Cas de Manitou), de l'or, de l'argent, du nickel, de l'uranium, du charbon (Aubertin et al., 2002).

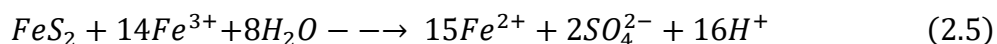
Au sein de l'écorce terrestre et dans les rejets miniers, la pyrite (FeS_2) représente le minéral sulfureux le plus fréquent (Aubertin et al., 2002; Blowes et al., 2014). Les réactions ci-dessous d'oxydation de la pyrite sont à titre indicatif (Aubertin et al., 2002; Blowes et al., 2014; Plante et al., 2021). L'oxydation de la pyrite (FeS_2) par l'oxygène génère du Fe(II) et de l'acide sulfurique (réaction 2.1). Le Fe(II) s'oxyde à son tour pour donner du Fe(III) (réaction 2.2). Le Fe(III) va subir une hydrolyse pour produire des oxyhydroxydes (ferrihydrite) (réaction 2.3).

On obtient ainsi la réaction d'oxydation globale de la pyrite par l'oxygène (équation 2.4) en combinant les réactions intermédiaires (2.1), (2.2) et (2.3)





Le Fe(III) est capable d'oxyder indirectement la pyrite s'il est présent en grande quantité en solution, lorsque le pH < 3,5 :



La cinétique de la réaction d'oxydation indirecte (réaction 2.5) est plus rapide et génère plus d'acidité que celle de la réaction (2.4), soit 16 moles de H^+ contre 4 moles de H^+ (réaction 2.4) par mole de pyrite (FeS_2).

Plusieurs facteurs influencent la cinétique de la réaction d'oxydation des minéraux sulfureux, comme la température, la nature des sulfures présents dans l'environnement minier, la disponibilité de l' O_2 dans le milieu, et les bactéries (Aubertin et al., 2002). Les bactéries sont présentes dans l'environnement minier et jouent un rôle dans la génération du DMA en catalysant certaines réactions d'oxydation (Plante et al., 2021).

Les méthodes de prévention et de contrôle du DMA consistent à isoler un des trois éléments présents dans la réaction d'oxydation des minéraux sulfureux (soit les sulfures, soit l' O_2 , soit l'eau). Ces méthodes permettent d'éliminer complètement ou de réduire la présence d'oxygène, des sulfures ou de l'eau. Des méthodes consistent à mettre en place un recouvrement minier au-dessus des rejets réactifs pour limiter la migration des fluides (O_2 et H_2O) vers les résidus ayant un potentiel de génération d'acide (Aubertin et al., 2002).

Il existe d'autres méthodes de contrôle du DMA, comme la désulfuration des rejets miniers par la méthode de flottation. Cette technique permet l'obtention d'un rejet désulfuré et non générateur d'acide (Benzaazoua et al., 2000).

2.2 Technique de restauration de la nappe phréatique surélevée combinée à une monocouche

La technique de recouvrement monocouche combiné à une nappe phréatique surélevée (RM-NPS) est décrite dans (Ethier, 2018; Ouangrawa et al., 2007; Pabst, 2011, 2021). Cette

technique RM-NPS consiste à maintenir le niveau de la nappe phréatique à une profondeur par rapport à la surface des résidus miniers réactifs typiquement en dessous de la moitié de la valeur d'entrée d'air (AEV) des résidus miniers réactifs. Si les résidus miniers sont déjà oxydés, il est recommandé dans ce cas que la nappe phréatique soit maintenue à la surface des résidus réactifs (cas de Manitou). Par conséquent, ces résidus miniers seront maintenus à un haut degré de saturation permettant de limiter la quantité d'oxygène disponible pour oxyder ces résidus (Ethier, 2018; Ouangrawa et al., 2007). Ainsi, un haut degré de saturation (S_r) des résidus permettra d'avoir un coefficient de diffusion effectif de l'oxygène (D_e) très faible à travers ces résidus. Ce faible coefficient de diffusion effectif de l'oxygène permettra de réduire le flux d'oxygène traversant les résidus, et ceci va contrôler et limiter l'oxydation des sulfures contenus dans les résidus miniers (Figure 2.1).

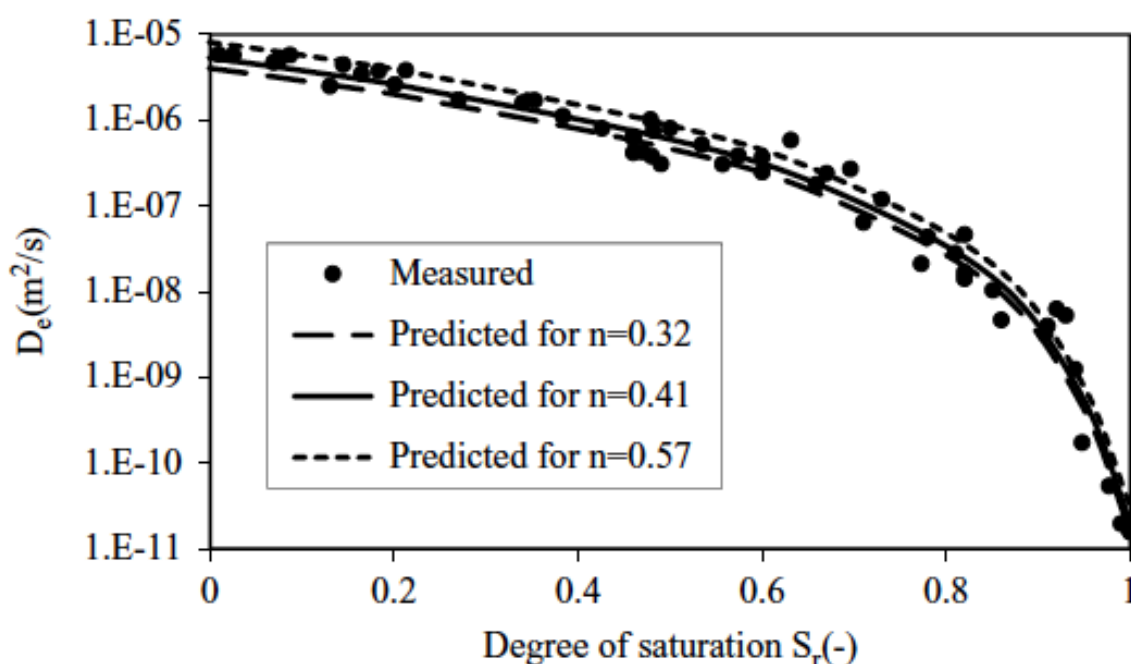


Figure 2.1 Effet du S_r sur les valeurs mesurées et prédites du D_e obtenues à partir de résidus avec $0,32 \leq n \leq 0,57$ (moyenne = 0,41), figure tirée de (Mbonimpa et al., 2021).

Cette technique de la NPS peut être combinée avec un recouvrement monocouche ou multicouche de granulométrie fine ou grossière. L'utilisation d'un recouvrement avec du matériel de granulométrie grossière à la place du matériel de granulométrie fine permet de limiter les pertes d'humidité causées par l'évaporation, car il agit en tant que barrière à

l'évaporation, et de favoriser l'infiltration (Ethier et al., 2018). L'utilisation d'un recouvrement de granulométrie fine, comme à Manitou, combiné à la NPS permet de maintenir un degré de saturation très élevé sur une grande épaisseur au-dessus du niveau de la nappe. Une des limites de ce recouvrement de granulométrie fine est de permettre les pertes d'humidité causées par l'évaporation (Ethier et al., 2018). Son épaisseur doit donc être suffisante pour limiter ces pertes par évaporation.

Les matériaux de recouvrement miniers peuvent être d'origine naturelle. Cependant leur utilisation est fonction de leur disponibilité (excavation et transport sur des longues distances jusqu'au parcs à résidus, donc un coût très élevé sans oublier leurs empreintes carbone). C'est pourquoi l'utilisation des résidus miniers, des stériles, des boues de traitement du DMA comme matériaux de recouvrement est une alternative intéressante pour l'industrie minière (Bussière, 2007; Bussière et al., 2004).

Les matériaux de granulométrie fine doivent avoir certaines propriétés telles qu'une grande capacité de rétention d'eau et une faible conductivité hydraulique saturée. Cependant, la CRE et la k_{sat} peuvent être impactées à long terme par la colonisation des racines (Ni et al., 2019; Proteau et al., 2021). Ainsi, les racines fines sont capables de diminuer la saturation en eau par transpiration (Lambers et al. 2008, cité dans Proteau et al., 2021). Les biopores créés par la décomposition des racines peuvent modifier ces propriétés en augmentant la conductivité hydraulique saturée jusqu'à un ordre de grandeur de 10^3 entraînant une diminution de l'AEV (Albright et al., 2006; Benson et al., 2007).

2.2.1 Méthode d'évaluation de la performance d'une NPS combinée à un recouvrement monocouche

Les systèmes de recouvrement miniers (barrière à l'oxygène) tels que le recouvrement en eau et le recouvrement de type CEBC, peuvent réduire efficacement la diffusion de l'oxygène vers les rejets miniers réactifs pour éviter le DMA. Dans certains cas, le recouvrement minier avec la méthode de la NPS combinée à une monocouche peut être une alternative plus efficace (coût et performance à long terme) qu'une CEBC ou un système de recouvrement en eau (Pabst, 2021). Cette technique est basée sur la faible diffusivité de l'oxygène dans l'eau et dans les résidus saturés. Elle a été proposée par Senes (1996), cité dans (Pabst, 2021) pour la première fois (Demers, 2008; Ouangrawa et al., 2010; Ouangrawa et al., 2007).

Cette technique est adaptée aux régions où le climat est relativement humide. Le bon fonctionnement de cette technique repose sur deux composantes (Pabst, 2021):

- Rehaussement et contrôle du niveau d'eau dans les résidus réactifs, permettant d'assurer une saturation en eau de ces résidus réactifs ;
- Utilisation d'une couverture monocouche pour assurer un équilibre du bilan hydrique dans le site (limiter l'évaporation et/ou favoriser l'infiltration dans les résidus réactifs) ou créer une barrière à l'oxygène supplémentaire.

Ce système de recouvrement de la NPS combiné à une monocouche ne s'applique qu'aux résidus miniers à cause de leurs grandes capacités de rétention d'eau par rapport aux roches stériles. La grande perméabilité et la faible AEV des roches stériles limitent son utilisation pour les haldes à stériles (Pabst, 2021).

2.2.2 Conception

L'un des principaux défis de cette méthode MC-NPS est de rehausser le niveau d'eau dans les résidus de façon à maintenir les résidus réactifs saturés en permanence ou de les maintenir proches de la saturation quelles que soient les variations saisonnières ou le réchauffement climatique (Pabst, 2021).

La performance de cette technique de la MC-NPS dépend de la profondeur de la nappe phréatique par rapport à la surface des résidus miniers réactifs (Demers, 2008; Ouangrawa et al., 2010; Ouangrawa et al., 2007). Le niveau de la nappe d'eau n'est pas nécessairement obligé d'être à la surface des résidus réactifs pour que ces résidus soient saturés en permanence (Pabst, 2021), car certaines propriétés hydrogéologiques non saturées des matériaux (capacité de rétention d'eau des résidus et remontée capillaire) permettent une saturation en eau des résidus même s'ils sont au-dessus de la nappe d'eau (Mbonimpa et al., 2021).

Le niveau de la nappe phréatique peut être situé en dessous d'une certaine profondeur sous la surface des résidus miniers réactifs sans que ceci affecte significativement la performance du système de recouvrement avec NPS. Typiquement, on recommande que la profondeur de la nappe soit inférieure à la moitié de l'AEV à partir de la surface des résidus réactifs (Ouangrawa et al., 2010). Généralement, l'AEV des résidus miniers varie environ de 1 à 5 m (Bussière, 2007).

2.2.3 Rehaussement du niveau de la nappe phréatique

Les résidus miniers sont généralement transportés dans les parcs à résidus sous forme de pulpe avec une teneur en eau relativement élevée. Habituellement, après la phase d'opération, on observe une diminution du niveau de la nappe phréatique dans les parcs à résidus au cours du temps selon le type de climat, la saison, les propriétés hydro-géotechniques des résidus et aussi selon la conception et la configuration du parc à résidus (Mbonimpa et al., 2021). Ainsi pour limiter la diffusion de l'oxygène à travers les résidus réactifs, on peut rehausser le niveau de la nappe en modifiant le bilan hydrique à partir de la surface du parc à résidus pour maximiser l'infiltration et minimiser les pertes d'eau par l'ajout d'une monocouche anti-évaporation (Pabst, 2021). On peut également augmenter la capacité de rétention d'eau des résidus en les compactant (Watabe et al., 2000). Cette opération permettra d'augmenter la pression d'entrée d'air (AEV) et de réduire ainsi les besoins de rehausser le niveau de la nappe d'eau. On peut aussi mélanger les résidus avec d'autres matériaux (exemple : la bentonite), pour augmenter leur capacité de rétention d'eau ou encore en construisant des digues semi-perméables (Mbonimpa et al., 2021).

Le choix de la méthode de rehaussement du niveau de la nappe phréatique dépend des conditions sur le parc (propriétés des résidus, climat, etc.) et des contraintes (économiques, techniques et environnementales).

2.2.4 Bilan hydrique

Les apports d'eau dans un parc à résidus sont : les infiltrations d'eaux de précipitations et de fonte de neige à la surface du sol des parcs à résidus, les écoulements d'eau souterraine lorsque les bords du parc ne sont pas étanches. Les pertes d'eau sont : l'évapotranspiration, le suintement à travers les digues, l'infiltration profonde à partir de la base du parc si elle est perméable et le ruissellement lorsque la conception du parc suit une pente (Figure 2.2) (Pabst, 2021).

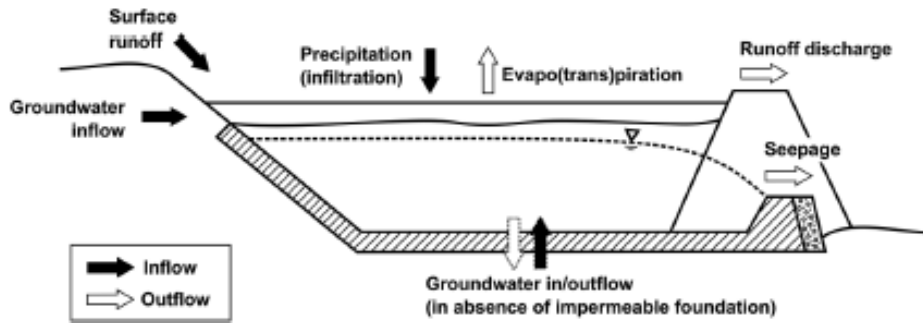


Figure 2.2 Bilan hydrique d'un parc à résidus miniers restaurés par la technique de MC-NPS, figure tirée de (Pabst et al., 2021)

Lorsque la technique de la NPS est employée pour la conception du système de recouvrement d'un parc à résidus, la nappe phréatique peut être maintenue à un niveau très élevé dès le début des travaux par la construction d'un évacuateur de crue, de digues étanches et d'un tapis étanche. Avoir un plan de gestion intégrée ou de remise en état clair comme le « Designing for closure » (Aubertin et al., 2002) est vivement recommandé pour rehausser le niveau de la nappe phréatique de façon efficace et durable.

2.2.5 Vulnérabilité de la performance des recouvrements à la suite de la croissance des racines des plantes

La technique de restauration avec la MC-NPS peut offrir une grande performance si elle est bien conçue. Cependant, certaines propriétés hydro-géotechniques telles que la k_{sat} et la capacité de rétention d'eau des résidus contrôlant l'efficacité de la MC-NPS pourraient être modifiées à long terme par la colonisation racinaire (Ni et al., 2019). Les racines fines dont le diamètre est inférieur à 2 mm affectent le degré de saturation par la consommation d'eau (Lambers et al., 2008, cité dans Proteau et al., 2021). Les racines grossières dont le diamètre est supérieur à 2 mm peuvent augmenter le volume des pores par la création de macrospores continus lorsqu'elles meurent et se décomposent (Bodner et al., 2014). Cette décomposition des racines peut connecter les pores en modifiant ainsi leurs topologies et augmenter la k_{sat} et diminuer l'AEV des résidus (Bodner et al., 2014; Ni et al., 2019). La conductivité hydraulique saturée peut dépendre de la densité de longueur des racines (RLD), de leurs diamètres et leurs degré de décomposition (Proteau et al., 2021).

2.3 Migration des fluides dans le sol

Les résidus miniers réactifs et les matériaux de recouvrement minier peuvent se trouver dans des milieux saturés ou non saturés. C'est pourquoi il est important d'introduire les équations fondamentales de l'écoulement d'eau et de dioxygène dans les deux milieux (saturés et non saturés).

2.3.1 Écoulement de l'eau en zone saturée

L'écoulement de l'eau dans un matériau poreux en milieu saturé est décrit par la loi de Darcy (1856). En 1D, elle s'écrit (Mbonimpa et al., 2021) :

$$Q = k_{\text{sat}} \frac{\Delta h}{\Delta L} A \quad (2.6)$$

Où Q : est le débit d'eau [$L^3.T^{-1}$] ; k_{sat} : conductivité hydraulique saturée [$L.T^{-1}$] ; Δh : perte de charge hydraulique pendant l'écoulement [L] ; A : surface de la section d'écoulement [L^2] et ΔL : distance d'écoulement [L] ;

Le rapport ($\frac{\Delta h}{\Delta L}$) est aussi appelé la pente ou le gradient hydraulique noté par i .

La charge hydraulique totale est exprimée par h [L] :

$$h = h_p + z \quad (2.7)$$

Où z [L] est l'élévation (qui peut être négative ou positive selon le point de référence) ; h_p : énergie de pression, appelée aussi la hauteur d'eau [L].

Cette loi de Darcy est valide à condition que les hypothèses suivantes soient vérifiées : écoulement en milieu saturé, fluide incompressible ou non visqueux, écoulement non turbulent (laminaire).

Conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) :

La conductivité hydraulique saturée (cm/s) caractérise l'écoulement d'eau dans un sol saturé. Elle peut être mesurée au laboratoire au moyen des essais aux perméamètres à paroi rigide ou flexible (Pabst, 2011). Cette k_{sat} peut être estimée au moyen de plusieurs modèles de prédiction disponibles dans la littérature. Parmi ces modèles, on peut citer par exemple (Pabst, 2011) : le modèle de Hazen (1911); le modèle de Taylor (1948); le modèle Navfac DM7 (1974), le modèle Kozeny (1953) modifié par Carman (1956), Chapuis et Aubertin (2003) ainsi que Mbonimpa et al. (2002). Une étude comparative entre la performance de plusieurs modèles prédictifs de la k_{sat} a été réalisée par Chapuis (2012). Ainsi, il ressort à la suite de cette comparaison que la précision ou la performance de ces modèles prédictifs dépend de la qualité des résultats expérimentaux des matériaux testés pour calibrer ces modèles prédictifs (Chapuis, 2012). Dans le domaine de la restauration minière ou de la construction, les matériaux plastiques comme les argiles sont évités comme matériaux de recouvrement minier à cause de l'évolution de leurs propriétés hydrogéotechniques telles que la porosité et la k_{sat} à cause des cycles de mouillage-séchage, les cycles gel-dégel (Mbonimpa et al., 2021). Le modèle de prédiction de Kozeny-Carman (KC) modifié par Mbonimpa et al. (2002) (KCM) est généralement très utilisé pour la prédiction de la k_{sat} des matériaux non plastiques, qui sont généralement très utilisés comme matériaux de couvertures lors de la restauration des parcs à résidus miniers (Mbonimpa et al., 2021). Ce modèle s'exprime :

$$k_{sat}(m/s) = 9,80 \frac{e^5}{1 + e} C_u^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \quad (2.8)$$

D_{10} , diamètre des grains en dessous duquel on a 10% passants ;

C_u : coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10}) ;

e : indice des vides ($e = n/(1 - n)$ où n est la porosité ;

Ce modèle n'est applicable que pour des matériaux granulaire de faible plasticité ($w_L \leq 20\%$) dont : $4,0 \cdot 10^{-8} m/s \leq k_{sat} \leq 3,0 m/s$; $0,35 \leq e \leq 1,27$; $1 \leq C_u \leq 227$; $4 \cdot 10^{-6} cm \leq D_{10} \leq 1,5 cm$; ensuite $w_L \leq 20\%$.

2.3.2 Écoulement d'eau dans un milieu non saturé

Dans la nature, le sol poreux peut être partiellement saturé. Dans ces conditions, la conductivité hydraulique (k) dépend du degré de saturation (S_r) de ce sol, tout en sachant que ce degré de saturation dépend lui-même de la succion ψ (ou de la pression d'eau appliquée) (Pabst, 2011).

$$k = k(S_r) = k(\psi) \quad (2.9)$$

Richards (1931) se sert de la loi de Darcy pour décrire l'écoulement de l'eau dans un sol partiellement saturé. L'équation de Richards est (Hillel, 1998, cité dans Pabst, 2011) :

En 1D :

$$q_w = -k(\psi) \cdot \frac{\Delta h}{\Delta L} = -k(\psi) \cdot \frac{\Delta(z+\psi)}{\Delta L} \quad (2.10)$$

En 3D :

$$q_w = -k(\psi) \cdot \nabla \cdot h \quad (2.11)$$

Où

q_w : Débit spécifique ou la vitesse de Darcy [$L \cdot T^{-1}$].

$\nabla \cdot h$: Variation de h suivant les 3 dimensions de l'espace ;

Pour décrire l'écoulement d'eau dans le sol partiellement saturé en régime transitoire, considérons un cube de sol, traversé par une quantité d'eau donnée (Figure 2.3) tout en supposant que l'écoulement d'eau à travers ce cube de sol est soumis aux lois de la continuité et de la conservation de la masse où le stockage d'eau est égal à la différence des flux entrants et sortants (Mbonimpa et al., 2021).

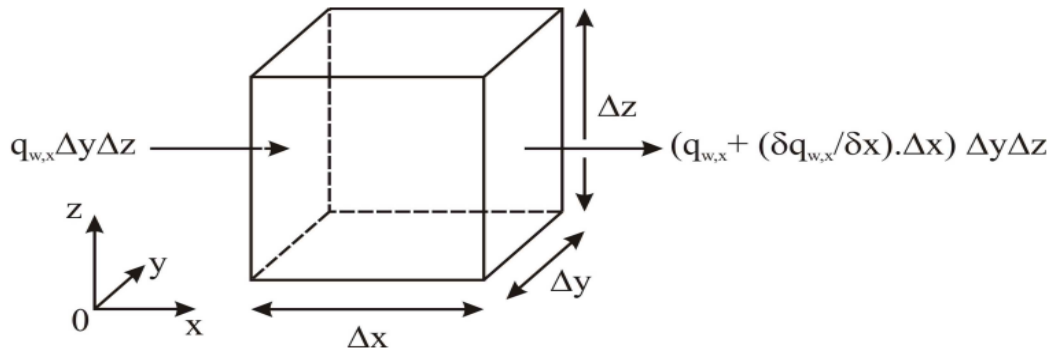


Figure 2.3 Illustration d'un flux d'eau unitaire à travers un volume élémentaire de sol, suivant l'axe (OX), figure tirée de Pabst (2011)

Pour un écoulement laminaire, l'équation caractéristique de la conservation de la masse est (Hillel, 1998, cité dans Mbonimpa et al., 2021) :

- En 1D :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q_{w,x}}{\partial x} \quad (2.12)$$

- En 3D :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \nabla \cdot q_w \quad (2.13)$$

Remplaçons l'équation 2.11 (q_w) dans l'équation 2.13 :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = + \nabla \cdot k(\psi) \cdot \nabla h \quad (2.14)$$

Après développement de l'équation 2.14 dans un repère cartésien, on obtient (Mbonimpa et al., 2021) :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k_{\text{sat}}(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_{\text{sat}}(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_{\text{sat}}(\psi) \cdot \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_{\text{sat}}(\psi)}{\partial z} \quad (2.15)$$

Cette équation (2.15) permet de prédire la distribution de la succion ψ (x, y, z) suivant les trois dimensions de l'espace et elle caractérise l'écoulement d'eau de tout type de sols (isotrope et non isotrope, hétérogène, homogène) (Pabst, 2011).

Pour décrire le mouvement de l'eau dans un matériau granulaire non saturé, on doit connaître sa CRE et sa fonction de conductivité hydraulique non saturée (Mbonimpa et al., 2021)

2.3.3 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La CRE est une fonction qui décrit l'évolution de la teneur en eau volumique $\theta(w)$ ou le degré de saturation S_r en fonction de la succion ψ (cm ou kPa) (Figure 2.4)

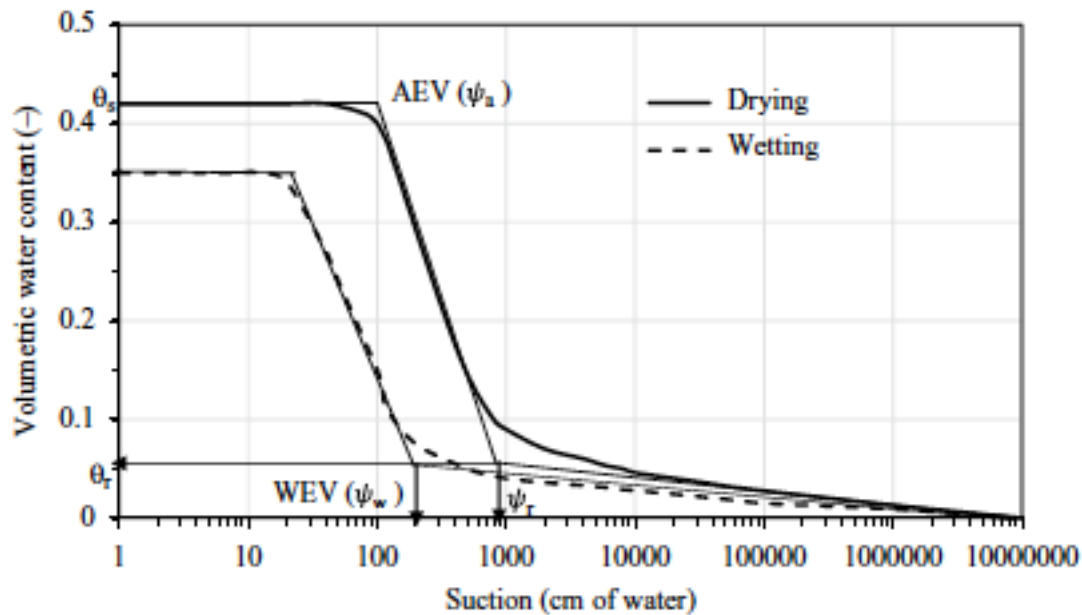


Figure 2.4: CRE de deux matériaux (sable et silt) où θ_r : teneur en eau résiduelle (%); θ_s : teneur en eau à la saturation (%), ψ_a : pression d'entrée d'air (AEV) (cm), ψ_r : succion d'eau résiduelle (WEV) (cm), figure tirée de Mbonimpa et al. (2021)

Pour caractériser la CRE, on utilise les paramètres pouvant être tirés de la CRE :

L'AEV (ψ_a) représente la valeur de la succion à partir de laquelle l'air commence à pénétrer dans le sol (courbe de drainage) ;

Le WEV (ψ_w) correspond à la valeur de la succion pour laquelle l'eau commence à s'infiltrer dans un sol sec (courbe de mouillage) ;

ψ_r correspond à la succion résiduelle obtenue lors du drainage ;

θ_r correspond à la teneur en eau volumique résiduelle qui représente la quantité d'eau retenue par adhésion dans les pores déconnectés ;

θ_s correspond à la teneur en eau volumique à la saturation. Tous ces paramètres de la CRE sont déterminés à partir de la méthode des tangentes (Fredlund & Xing, 1994).

La CRE peut être déterminée par plusieurs techniques en laboratoire et in situ :

- ✓ En laboratoire : la CRE ou la fonction $\theta(\psi)$ peut être déterminée suivant deux chemins (drainage et mouillage). La CRE obtenue en drainage et en mouillage est différente à cause des effets d'hystérésis dus à une différence des valeurs de la teneur en eau volumique pour une succion donnée. Plusieurs techniques sont utilisées en laboratoire pour mesurer la CRE d'un matériau. Parmi ces techniques, on peut citer la cellule Tempe (Mbonimpa et al., 2021) et la « pressure plate » (plaque de pression) (Hillel, 1998, cité dans Mbonimpa et al., 2021). Le principe de fonctionnement de ces techniques consiste à mesurer la pression appliquée sur un échantillon puis on mesure la teneur en eau volumique correspondante (Mbonimpa et al., 2021). Par exemple, pour les techniques de la cellule Tempe et de la plaque de pression, un échantillon saturé d'eau (en drainage) est placé au sein d'un disque en céramique, ensuite, la succion correspondante est obtenue à partir de la valeur de la pression de gaz appliquée sur l'échantillon. D'autres techniques peuvent être utilisées pour mesurer la succion (Maqsoud et al., 2007) telles que les tensiomètres, les psychromètres à thermocouple, le papier filtre (Fredlund et Rahardjo, 1993, cité dans Mbonimpa et al., 2021), la technique de l'équilibre des pressions de vapeur pour les succions élevées (Romero, 1999), cité dans (Bussière et al., 2021).
- ✓ In situ : on utilise généralement des sondes pour mesurer simultanément les succions et les teneurs en eau volumique. La teneur en volumique (θ) est déterminée au moyen de plusieurs méthodes. Ce sont les méthodes directes et indirectes (Gardner, 1958) cité dans Pabst (2011) et Bussière et al. (2021). La

méthode directe consiste à la détermination sur des échantillons non perturbés de la teneur en eau massique (W), la densité humide (ρ_{wet}), la densité relative des grains solides (G_s). Ceci permettra de déduire la porosité (n), la teneur en eau volumique (θ) et le degré de saturation (S_r). Son inconvénient principal reste la perturbation des échantillons après que ces paramètres soient déterminés (Pabst, 2011).

- ✓ La méthode indirecte consiste à mesurer la teneur en eau volumique (θ) par l'utilisation des sondes (par exemple les sondes à TEV). Son avantage consiste à mesurer de façon continue la teneur en eau volumique $\theta(w)$ suivant une fréquence prédéfinie (Bussière et al., 2021).

2.3.4 Les modèles descriptifs

Les modèles descriptifs sont des modèles analytiques permettant d'obtenir la courbe CRE à partir des points mesurés de θ et ψ . Ces deux paramètres peuvent être obtenus expérimentalement.

Parmi les modèles les plus utilisés on peut citer : Gardner (1958), Brooks et Corey (1964) et van Genuchten (1980) (d'après Mbonimpa et al., 2021).

Gardner (1958) :

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{1 + a\psi^{n_G}} \quad (2.16)$$

a Paramètre de modèle [L^{-1}], qui est généralement l'inverse de l'AEV du sol ;

n_G Paramètre d'ajustement lié à la distribution de la taille des pores du sol [.] ;

Brooks et Corey (1964)

$$\theta = \theta_r \text{ pour } \psi \leq \psi_a \text{ et } \theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left(\frac{\psi_a}{\psi} \right)^\lambda \text{ pour } \psi > \psi_a \quad (2.17)$$

ψ_a = AEV du sol ;

λ est l'indice de la taille des pores, lié à la distribution de taille des pores du sol.

van Genuchten (1980)

$$\theta = \theta_r + \frac{(\theta_s - \theta_r)}{[1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{m_v}} \quad (2.18)$$

α : Paramètre de modèle [L^{-1}], qui est généralement l'inverse de l'AEV du sol

m_v : Paramètre de van Genuchten ($m_{vG} = 1-1/n_v$)

n_v : Paramètre d'ajustement du modèle van Genuchten.

NB : les modèles de van Genuchten, Brooks et Corey et de Gardner sont souvent exprimés sous forme de teneur en eau volumique réduite (θ_e) où :

$$\theta_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2.19)$$

2.3.5 Les modèles prédictifs

Les méthodes expérimentales utilisées pour l'obtention de la CRE sont souvent complexes. Les modèles prédictifs contrairement aux méthodes expérimentales, sont moins complexes et souvent utilisés pour prédire la CRE au niveau des phases préliminaires des projets, mais aussi pour valider les mesures expérimentales (Mbonimpa et al., 2021). Ces modèles prédictifs sont basés sur les propriétés géotechniques de base des matériaux (porosité, indice des vides, granulométrie) (Pabst, 2011).

On peut distinguer deux types d'approches prédictives : les approches basées sur des régressions empiriques ou mathématiques des données expérimentales et les approches théoriques sur la base des propriétés géotechniques des matériaux (porosité, taille des grains)

(Pabst, 2011 ; Mbonimpa et al., 2021). Parmi ces approches prédictives, on peut citer les modèles (Mbonimpa et al., 2021) : Arya et al. (1999) ; Wheatcraft (1990); Haverkamp et Parlange (1986); Kovacs (1981) ; Arya et Paris (1981).

Un exemple de modèle est celui de Kovács modifié (MK) par (Aubertin et al., 2003; Aubertin et al., 1998) : ce modèle se base sur la rétention d'eau par adhésion et par capillarité. Il exprime le S_r en combinant les composantes adhésives (saturation par adhésion S_a) et celles capillaires (saturation par capillarité S_c) comme le montre l'équation 2.20 (Mbonimpa et al., 2021) :

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - \langle 1 - S_a \rangle (1 - S_c) \quad (2.20)$$

n : la porosité du sol

$\langle \rangle$: crochets de Macaulay où $\langle y \rangle = 0.5(y + |y|)$

S_c et S_a sont données par (Aubertin et al. 2003) :

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right) \quad (2.21)$$

$$S_a = a_c \cdot C_\psi \frac{(h_{co}/\psi_n)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{6}}}} \quad (2.21)$$

h_{co} : hauteur capillaire équivalente [L];

m : paramètre de distribution de la taille des pores ($m = 1/C_U$),

a_c : coefficient d'adhésion ($a_c = 0,010$ lorsque ψ est exprimé en cm d'eau),

ψ_n : paramètre de normalisation ($\psi_n = 1$ cm lorsque ψ est exprimée en cm),

ψ_0 : la succion (cm) correspondant approximativement à une sécheresse complète

(à $\theta = 0$; $\psi_0 = 10^7$ cm d'eau),

ψ_r : succion à la teneur en eau résiduelle;

C_u : coefficient d'uniformité ;

Pour des sols granulaires (Mbonimpa et al., 2021) :

$$h_{co} = \frac{0,75}{[1,17 \log(C_u) + 1]eD_{10}} \quad (2.22)$$

où

e : l'indice des vides ;

D_{10} : diamètre des grains en dessous duquel on a 10 % des grains passant ;

$$\psi_r = 0,86h_{co}^{1.2} \quad (2.23)$$

$$C_\psi = \frac{\ln\left(1 + \frac{\psi}{\psi_n}\right)}{\ln\left(1 + \frac{\psi_0}{\psi_n}\right)} \quad (2.24)$$

Des études ont montré la présence d'un phénomène d'hystérésis (voir Figure 2.4) associé à la CRE lorsqu'on réalise des essais en mouillage ($S_{r,initial} (\%)=0$) et en drainage ($S_{r,initial} (\%)=100$). L'hystérésis est due à plusieurs phénomènes dont la non-uniformité des pores, le tassement, l'angle de contact plus important lors du drainage que lors du mouillage, la présence d'air dans certains pores et la condensation capillaire qui peut avoir un effet mouillant lorsque les suctions sont importantes (Maqsoud et al., 2012).

2.3.6 Fonction de la conductivité hydraulique en milieu non saturé

Pour décrire l'écoulement d'eau dans un matériau non saturé, il est nécessaire de connaître la fonction de la conductivité hydraulique non saturée (Mbonimpa et al., 2021). Elle permet de caractériser l'écoulement d'eau dans les milieux non saturés. Elle peut être déterminée en laboratoire par l'utilisation des techniques impliquant la méthode d'écoulement, la méthode de

l'état stationnaire et le profil instantané (Watson, 1966 ; Baker et al., 1974 ; Hillel, 1998) cités dans (Mbonimpa et al., 2021) et in situ (Baker et al., 1974 ; Hillel, 1998) cités dans (Mbonimpa et al., 2021). Néanmoins sa mesure est très complexe et coûteuse (Hillel, 1998 cité dans Mbonimpa et al., 2021; Pabst, 2011). C'est pourquoi l'utilisation d'approches prédictives est courante.

La fonction de la conductivité hydraulique non saturée k_u d'un sol peut être estimée en termes de conductivité hydraulique non saturée relative (K_r) à partir des paramètres de la CRE par l'utilisation des quelques modèles (empiriques, macroscopiques et statiques). Childs et Collis-George (1950), Burdine (1953), Mualem (1976), Fredlund et al. (1994) sont les modèles statiques les plus utilisés (Pabst, 2011 ; Mbonimpa et al., 2021).

Childs et Collis-George (1950)

$$k_r = \frac{k_u(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\xi \frac{\int_0^{\theta_e} (\theta_e - \gamma) \psi^{-2}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 (1 - \gamma) \psi^{-2}(\gamma) d\gamma} \quad (2.25)$$

ξ : paramètre de connectivité des pores, tenant compte de la tortuosité ($\xi = 0$);

γ : variable associée à la teneur en eau volumique ;

Burdine (1953)

$$k_r = \frac{k_u(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\xi \frac{\int_0^{\theta_e} \psi^{-2}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 \psi^{-2}(\gamma) d\gamma} \quad (2.26)$$

ξ : paramètre de connectivité des pores, tenant compte de la tortuosité ($\xi = 2$);

Mualem (1976)

$$k_r = \frac{k_u(\theta_e)}{k_{sat}} = \theta_e^\xi \left[\frac{\int_0^{\theta_r} \psi^{-1}(\gamma) d\gamma}{\int_0^1 \psi^{-1}(\gamma) d\gamma} \right]^2 \quad (2.27)$$

ξ : Paramètre de connectivité des pores, tenant compte de la tortuosité ($\xi = 0,5$);

Fredlund et al. (1994)

$$k_r = \frac{k_u(\psi)}{k_{sat}} = \frac{\int_\psi^{\psi_0} \frac{\theta(v) - \theta(\psi)}{v^2} \theta'(v) dv}{\int_\psi^{\psi_0} \frac{\theta(v) - \theta_s}{v^2} \theta'(v) dv} \quad (2.28)$$

v : variable associée à la succion ;

θ' : correspond à la fonction de la capacité hydraulique C ; ($\theta' = \partial \theta / \partial \psi$)

Tous ces modèles statiques présentés ci-dessus peuvent être résolus numériquement lorsque la CRE est connue.

L'une des équations les plus connues a été dérivée du modèle de van Genuchten (équation 2.18) et de Mualem (équation 2.27). Ainsi les équations (2.29) et (2.30) constituent des solutions analytiques plus simples en termes de θ_e et de ψ , respectivement, lorsque $m_v = 1 - 1/n_v$ (Genuchten, 1980).

$$k_r(\theta_e) = \theta_e^\xi \cdot \left[1 - (1 - \theta_e^{\frac{1}{m_v}})^{m_v} \right]^2 \quad (2.29)$$

$$k_r(\psi) = \frac{\{1 + (\alpha\psi)^{m_v n_v} [1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{-m_v}\}^2}{[1 + (\alpha\psi)^{n_v}]^{m_v \xi}} \quad (2.30)$$

2.3.7 Mouvement des Gaz

Certaines méthodes de restauration minière visent à contrôler la migration d'oxygène et ainsi éviter la génération du DMA. Pour réduire la disponibilité de l'oxygène dans les matériaux miniers réactifs, il est important de comprendre le principal mécanisme de transport de l'oxygène à travers les matériaux de granulométrie fine, qui est la diffusion moléculaire de l'oxygène (Mbonimpa et al., 2021). La diffusion de l'oxygène c'est lorsque l'oxygène est transporté par l'action d'un gradient de concentration dans le sol (ou encore de pression partielle) (Pabst, 2011).

2.3.7.1 Diffusion de l'oxygène (Pabst, 2011 ; Mbonimpa et al., 2021)

Dans les parcs à résidus miniers réactifs, le mode de transport d'oxygène le plus important est la diffusion moléculaire. La première loi de Fick décrit le flux diffusif de l'oxygène :

$$F(z) = -D_e \frac{\partial C(z)}{\partial z} \quad (2.31)$$

où $F(z)$: le flux d'oxygène [$M.L^{-2}.T^{-1}$] ; $C(z)$: concentration de l'oxygène [$M.L^{-3}$] ; z : l'épaisseur du recouvrement [L] ; D_e : coefficient de diffusion effective de l'oxygène [$L^2.T^{-1}$] : ($D_e = \theta_{eq}D^*$) ; D^* : coefficient de diffusion globale, θ_{eq} : teneur en air volumique équivalente [$L^3.L^{-3}$].

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta \quad (2.32)$$

θ_a : teneur en air volumique ; H : constante d'Henry ($H= 0,03$ à $20^\circ C$)

Le flux d'oxygène à travers les matériaux des couvertures non réactives (inertes) selon la première loi de Fick :

$$F(z) = -D_e \frac{C(z) - C_0}{z} \quad (2.33)$$

C_0 : concentration de l'oxygène à $z = 0$, ($C_0 = 8,7 \text{ mol/m}^3 = 278 \text{ g/m}^3$ à 20°C) ;

Par ailleurs si le système de recouvrement est constitué de matériaux réactifs (cas des résidus désulfurés), l'oxygène pourra être consommé pendant un temps donné avant que les minéraux sulfurés résiduels ne soient épuisés. Dans ce cas la concentration d'oxygène dépendra du taux de consommation par les rejets réactifs (Pabst, 2011 ; Mbonimpa et al., 2021). Selon la deuxième loi de Fick :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{eq}C) = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta_{eq}D^* \frac{\partial C}{\partial z}\right) - \theta_{eq}K_r^*C = \frac{\partial}{\partial z}\left(D_e \frac{\partial C}{\partial z}\right) - K_rC \quad (2.34)$$

K_r et K_r^* : coefficients de taux de réaction effectif et apparent, respectivement [T^{-1}]

$$K_r = \theta_{eq}K_r^* \quad (2.35)$$

L'équation 2.34 est non linéaire et doit être résolue numériquement.

2.3.7.2 Coefficient de diffusion effectif D_e

Le coefficient de diffusion effectif est un paramètre qui décrit la diffusion de l'oxygène à travers les matériaux. Il dépend principalement du degré de saturation S_r des matériaux (Meslin et al., 2010 cité dans Pabst, 2011), mais aussi d'autres propriétés du milieu et de la température (Pabst, 2011).

Il peut être déterminé soit par des méthodes expérimentales (in situ ou en laboratoire) ou par des modèles prédictifs (Mbonimpa et al., 2021). Les méthodes expérimentales consistent de façon générale à utiliser une cellule cylindrique fermée à deux réservoirs (source et récepteur) dans laquelle on place un échantillon de sol au milieu de la cellule (Figure 2.5). Le réservoir est

instrumenté par des sondes à oxygène calibrées pour mesurer les concentrations d'oxygène suivant plusieurs étapes (Mbonimpa et al., 2021) :

- Placer l'échantillon d'épaisseur L suivant la porosité et le degré de saturation souhaité ;
- Épurier toute la cellule avec de l'azote humidifié jusqu'à ce que la $[O_2]$ soit nulle dans l'échantillon ;
- Ouvrir le réservoir source pour que l'oxygène atmosphérique pénètre et crée un gradient de concentration qui va entraîner l'oxygène en mouvement à travers l'échantillon par diffusion vers le réservoir récepteur ;
- Mesurer et représenter graphiquement l'évolution temporelle de la concentration d'oxygène dans les deux réservoirs ;

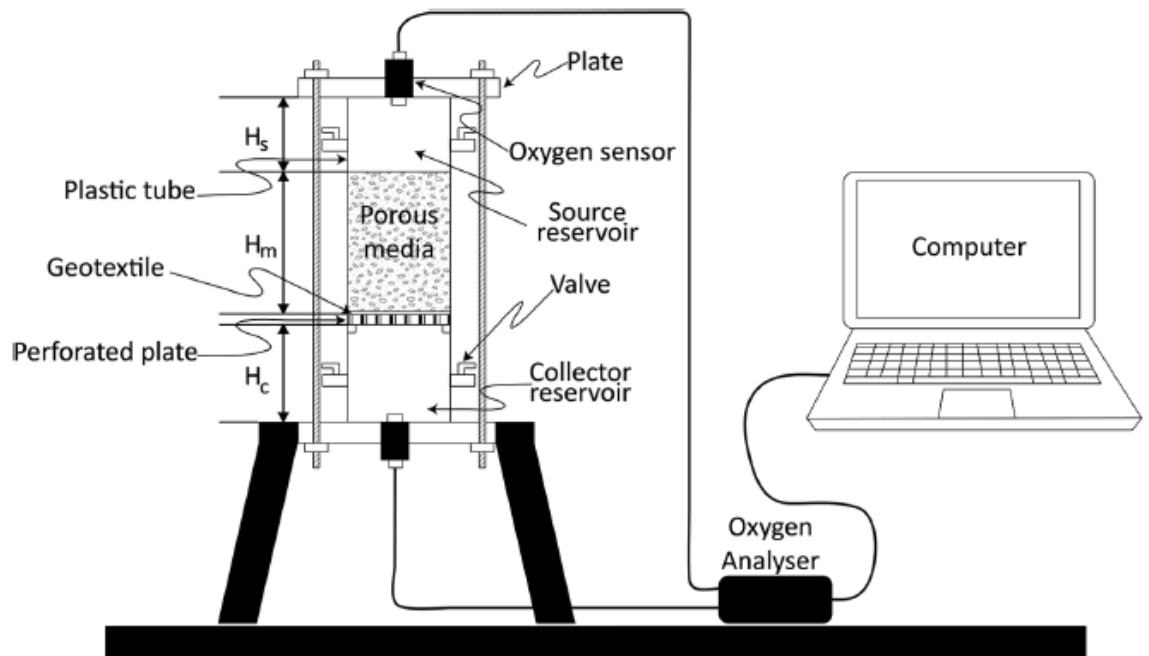


Figure 2.5 Cellule à deux réservoirs permettant de mesurer la diffusion de l'oxygène dans un matériau, figure tirée de Mbonimpa et al. (2021)

Vu que ces essais demandent beaucoup de mesures fastidieuses, il est parfois utile d'utiliser des modèles mathématiques pour l'estimation du coefficient de diffusion effectif de l'oxygène (Pabst, 2011). Le modèle de (Aachib et al., 2004), est un de ces modèles qui tient compte à la fois de la diffusion de l'oxygène dans l'eau et dans l'air ainsi que des propriétés des matériaux (porosité, teneur en eau et en air volumiques dans les pores, tortuosité).

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{pa} + H D_w^0 \theta_w^{pw}) \quad (2.36)$$

Où D_e [$L^2 \cdot T^{-1}$] : coefficient de diffusion effectif de l'oxygène ;

n : la porosité ; D_a^0 et D_w^0 représentent respectivement le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air et dans l'eau (voir tableau);

H : est la constante d'Henry à l'équilibre (= 0,03) ;

p_a et p_w sont des paramètres reliés à la tortuosité ($p_a = p_w = 3,4$ (Aachib et al., 2004)).

Tableau 2.1 Valeurs du coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau et dans l'air, tiré de Pabst (2011).

Coefficient	Valeur ($cm^2 \cdot s^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)	P (atm)	Sources
D_w^0	$2,13 \cdot 10^{-5}$	9	1	Lefebvre et al. (2001a)
	$2,2 \cdot 10^{-5}$	20	1	Fredlund et Rahardjo (1993); Elberling et al. (1993) ; Renault et Sierra (1994)
	$1,9 \cdot 10^{-5}$	25	1	Hillel (1998)
D_a^0	$1,8 \cdot 10^{-1}$	20	1	Scharer et al. (1993); Fredlund et Rahardjo (1993); Elberling et al. (1993)
	$1,98 \cdot 10^{-1}$	25	1	Hillel (1998)

2.4 Végétalisation des sites miniers

2.4.1 Approche de végétalisation écologique en contexte minier

L'extraction minière entraîne la génération de volumes importants de rejets miniers pouvant contenir des éléments traces métalliques dont la gestion pourrait être très coûteuse. Les rejets miniers entreposés en surface sont destinés à se maintenir à un état « de déserts artificiels » si aucune action de végétalisation n'est entreprise.

Au Québec, selon la loi sur les mines, toute compagnie minière est tenue par la réglementation minière et environnementale que tous ses sites miniers dégradés par l'exploitation minière soient restaurés et végétalisés (MERN, 2022). La végétalisation des parcs à résidus miniers abandonnés au Québec fait face à plusieurs difficultés, parmi lesquelles le fait que la croissance racinaire est soumise à plusieurs contraintes techniques (Guittonny et al., 2018). Ces contraintes sont : la pauvreté du sol (sol acide ou basique, salinité des sols caractérisée par la présence d'ions dissous dans la solution du sol en grande quantité). Ces ions peuvent provoquer de l'acidité ou de la basicité, sol pauvre en azote et en MO), surfaces du sol compactées, l'effet de l'érosion éolienne et hydrique, l'effet du climat nordique, etc. (Guittonny, 2021).

La restauration écologique est par définition :

- L'ensemble des procédés permettant la récupération de la dynamique, la composition et la structure d'un écosystème naturel qui a été perturbé (Ecological restoration) (Ehleringer & Sandquist, 2006; Palmer et al., 2016).
- La restauration écologique est aussi une tentative de ramener un système à son état historique, bien que ce soit difficile, voire impossible, d'atteindre cet objectif. L'objectif le plus réaliste peut être de faire passer un système perturbé à un état écologique qui se trouve (dans une certaine limite) acceptable par rapport à un système moins perturbé (Figure 4.1) (Falk et al., 2006).

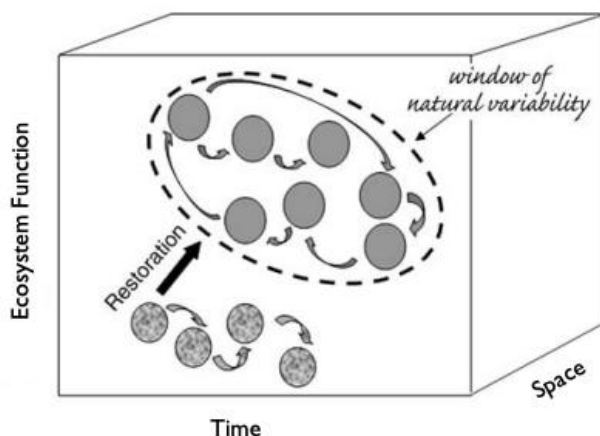


Figure 4.1 Variations dans le temps et l'espace, des attributs des systèmes naturels, y compris les niveaux des processus écosystémiques (sphères gris foncé), dans une fenêtre de variabilité naturelle (ligne ovale en pointillés). La restauration doit débuter lorsque l'attribut du système sort de la fenêtre de variabilité naturelle (sphères grises tachetées), figure tiré de (Ehleringer & Sandquist, 2006).

Les restaurations écologiques les plus simples consistent généralement à supprimer une contrainte et à permettre à l'écosystème de se rétablir par le biais de processus écologiques naturels. « Par exemple, un petit déversement d'eaux usées dans un grand lac peut se corriger de lui-même, si les micro-organismes peuvent décomposer la matière organique et si les nutriments ajoutés ne déclenchent pas de prolifération d'algues. Les espèces disparues localement peuvent recoloniser les sites à mesure que la qualité de l'habitat s'améliore et que la structure physique de l'écosystème s'améliore » (Ehleringer & Sandquist, 2006).

Cependant, la restauration écologique des sites miniers nécessiterait une multitude d'efforts, car les perturbations ont souvent poussé l'écosystème au-delà de sa capacité de récupération spontanée. En outre, une restauration écologique est complète lorsque l'écosystème est à nouveau résilient c'est-à-dire lorsqu'il a la capacité de se remettre sans intervention d'une perturbation (Walker et al., 2002). Cependant, il est difficilement possible d'atteindre cet état « d'auto-entretien », car les écosystèmes perturbés présentent de faibles niveaux naturels de variabilité environnementale et leur résilience peut ne plus être totalement récupérable (Pedroli et al., 2002).

La restauration écologique en contexte minier pourrait ainsi être considérée comme étant une tentative de corriger les perturbations dues à l'activité minière et de permettre à l'écosystème de se rétablir par le biais de processus écologiques naturels (colonisation naturelle) (Ehleringer

& Sandquist, 2006; Palmer et al., 2016) ou par une végétalisation assistée (Guittonny, 2021). On parle donc de remise en état (Lima et al., 2016).

L'exploitation minière à ciel ouvert entraîne des perturbations (perte de tous les composants biotiques du site) (Burger & Zipper, 2018).

Les changements causés par cette activité minière sont (Guittonny, 2021; Lima et al., 2016) :

- Perte de la structure des sols à cause des travaux de décapage ;
- Perte de la fertilité des sols (absence de matière organique (MO), absence d'azote, sols acides ou alcalins pouvant contenir des métaux et des sels solubles)
- Surfaces compactées ;
- Perte de la biodiversité ;
- Lixiviation des contaminants dans les résidus miniers à long terme ;
 - ✓ Modification de l'hydrogéologie du site.

Ces différents changements constituent de véritables limites pour l'établissement des communautés des plantes sur les sites miniers.

La directive en matière de gestion environnementale (D019, 2012) exige que le site perturbé par l'activité minière soit restauré et végétalisé. La restauration en contexte minier consiste à remettre un site minier perturbé dans « un état satisfaisant » (MERN, 2022). L'état satisfaisant c'est lorsqu'on a :

- Élimination de tout risque inacceptable pour la santé et la sécurité des personnes ;
- Réduction de la production et de la propagation de contaminants susceptibles de porter préjudice à l'environnement du site et élimination, à long terme, de toute forme d'entretien et de suivi ;
 - ✓ Remise du site dans un état visuellement acceptable et en harmonie avec le milieu environnant, puis le site doit être compatible avec l'usage futur.

Pour contrôler et limiter l'érosion, tous les sites affectés par les travaux d'exploitation minière (tels que les sites des infrastructures, les aires d'entreposage de résidus et de stériles miniers), doivent être mis en végétation, pour redonner un aspect plus naturel au site (ressemblance avec le milieu environnant) (MERN, 2022). La transpiration et l'interception des eaux de précipitation par la végétation sont capables de réduire les quantités d'eau qui s'infiltreront en profondeur dans les rejets végétalisés (Guittonny, 2021).

Cette mise en végétation doit permettre l'atteinte de l'état satisfaisant. Ainsi, une fois que le site est végétalisé, la communauté de plantes doit rester robuste et ne doit nécessiter aucune forme d'entretien à long terme (MERN, 2022). Ainsi, la qualité de l'habitat va s'améliorer, et la structure physique des communautés peut commencer à ressembler à l'état antérieur à la perturbation (Ehleringer & Sandquist, 2006). Pour cela, il est recommandé de choisir des plantes herbacées ou arbustives, et des plantes indigènes (MERN, 2022).

2.4.2 Utilisation de plantes herbacées agronomiques en végétalisation minière et rôle dans la succession végétale et l'apparition des arbustes/arbres en région forestière

2.4.2.1 Succession végétale

Après une perturbation liée à l'activité minière, les écosystèmes subissent une succession écologique primaire, c'est-à-dire un changement dans la composition, dans la structure et dans le fonctionnement de l'écosystème (Chapin et al., 2011). La succession végétale est par définition un ensemble d'évènements se produisant sur un site permettant une évolution graduelle de la composition des communautés (colonisation et croissance végétale après qu'un site minier ait été perturbé), induisant ainsi des changements des communautés de plantes dans le temps et dans l'espace (Chapin et al., 2011). Lorsque le milieu environnant est un écosystème forestier, la couverture végétale évolue naturellement par succession végétale vers des communautés avec des arbres/arbustes (Guitttonny et al., 2018)

La succession primaire végétale se produit sur des substrats miniers (Guitttonny, 2020) . Ces substrats sont dépourvus de plusieurs ressources nécessaires à la croissance végétale (Walker & del Moral, 2009). La succession végétale se déroule suivant plusieurs étapes jusqu'à l'atteinte d'un état stable. Chaque étape correspond à une communauté de plantes différentes (Walker & del Moral, 2009). Au cours de la succession, on peut avoir une amélioration de la disponibilité des nutriments dans le substrat (enrichissement en MO, augmentation de la capacité de stockage du sol en azote) (Guitttonny, 2021 ; Young et al., 2013).

Au début de la succession primaire, la croissance végétale est limitée par le manque de nutriments. Les limites en nutriment des substrats miniers filtrent l'établissement de la communauté des plantes. Seules les espèces pionnières peuvent s'établir et surmonter ce stress avec succès (Keddy, 1992). Une plante pionnière, c'est toute plante capable de pousser sur un

substrat minier pauvre en nutriment permettant ainsi d'enrichir ce substrat minier en nutriment afin de faciliter la croissance d'autres espèces dans ce substrat, en particulier les espèces de la succession ultérieure (Burger & Zipper, 2018; Guittonny, 2021).

La gravité des perturbations est probablement le principal facteur déterminant du taux et de la trajectoire du développement de la végétation après la perturbation (Chapin et al., 2011). La vitesse à laquelle se déroule la succession naturelle des forêts peut dépendre de la nature du site à récupérer et du milieu environnant (Burger & Zipper, 2018).

2.4.2.2 Utilisation de plantes herbacées agricoles

Pour assurer la stabilisation des sols et le contrôle de l'érosion dans les parcs à résidus miniers, il est important de sélectionner des espèces végétales capables de contrôler l'érosion dès la mise en place du couvert végétal (Bradshaw, 2000). Une couverture végétale avec des herbacés (graminées et légumineuses) est généralement nécessaire pour stabiliser les terrains en pente et réduire le taux d'érosion (Guittonny, 2020). L'ensemencement de plantes herbacées agronomiques couplé à la fertilisation est l'une des techniques de végétalisation la plus utilisée sur les substrats miniers de faible toxicité pour plusieurs raisons : faibles coûts lorsque des espèces agronomiques de foin sont utilisées, facilité d'adaptation sur une large gamme de conditions de sol. Ensuite leurs besoins en fertilisation sont bien connus, les graines d'espèces agronomiques se trouvent plus facilement. Généralement, les graines des plantes herbacées agronomiques n'ont besoin que de deux semaines pour germer avec de conditions d'humidité favorables (Guittonny, 2020).

Dans les sites miniers végétalisés, il est recommandé d'avoir une diversité du couvert végétal (« communautés multispécifiques » (Burger & Zipper, 2018). Une combinaison de graminées (Poaceae) et de légumineuses (Fabaceae) est efficace pour le contrôle de l'érosion hydrique et éolienne (Guittonny, 2020 ; Helm, 1995). Ensuite les arbustes et arbres, peuvent s'établir plus ou moins simultanément. Lorsque les mélanges d'espèces sont adéquatement sélectionnés, chaque type de plante remplit une fonction bien spécifique de remise en état, puis cède sa place à un autre type de plante par succession végétale (voir figure 2.6) (Bouchard, 2018; Burger & Zipper, 2018) .

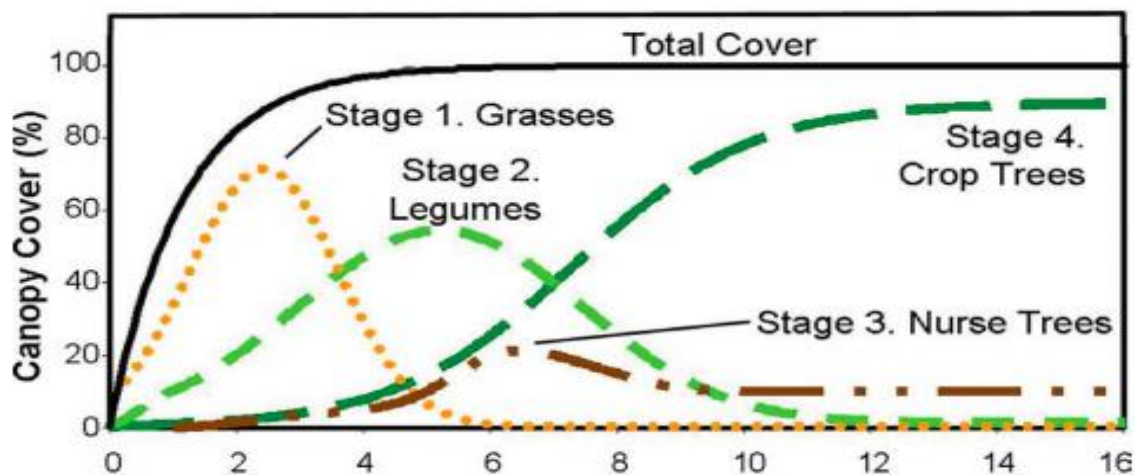


Figure 2.6 Stimulation des processus naturels connus sous le nom de succession forestière. Tous les types de végétation s'établissent pendant la remise en état. Au fil du temps, les graminées et les légumineuses cèdent la place aux arbres, figure tiré de (Burger & Zipper, 2018).

Sur les sites restaurés, les graminées ensemencées se développent en premier pour une stabilisation rapide du sol minier (Guitttonny et al., 2020). Les graminées et les légumineuses vivaces à croissance lente peuvent s'adapter aux sols acides et peu fertiles. Les légumineuses peuvent tolérer une large gamme d'acidité, de fertilité, d'humidité, et de température (Bouchard et al., 2018; Burger & Zipper, 2018). Elles enrichissent le substrat minier en azote (Bouchard et al., 2018; Burger & Zipper, 2018; Guitttonny, 2020). Les légumineuses, en symbiose avec les bactéries *Rhizobium*, améliorent la quantité d'azote du sol en fixant l'azote atmosphérique. L'azote libéré par la décomposition de la MO (feuillage des légumineuses et des racines mortes) devient rapidement disponible pour les arbres (Burger & Zipper, 2018 ; Bradshaw, 2000). Une couverture végétale de légumineuses est capable d'augmenter les niveaux d'azote (N) dans le sol (soit jusqu'à plus de $100 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) (Bradshaw, 2000). Elles conditionnent ainsi le site pour le processus de colonisation des espèces végétales (Burger & Zipper, 2018).

Les besoins des arbres au niveau des ressources du sol sont différents de ceux des plantes herbacées (graminées et des légumineuses). La plupart des graminées et des légumineuses peuvent tolérer des niveaux élevés de pH et de sels solubles dans les sols ou encore des surfaces compactées, mais pas les arbres (Burger & Zipper, 2018). Même si les arbres et les arbustes survivent dans ces conditions de substrat minier, ils n'auront pas une bonne croissance pour bien pousser, car les arbres et arbustes ont besoin d'une profondeur de sol de qualité d'au moins plusieurs pieds sachant que les herbacées peuvent avoir une bonne croissance dans des sols avec une faible épaisseur. Ainsi, la plupart de leurs racines restent proches de la surface

(Bradshaw, 2000 ; Burger & Zipper, 2018). Les mélanges herbacés peuvent être utilisés pour préparer le sol pour l'établissement des arbres et arbustes plus tard dans la succession.

Exemple de quelques graminées et légumineuses utilisées dans la restauration minière (Burger & Zipper, 2018) :

- ✓ Les graminées comme *Setaria italica* (millet à queue de renard), et *Lolium multiflorum* (ray-grass) offrent une première protection très rapide de la surface du sol minier en limitant l'impact des gouttes de pluie pour minimiser l'érosion. Ces graminées germent rapidement et produisent une bonne couverture végétale pendant la première année de croissance.
- ✓ La fléole des prés (*Phleum pratense*) et le ray-grass vivace (*Lolium perenne*) sont des graminées de petite taille qui s'établissent généralement sur des sols peu fertiles et relativement acides. Elles s'établissent rapidement aussi.
- ✓ Le dactyle (*Dactylis glomerata*) peut être utilisé sur de longues et abruptes pentes pour fournir une protection supplémentaire contre l'érosion.
- ✓ Le chiendent (*Eragrostis curvula*) est capable de tolérer les sols très acides et de germer en quelques jours, contribuant ainsi à minimiser l'érosion.
- ✓ Le trèfle blanc (*Trifolium repens*) a une tolérance aux sols miniers acides. Il produit une couverture végétale peu haute qui ne concurrence pas excessivement les semis d'arbres. Il offre une bonne couverture végétale pendant les deux premières années, puis cède sa place au lotier corniculé (*Lotus corniculatus*).

Cependant, certaines espèces pionnières telles que les plantes herbacées des familles des graminées et des légumineuses peuvent entrer en compétition avec d'autres espèces pour les ressources en nutriments, en eau, ou en lumière (Franklin et al., 2012; Rizza et al., 2007). Sur les sites végétalisés, la croissance et la survie des arbres sont souvent très limitées voire faibles par rapport à certaines espèces herbacées (Andersen et al., 1989, cité dans Bouchard et al., 2018). D'autre part, les graminées créent une couverture végétale dense capable d'abriter des habitats pour les rongeurs, s'attaquant ainsi aux arbres plantés (Skousen et al., 2006).

2.4.3 Structure du système racinaire

Il existe principalement trois types de structure racinaire chez les plantes : le système traçant, le système pivotant et le système mixte (Kölster et al., 1968, cité dans Babi, 2021) :

- ✓ Traçant ou superficiel : un système racinaire est traçant lorsque la racine principale se développe horizontalement ou latéralement à partir du collet. Par conséquent, la surface du sol explorée par ce type d'enracinement est plus grande, mais la profondeur reste assez faible (par exemple c'est le cas du robinier (*Robinia pseudoacacia*), du peuplier (*Populus sp.*) ».
- ✓ Pivotant : les systèmes racinaires pivotants sont caractérisés par une racine principale (pivot) à partir de laquelle les racines horizontales ou latérales poussent. Le pivot s'enfonce verticalement dans le sol permettant ainsi à l'arbre de bien s'ancrer en profondeur. Il est plus large et plus long que le système traçant. Son taux de croissance est plus rapide que les autres racines. Quelques exemples de ce système racinaire sont : le pin (*Pinus sp.*), le noyer (*Juglans sp.*), le chêne (*Quercus sp.*).
- ✓ Système mixte : il est caractérisé par un pivot moins développé avec quelques racines latérales émises à la base du collet de l'arbre. C'est le cas des charmes (*Carpinus sp.*) par exemple.

2.4.4 Morphologie des racines et méthodes d'études

Les travaux d'exploitation minière et de traitement du minerai provoquent des changements environnementaux. Ces changements environnementaux entraînent une modification rapide et profonde de la bio-disponibilité des ressources du sol, avec de potentiels impacts sur la composition, la structure et la dynamique de la végétation (Wang et al., 2013), mais aussi sur la morphologie du système racinaire.

La morphologie du système racinaire des plantes est très diverse et hautement hiérarchisée et caractérise la forme et la structure externe des racines (Liu et al., 2018). Elle peut changer avec l'ordre des racines (position sur le système racinaire). Par exemple, le diamètre des racines peut augmenter tandis que la longueur spécifique des racines (LSR) et celle de la surface spécifique des racines (SSR) peuvent diminuer avec l'ordre des racines (Liu et al., 2017). Cette morphologie des racines présente des variations capables d'influencer l'efficacité du système racinaire dans :

- ✓ L'acquisition des ressources (eau et nutriments, oxygène) :
- ✓ La biomasse totale des racines, la distribution de leur diamètre en fonction de la disponibilité des nutriments et de certaines propriétés du sol, en particulier la porosité ;
- ✓ Les modèles de ramification

- ✓ La longueur spécifique des racines (rapport longueur/masse). Plusieurs études indiquent que la longueur et la surface des racines seraient les caractéristiques morphologiques les plus importantes des racines quant à l'efficacité d'absorption de l'eau et des nutriments par les racines (Liu et al., 2017 ; Wang et al., 2013).

Ces traits peuvent varier en raison du contrôle génétique (par exemple, les différences interspécifiques) et de la plasticité phénotypique, dépendamment de l'environnement du sol et de l'évolution de la disponibilité des ressources (eau et nutriment) (Eissenstat, 1997, cité dans Wang et al., 2013). La relation entre la morphologie des racines et l'absorption des nutriments n'est pas bien connue. En effet, les prédictions d'acquisition des nutriments à partir des traits spécifiques des racines sont assez souvent vagues. Par exemple, lorsque la disponibilité des nutriments est inégale, les racines fines modifient leurs stratégies de recherche de nutriments pour exploiter des zones plus riches, alors que les racines grossières ne le font pas (Koide et al., 2016).

Il existe deux types de racines selon la classification en fonction de leur diamètre : les racines grossières et celles fines. Les racines fines sont définies comme des racines dont le diamètre est inférieur à l'intervalle 1, 2 ou 3 mm selon les auteurs (Chen et al., 2016; Pregitzer, 2002; Wang et al., 2013) et les racines grossières (diamètre > à l'intervalle de 1 à 3 mm).

L'acquisition d'eaux et des nutriments par les racines sont une composante clé pour le bon fonctionnement de l'écosystème (plantes) et sont nécessaires pour la croissance des plantes (Chen et al., 2016) . Le rôle principal des racines fines consiste en l'absorption de l'eau et des nutriments. Elles sont bien adaptées pour maximiser l'absorption des ressources car elles minimisent le coût énergétique lié à leur croissance, à leur entretien et à l'absorption des ressources (Wang et al., 2013). Elles jouent un rôle très important dans la dynamique des nutriments dans le sol (Douglas et al., 2010; Upadhaya et al., 2005) car elles participent à l'enrichissement du sol en MO et en nutriments via leur décomposition à la suite de leur taux de renouvellement rapide. Elles limitent les pertes de nutriments par lessivage grâce à une absorption efficace (Upadhaya et al., 2005). Quant aux racines grossières, elles assurent l'ancrage pour stabiliser les plantes, ensuite elles permettent le stockage des nutriments et elles assurent le transport de la sève (Burton et al., 2000; Wang et al., 2013).

Tableau 2.2 Résumé des quelques caractéristiques des racines fines vs grossières, tiré de Babi (2021)

Racines fines	Racines grossières
Allongement lent et limité dans le temps	Allongement rapide
Sens de croissance aléatoire	Sens de croissance vertical Ou horizontal
Une courte durée de vie (< à 1 an)	Longue durée de vie (>1 an)
Principale fonction : Absorption d'eau et de nutriments	Principale fonction : Ancrage des espèces dans le sol
Fixation et cohésion du sol	Elles constituent un support pour les racines fines

La distinction entre les racines grossières et fines par leur diamètre ne permet pas de bien appréhender leur différence de structure et de fonctionnement. Ceci pourrait induire des erreurs importantes par exemple dans l'estimation de la durée de vie des racines ou encore de leur taux de renouvellement (Guo et al., 2008) ainsi que leur rôle (McCormack et al., 2015).

Il existe plusieurs méthodes permettant de caractériser la morphologie des racines :

La classification des racines en fonction de leur diamètre, est l'une des méthodes d'étude la plus utilisée à cause de sa facilité d'application (Liu et al. 2018). Ainsi, pour la caractérisation des traits des racines fines, il faut :

- ✓ Prélever des échantillons : Cette étape consiste à prélever les échantillons de sol contenant des racines et à les emballer dans un sac en plastique ou dans des tubes en PVC puis de les transporter au laboratoire et ensuite les stocker au réfrigérateur à 4 °C (Liu et al., 2018) ;
- ✓ Laver, trier et scanner des racines : Cette étape consiste à laver les racines pour enlever le sol autour des racines avec de l'eau (Liu et al., 2018). Les racines lavées vont ensuite être triées et placées sur du papier filtre absorbant à l'aide d'une pince à épiler et ensuite être scannées (STD4800 scanner, Epson Perfection V800) ;
- ✓ Analyse des données : Les traits des racines (la longueur, le diamètre, la surface des racines) vont être mesurés à l'aide d'un logiciel d'analyse d'images, par exemple WinRHIZO (Regent Instruments Inc., Québec, Canada). Toutes les racines vont ensuite être séchées jusqu'à un poids constant dans un four à 65 °C, puis pesées avec une balance à 0,001 g près (Liu et al., 2018). Les longueurs

spécifiques des racines vont ensuite être calculées comme étant le rapport entre la longueur des racines et le poids sec de la biomasse des racines, puis la surface spécifique des racines comme étant le rapport entre la surface des racines et le poids sec de la biomasse racinaire (Liu et al.2018). Également on a la densité de longueur des racines (RLD) résultant du rapport entre la longueur totale des racines et le volume de l'échantillon de sol, la densité de volume des racines (RVD) qui représente le rapport entre le volume total des racines et le volume de l'échantillon de sol et la densité de surface des racines (RSD) résultant du rapport entre la surface totale des racines et le volume de l'échantillon de sol (Proteau, 2021).

Les autres méthodes d'études des racines sont décrites dans le Tableau 2.3 :

Tableau 2.3 Exemple de quelques méthodes d'études des racines, tiré de (Babi, 2021)

Méthodes	Principe	Avantages	Inconvénients	Références
Excavation	Excavation des racines à l'aide d'une pompe à haute pression d'eau ou d'air	Observation et description complète des racines. Caractérisation de plusieurs paramètres tels que les ramifications, la longueur des racines, le diamètre des racines, etc.	La méthode est destructive puis coûteuse en termes de temps. Possibilité de destruction des racines pendant l'excavation	(Domenicano et al., 2011; Wu et al., 2019)
(Suite) Méthodes	Principe	Avantages	Inconvénients	Références

Radar	Émission d'un faisceau d'ondes électromagnétiques dans le sol à l'aide d'un radar. Les ondes sont ensuite réfléchies par les racines et le sol et captées à partir d'un récepteur Traitements et analyses des données (WINRAD)	Non destructives, Elle permet de faire une visualisation 2D et 3D de l'architecture du système racinaire.	Méthode très coûteuse.	Stokes et al., 1999 cité dans Babi, 2021
Méthode monolithique	« Prélèvement d'un volume de sol autour de l'arbre à l'aide d'une planche à clous après coupe manuelle ». Les racines sont ensuite extraites puis classées selon leur diamètre	Détermination facile des paramètres des racines	Méthode destructive, Difficulté d'application de la méthode en présence d'un sol friable ou de cailloux	Dawson et Atkinson, 1991, cite dans Babi, 2021 ; Groot et al., 1998
(Suite) Méthodes	Principe	Avantages	Inconvénients	Références

Tomographie à rayons X	Émission d'un faisceau de rayons X à partir d'une source Les rayons traversants l'échantillon de sol sont réfléchis par les racines et la matrice du sol puis captées à partir d'un récepteur	Non destructives, Elle permet de faire une visualisation 2D et 3D de la distribution réelle du système racinaire.	Méthode très coûteuse.	Schlüter et al.,2011 ; Pires et al.,2017 ; Schlüter et al.,2018b
------------------------	--	--	------------------------	--

2.4.5 Facteurs facilitant et limitant la croissance des racines dans les résidus miniers

Les facteurs pouvant faciliter ou limiter la croissance racinaire dans les résidus miniers sont présentés dans le Tableau 2.4.

Tableau 2.4 Les facteurs influençant la croissance des racines sont (Guittonny, 2021) :

Facteurs physiques	Facteurs chimiques	Facteurs biologiques
Texture du sol, structure du sol, porosité ; aération, eau et température, densité apparente	Nutriments : azote ; phosphore ; potassium ; calcium ; magnésium micronutriments : fer, zinc, cuivre, manganèse, etc.	Matière organique Organismes décomposeurs Bactéries fixatrices d'azote Mycorhizes

- ✓ La texture du sol (Gliński & Lipiec, 2018) : peut être définie comme étant la proportion des fractions (argile, silt, sable) d'un sol. Les fractions granulométriques du sol jouent un rôle majeur dans la formation des propriétés du sol (physiques, physico-chimiques et chimiques). La fraction grossière est

constituée généralement du sable fin et grossier dont la taille est respectivement de 20 à 200 μm et de 20 à 2000 μm selon ISSS (Société internationale de la science des sols). Cette fraction grossière joue un rôle important dans les propriétés physiques des sols en facilitant le mouvement des fluides (l'air et l'eau) nécessaires à la croissance des racines. La fraction silteuse, dont la taille des particules varie de 2 à 20 μm , est caractérisée par une grande surface spécifique (environ $0,05 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$). Le taux d'altération et de libération des nutriments solubles nécessaire aux plantes est plus important pour le silt que pour le sable. La grande adhésion entre ses particules après mouillage, favorise la formation de sol avec une bonne cohésion. La fraction argileuse est généralement caractérisée par de fines particules dont la taille est $< 2 \mu\text{m}$. La plupart des réactions chimiques et physiques dans le sol peuvent être liées à cette fraction argileuse (Gliński & Lipiec, 2018). La surface spécifique de ses particules est d'environ $800 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$. La fraction argileuse stocke facilement l'eau et certains nutriments disponibles à cause de sa grande capacité de sorption (3 à 250 meq/100g) et de sa grande charge de surface (Gliński & Lipiec, 2018). Cette fraction favorise l'échange de cations dans les sols normaux et leur absence dans un substrat minier peut entraîner un lessivage rapide d'éléments nutritifs essentiels à la croissance des racines et des plantes (Tordoff et al., 2000).

- ✓ La structure d'un sol : caractérise la disposition spatiale des particules d'un sol (arrangement entre les grains du sol). Elle représente une propriété importante, car elle influence non seulement les conditions physiques d'aération, d'infiltration d'eau, puis celles de l'activité microbienne, de la disponibilité des nutriments pour les plantes et la décomposition de la MO du sol (Gliński & Lipiec, 2018, chap.1).
- ✓ La porosité est un paramètre physique des sols, influençant fortement la croissance et le développement des racines des plantes (Watabe et al., 2000). La porosité peut être définie comme étant l'ensemble des vides non occupés par des particules solides au sein d'un sol et ces vides sont généralement remplis par des fluides (air, gaz et eau). (Meyer et al., 1985) ont montré que les racines des plantes ont besoin d'un sol offrant un minimum de 10 % de porosité pour bien croître. Les pores

facilitent la pénétration des racines, le stockage et le mouvement d'eau et de nutriments dans le sol. On distingue trois types de porosité selon le diamètre des pores, mais ces diamètres varient selon les auteurs : la microporosité ($<30 \mu\text{m}$), la mésoporosité ($30 - 100 \mu\text{m}$) et la macroporosité ($\geq 100 \mu\text{m}$) (Gliński et Lipiec, 2018). Les macrospores facilitent le mouvement des fluides en drainant rapidement l'eau et en laissant passer l'oxygène qui est une ressource nécessaire pour la respiration et le développement des racines des plantes. Cette macroporosité crée de l'espace pour la colonisation des racines qui s'allongent, facilitant leur croissance. Quant à la porosité plus fine, elle permet le stockage de l'eau y compris les nutriments dissous nécessaires à la croissance et au développement des racines des plantes (Guittonny, 2021). Cependant, les pores les plus fins retiennent l'eau, qui sera inaccessible aux plantes, car la succion du sol ne permettrait plus aux racines végétales d'absorber l'eau liée aux particules du sol (Gliński & Lipiec, 2018 ; Guittonny, 2021). Les pores dont la taille varie de $0,2$ à $60 \mu\text{m}$, constituent l'intervalle majeur qui détermine les réserves d'eau disponibles pour les plantes (Gliński & Lipiec, 2018). Cependant la porosité peut être sujette de plusieurs modifications lorsque le sol est compacté (Watabe et al., 2000).

- ✓ L'aération : l'apport d'oxygène dans les sols est un facteur très déterminant pour la croissance et le développement du système racinaire. En effet, la plupart des racines ne peut croître que dans un sol où l'apport en oxygène pour la respiration n'est pas limité. (Proteau et al., 2020) ont montré que les racines des plantes consomment une partie de l'oxygène qui migre dans une CEBC (environ $34,2 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{an}^{-1}$ de l'oxygène consommé peut être dû à la respiration des racines. Dans un sol, lorsque la quantité d' O_2 est en dessous de 10 à 15 % de l'atmosphère du sol, la capacité de pénétration des racines dans le sol diminue (Crow, 2005). Les plantes peuvent avoir de la difficulté à allonger leurs racines en l'absence d'air dans le sol (Grable et Siemer 1967, cité dans Proteau et al., 2020).
- ✓ La disponibilité de l'eau dans le sol est une composante clé qui peut influencer la croissance et le développement du système racinaire des plantes. L'eau est une ressource aussi bien impliquée dans le métabolisme des plantes que dans le processus de transports des solutés (nutriments dissous nécessaires à la croissance

des racines). Elle joue aussi le rôle de solvant pour favoriser la dissolution des nutriments facilement absorbables. Cependant, un excès d'eau dans un sol de faible k_{sat} ou mal drainé comme dans les résidus miniers de granulométrie fine peut entraîner la création de conditions anaérobies pouvant ensuite provoquer la mort des racines à cause du manque d'oxygène. Ceci pourra compromettre la croissance et la survie des plantes (CEAEQ, 2017). La colonisation racinaire dans le sol est improbable lorsque le degré de saturation en eau est élevé (Proteau et al., 2020).

- ✓ Densité apparente : Une faible densité apparente ($<1,6 \text{ g.cm}^{-3}$) (Grabosky & Bassuk, 1996)), comme dans le sol végétal, est un facteur facilitant la croissance des racines. Le sol végétal (combinaison de sol et MO) joue le rôle de support pour toute activité des racines et constitue un habitat pour les organismes du sol (bactéries fixatrices d'azote, organismes décomposeurs de la MO, etc.), qui sont utiles aux racines. Il fournit aux racines des plantes les nutriments minéraux et ceux stockés dans la matière organique (Guittonny, 2021).
- ✓ Les organismes décomposeurs font partie des facteurs facilitants, car ils favorisent du fait de leur activité, la minéralisation de la MO en libérant des nutriments sous une forme disponible et absorbable par les racines des plantes (Overbeek et al., 2018); (Berg et Laskowski, 2005, cité dans Guittonny, 2021). Ces organismes décomposeurs favorisent la fragmentation et l'oxydation de la MO. Leurs excréments favorisent également la formation d'agrégats stables puis la création de la structure des sols favorisant l'échange de cations dans les sols. Leur absence dans un substrat minier peut entraîner un lessivage rapide d'éléments nutritifs essentiels à la croissance des racines et des plantes (Tordoff et al., 2000).
- ✓ Organismes symbiotiques des racines : Les champignons mycorhiziens établissent des relations symbiotiques avec le système racinaire des plantes et facilitent ainsi l'absorption d'eau en échange de leur alimentation en sucre (Chapin et al., 2011; Overbeek et al., 2018). Les bactéries fixatrices d'azote s'associent également avec les racines de certaines espèces végétales (par exemple les légumineuses). Elles se développent le plus souvent dans des nodules des racines (Chapin et al., 2011).

Donc, ces bactéries favorisent l'absorption d'azote par les plantes à partir d'une source non limitée, le diazote de l'air.

La végétalisation des sites dégradés par l'exploitation minière reste aussi un défi de grande taille à cause des facteurs limitant la croissance des racines des plantes, qui constituent un frein à l'établissement des plantes. L'absorption d'eau par les plantes repose sur une bonne croissance du système racinaire. Cependant, certaines conditions extrêmes du sol et des résidus miniers sont capables de limiter, voire d'empêcher la croissance des racines, en particulier les résidus finement broyés contenant certains métaux (Borgegard & Rydin, 1989; Guittonny-Larcheveque et al., 2016; Zhang et al., 2001). Un des défis majeurs qui doit être pris en compte dans la végétalisation des sites miniers doit être les facteurs limitants, car même si des espèces appropriées colonisent naturellement le site minier ou sont introduites, il n'y a que très peu de croissance végétale, voire aucune croissance, en raison de ces facteurs inhibiteurs (Bradshaw, 1997). L'identification de tous les facteurs limitant la croissance végétale, ainsi que tout processus naturel permettant d'apporter une correction à ces facteurs, représente une composante clé permettant d'avoir une bonne végétalisation (Bradshaw, 1997; Walker & del Moral, 2009).

Les facteurs limitants au niveau racinaire sont (Bradshaw, 1983) :

- ✓ Facteurs physiques :
- ✓ Sols très compacts avec une densité apparente élevée capable de limiter la pénétration des racines dans le sol (Bradshaw, 1983 ; Guittonny, 2020). Des études ont montré que la densité apparente critique capable d'empêcher la pénétration des racines dans le sol varie de 1,6 à 1,8 g/cm³ (Dobson & Moffat, 1995; Grabosky & Bassuk, 1996). Lorsque cette densité apparente atteint une valeur $\geq$ à 1,8 g.cm⁻³, elle pourra créer une couche dure (barrière infranchissable par les racines) dans le sol (Leblanc et al., 2013, cité dans CEAEQ, 2017) (Figure 2.7).

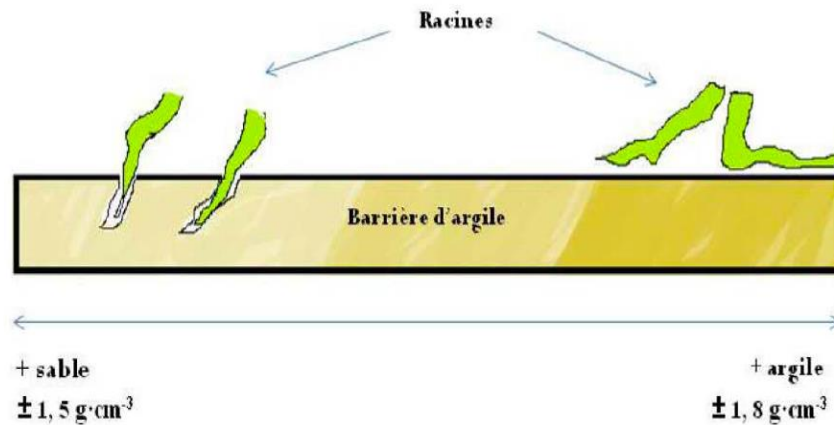


Figure 2.7 « Effet de la densité apparente d'une barrière d'argile sur la pénétration racinaire », figure tirée de CEAEQ (2017)

- ✓ La microporosité (<30 μm) combinée à la résistance mécanique des grains au déplacement limitent la pénétration des racines (Larcheveque et al., 2013). Cette microporosité peut entraîner une faible infiltration avec des conductivités hydrauliques (k_{sat}) très faibles allant de 10^{-5} à 10^{-8} m.s^{-1} (Aubertin et al., 1996). Cette infiltration lente peut occasionner un manque d'oxygène pour la respiration des racines des plantes, qui est une ressource essentielle pour l'établissement des plantes ;
- ✓ Conductivité hydraulique trop élevée dans certaines conditions peut avoir des conséquences néfastes pour la croissance des racines en favorisant un drainage rapide et profond de l'eau y compris les nutriments dissous. Donc, une grande infiltration d'eau est capable de lessiver et de drainer tous les nutriments sur de grandes profondeurs. L'accessibilité et l'absorption de ces nutriments drainés sur de grandes profondeurs peut représenter une véritable contrainte pour les racines. Cependant, un sol très sec provoque un stress hydrique qui sera capable de limiter le succès de la végétation dans les sites miniers végétalisés (Hutchings et al., 2001; Nicoll et al., 2006).
- ✓ Instabilité de la structure du sol surtout au niveau des pentes des parcs à résidus, l'érosion éolienne et hydrique, constituent entre autres des facteurs limitants (Guittonny, 2020).

- Facteurs chimiques :
 - ✓ Toxicité des sols avec des pH très acides allant jusqu'à 2 (cas de Manitou avant restauration) (Guittonny, 2021). Le plus souvent cette acidité est due à l'altération et à l'oxydation des minéraux sulfurés (Guittonny, 2021). La tolérance des plantes à l'acidité du sol varie d'une plante à une autre. Le Tableau 2.5 (adapté du ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, 1981, cité dans Goulding, 2016) résume la sensibilité de plusieurs espèces végétales à l'acidité telles que les graminées, les trèfles, les légumineuses. Les valeurs optimales du pH du sol sont environ de 6,5 pour les terres cultivées et de 5,8 pour les sols tourbeux et de 6,0 pour les prairies (Goulding, 2016). Le pH des sols peut aussi affecter la biodisponibilité des nutriments des plantes qui à son tour peut avoir des conséquences néfastes sur la croissance des plantes. Les valeurs optimales du pH, importantes pour une gamme d'éléments nutritifs des plantes sont présentées dans le Tableau 2.6 (Goulding, 2016). Ensuite, un faible pH peut également favoriser une augmentation de la solubilité de certains oligoéléments tels que le Pb, le Zn et le Cu ainsi que d'autres éléments traces tels que le Mn et l'Al.

Tableau 2.5 Valeurs optimales de pH du sol en dessous desquelles la croissance racinaire peut être limitée sur les sols minéraux (adapté du MAFF (ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation, tiré de (Goulding, 2016))

Culture	pH critique du sol	Pendant très long temps	pH critique du sol
Féverole (<i>Vicia faba</i>)	6,0	Luzerne (<i>Medicago sativa</i>)	6,2
Orge (<i>Hordeum vulgare</i>)	5,9	Vesce (<i>Vicia sativa</i>)	5,9
(Suite) Culture	pH critique du sol	Pendant très long temps	pH critique du sol

Pois (<i>Pisum sativum</i>)	5,9	Trèfle blanc (<i>Trifolium repens</i>)	5,6
Colza (<i>Canola Brassica napus</i>)	5,6	Fléole des prés (<i>Phleum pratense</i>)	5,3
Maïs (<i>Zea mays</i>)	5,5	Dactyle (<i>Dactylis sp.</i>)	5,3
Blé (<i>Triticum aestivum</i>)	5,5	Seigle (<i>Cereale Secale</i>)	4,9
Chou frisé (<i>Brassica oleracea var. acephala</i>)	5,4	Fétuque (<i>Festuca sp.</i>)	4,7
Chou Suédois (<i>Brassica napus var. napobrassica</i>)	5,4	-	-
Navets (<i>Brassica rapa</i>)	5,4	-	-

Tableau 2.6 « Valeurs du pH optimales du sol pour la disponibilité des nutriments majeurs et micronutriments les plus importants (adapté de Foth, 1999)», tiré de (Goulding, 2016)

N	P	K	Ca et Mg	Fe	Mn	B, Cu et Zn	Mo
6–8	6,5–7,5	>6	7–8,5	<6	5–6,5	5–7	>7

- ✓ Présence des sulfates et des métaux dans les résidus miniers : Une des conséquences du DMA (pH<6), dans les parcs à résidus miniers, ce sont les grandes concentrations en sulfates et en métaux dissous (Aubertin et al., 2002 ;

Blowes et al., 2014). Les propriétés chimiques des résidus miniers contenant des métaux sont considérées comme étant les plus inhibitrices pour la croissance racinaire, car ils contiennent des quantités résiduelles importantes en métaux et en éléments traces, pouvant limiter fortement la croissance racinaire. En effet, les résidus miniers contenant des métaux/métalloïdes et en éléments traces sont généralement déficients en éléments nutritifs nécessaires à la croissance des racines et des plantes, en particulier N et P. Ceci est d'une grande importance dans la végétalisation.

Les métaux inhibent la croissance du système racinaire des plantes. Le seuil de toxicité en métaux acceptable pour les plantes sans aucun problème majeur lié à l'alcalinité et à l'acidité doit être : $<0,1\%$ sauf pour le Se et le Cd qui sont toxique à des concentrations plus faibles que $0,1\%$ (Tordoff et al., 2000). Les concentrations en métaux et métalloïde (arsenic, cadmium) peuvent varier considérablement d'un site minier à un autre, et même au sein d'un même site ou parc à résidus (Tordoff et al., 2000 ; Burger et Zipper, 2002). Cependant, la sensibilité ou la tolérance des espèces végétales face à la toxicité des métaux peut varier d'une espèce à une autre. Par exemple des études ont montré que certaines espèces végétales telles que les graminées comme l'agrostide commune (*Agrostis capillaris*), la fétuque ovine (*Festuca ovina*), l'agrostide stolonifère (*Agrostis stolonifera*), la fétuque rouge (*Festuca rubra*) et la canche cespiteuse (*Deschampsia cespitosa*) ont une grande tolérance aux métaux présents dans certains substrats miniers sur lesquels elles poussent (Bradshaw et Snaydon, 1959, cité dans Tordoff et al., 2000). Le Tableau 2.7, présente quelques exemples de ces grandes concentrations en sulfates métaux mesurées dans le DMA.

Tableau 2.7 Exemples de cas de drainage minier acide avec quelques concentrations en sulfates et métaux lourds dans certaines mines de métaux, tiré de Plante et al. (2021).

Mines	pH	SO ₄ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)	Sources
Richmond mine, Iron Mountain, California, USA	-3,6	>760 000	>141 000	> 4 760	> 23 500	Nordstrom et al., (2000)
Sherridon, Manitoba, Canada	0,67	280 000	129 000	1 600	55 000	Moncur et al. (2003, 2005)
Manitou mine, Quebec, Canada	2,0	2 500	10 000	235	350	Ethier (2018)
Genna Luas, Sardinia, Italy	0,6	203 000	77 000	220	10 800	Frau (2000)

- ✓ Conductivité électrique élevée : elle résulte toujours d'une conséquence de la présence de grandes concentrations en métaux et en éléments traces dans les sols mais aussi des additifs ajoutés sous forme ionique à l'usine lors de l'extraction de la valeur commerciale. Une conductivité électrique élevée peut empêcher la croissance des racines (Tordoff et al., 2000 ; Burger et Zipper, 2002);
- ✓ Facteurs biologiques : Ils sont caractérisés par une faible activité biologique dans les substrats miniers à cause de l'absence des organismes décomposeurs et les bactéries fixatrices d'azote, qui sont tous nécessaires à la croissance racinaire et au

développement végétal. Cette faible activité est due aux conditions extrêmes des sites miniers (toxicité élevée, manque de nutriment, beaucoup d'eau, etc.).

2.4.6 Mortalité des racines, décomposition des racines mortes, et facteurs de contrôle

Un système racinaire qui se développe est capable de subir des phases de dormance (arrêt de croissance). Également, le système racinaire est soumis à un renouvellement continu. Lorsque les racines meurent, elles sont remplacées par de nouvelles racines (Steingrobe et al., 2001). Chaque année, environ 50 % (voir plus) de la biomasse racinaire peut mourir, en particulier les racines fines (Freschet et al., 2013). Ainsi, la mortalité des racines est par définition un arrêt définitif de la croissance racinaire avec une perte totale de toutes les fonctions de la racine (Pierret et al., 2007). Cette mortalité des racines est un processus graduel. En général, une bonne partie du système racinaire peut mourir et perdre ses fonctions, alors que l'autre partie qui reste peut continuer à assurer ses fonctions, telles que l'absorption et le transport de nutriments (Pilon, 2011). Néanmoins, l'évolution de la mortalité de racines fines dépendamment des conditions pédoclimatiques est de nos jours peu comprise (King et al., 2002; Pregitzer, 2002).

La mortalité et la décomposition des racines jouent un rôle très important dans l'apport en carbone dans le sol (Persson, 1980). La dynamique du carbone dans le sol provient principalement de la rhizo-déposition (composée d'exsudats de racines et de tissus racinaires morts), des résidus de plantes et des engrais organiques (Steingrobe et al., 2001). Dans les écosystèmes terrestres, la décomposition de la litière (parties aériennes et racines mortes des plantes) est un processus très important dans le cycle biochimique des nutriments et du carbone (Solly et al., 2014). La décomposition est par définition, l'ensemble des processus permettant la dégradation de la litière végétale. Cette décomposition constitue une source importante de flux en CO₂ atmosphérique (Aerts, 1997; Canadell et al., 2007).

La décomposition des racines fines dans le sol correspond à un coût important en carbohydrates pour les plantes (Zhang et Wang, 2015). La décomposition des racines mortes constitue également une source en carbone organique non négligeable dans le sol (Raich et al., 2009).

Les facteurs contrôlant la dégradation de la litière sont (Zhang et Wang, 2015 ; Solly et al., 2014) :

- Le climat (la température et l'humidité du sol);

- La composition chimique initiale des racines (azote, phosphore, carbone, lignine, etc.).

Les racines fines diffèrent de celles grossières par leur morphologie, notamment par leur diamètre, leur longueur spécifique (c'est-à-dire la longueur par unité de masse de racine), leurs concentrations en nutriments (azote, phosphore, etc.), la densité des tissus racinaires, leurs rôles et mécanismes de décomposition (Goebel et al., 2011; Olajuyigbe et al., 2012). Par exemple, dans les racines fines, les concentrations initiales en azote et en phosphore sont généralement plus importantes par rapport à celles contenues dans les racines grossières (Goebel et al., 2011). Dans les régions de latitude moyenne, la décomposition des racines fines est plus rapide et plus significative que celles grossières selon une méta-analyse, tandis que dans les régions à basse latitude, la décomposition des racines fines et celles grossières ne diffèrent pas significativement (Figure 2.8) (Zhang & Wang, 2015). En effet, la décomposition des racines grossières dépend plus significativement du climat, particulièrement de la température moyenne annuelle que celle des racines fines. Le diamètre des racines est donc un des facteurs clés contrôlant la décomposition des racines des plantes (Nambiar, 1987).

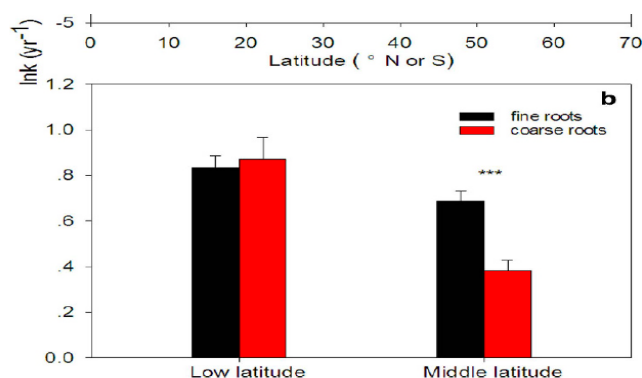


Figure 2.8 Décomposition des racines fines et grossières en fonction des zones géographiques (basse et moyenne latitude avec $\ln k$), figure tirée de Zhang & Wang (2015)

Des études (méta-analyse) de Zhang et Wang (2015) ont montré que la chimie des racines fines, en particulier la concentration en lignine, représente l'un des facteurs les plus importants qui contrôle la décomposition des racines fines tandis que la température moyenne annuelle, le rapport des concentrations en lignine sur celle d'azote sont les prédicteurs les plus importants contrôlant la décomposition des racines grossières (Figure 2.9). (Silver & Miya, 2001) ont aussi montré qu'une grande partie de la variabilité du taux de décomposition au niveau des racines peut dépendre de la concentration initiale en calcium des racines. Donc, le climat et la chimie des racines constituent de façon générale les principaux facteurs qui régissent cette décomposition des racines mortes (Silver & Miya, 2001; Aerts, 1997). Par ailleurs, Solly et al.

(2014) ont montré de façon générale que la concentration en C et en N du sol peut également influencer le taux de décomposition des racines.

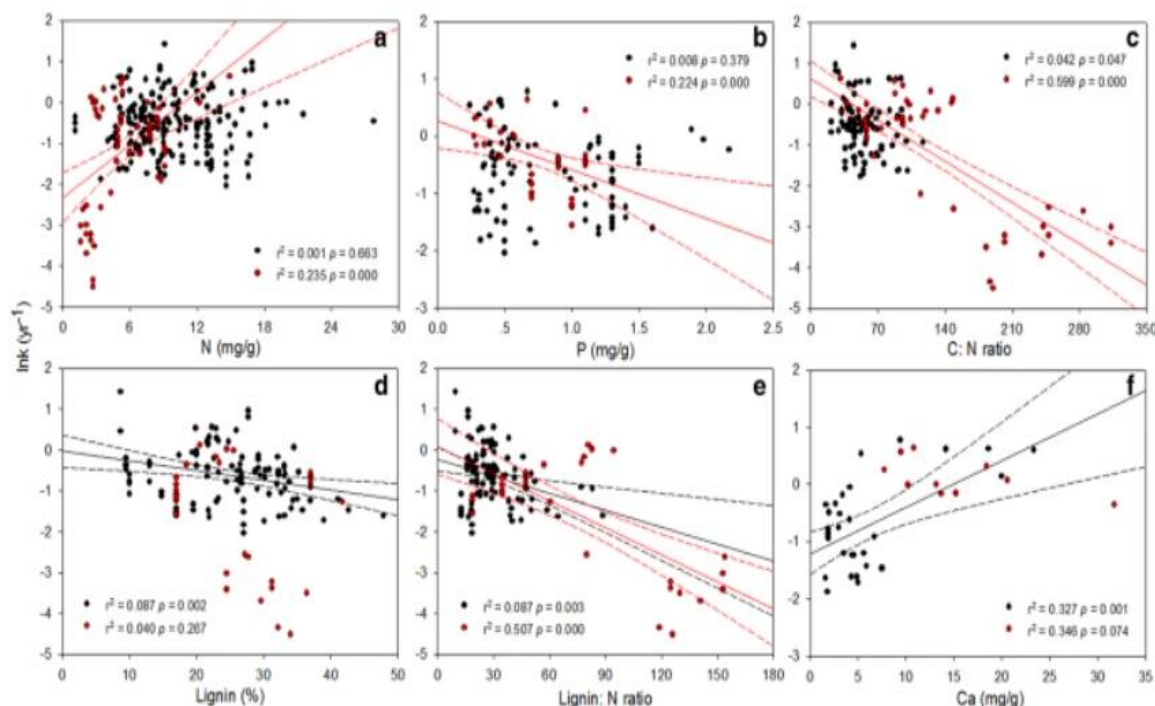


Figure 2.9 Régressions linéaires entre le taux de décomposition des racines ($\ln k$) et la chimie initiale des racines (N, P, C/N, Lignine, Lignine/N, C). Les points noirs représentent les racines fines et les points rouges représentent les racines grossières, figure tirée de Zhang et Wang (2015).

2.4.7 Effet des racines sur la conductivité hydraulique des résidus miniers et sur le taux d'infiltration

L'infiltration d'eau de précipitations et de fonte de neige est une composante clé du cycle de l'eau terrestre (Liu et al., 2019). Dans les sols, la capacité d'infiltration joue un rôle majeur dans les apports en eau par précipitations ou par fonte des neiges ainsi que dans le stockage d'eau (Eldridge et al., 2015). L'infiltration est par définition, le mouvement d'eau dans le sol à partir de la surface soit par gravité ou par écoulement descendant. La vitesse à laquelle l'eau s'infiltré dans le sol s'appelle le taux d'infiltration (mm.h^{-1}) (Osuji et al., 2010). Plusieurs études ont montré que la capacité d'infiltration d'un sol est principalement contrôlée à la fois par les propriétés physiques du sol (texture des sols, porosité, capacité de rétention d'eau du sol, densité

apparente des sols, etc.) et par les caractéristiques de la végétation (racines vivantes et mortes) (Leung et al., 2015; Li et al., 2018).

Les propriétés hydrogéotechniques du sol (porosité, conductivité hydraulique, degré de saturation, capacité de rétention d'eau, etc.) jouent un rôle très important dans la circulation des fluides dans le sol (Livneh et al., 2015) et dans la performance des systèmes de recouvrement minier (Guittonny, 2021). Des études ont montré que plusieurs facteurs sont capables de modifier ces différentes propriétés hydrogéotechniques du sol dans le temps, par exemple la végétation (Goulding, 2016; Wu et al., 2016), les insectes/animaux, les cycles de gel/dégel, les cycles saisonniers de mouillage et de séchage (Gadi et al., 2017; Pires et al., 2005), l'activité agricole (tels que la rotation des cultures, la fertilisation, la plantation) (Chandrasekhar et al., 2018).

La présence d'une végétation sur un site minier peut cependant affecter directement le bilan hydrique et les propriétés hydro-géotechniques des matériaux de recouvrement minier (porosité, conductivité hydraulique saturée, capacité de rétention d'eau, degré de saturation, etc.) via une colonisation racinaire (Guittonny et al., 2018 ; Larchevêque et al., 2013). En effet, la distribution des racines dans le sol peut exercer une grande influence sur le comportement hydro-géotechnique du sol (Bodner et al., 2013) en affectant la connectivité des pores pour occuper les espaces poreux du sol ou en créer davantage (Bodner et al., 2014; Hayashi et al., 2006). Le système racinaire interagit biologiquement, chimiquement et physiquement avec les grains du sol. Les mécanismes d'interactions sont : la stabilisation physique, le compactage du sol ainsi que la libération d'exsudats par les racines (Burri et al., 2009; Clark et al., 2003). L'influence des racines associée à ces mécanismes d'interaction sol-racines sont : le colmatage des pores, le réarrangement ou la réorganisation des particules du sol, la fissuration des macro-agrégats (dont le diamètre est $> 250 \mu\text{m}$), ensuite la création de macropores ($>100 \mu\text{m}$) (Figure 2.10).

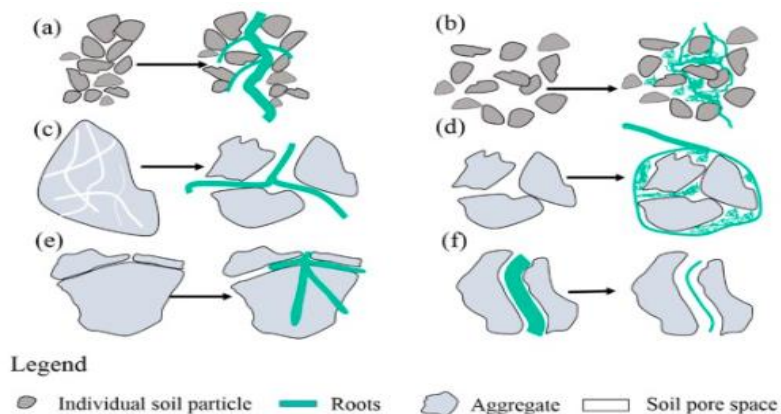


Figure 2.10 Schéma conceptuel des mécanismes impliqués dans la modification des propriétés hydrogéologiques du sol associée à l'effet des racines : « (a) réarrangement des particules de sol ; (b) colmatage des pores ; (c) la fissuration des macro-agrégats ; (d) fusion de microagrégats ; (e) pénétration et expansion des racines ; (f) rétrécissement et/ou décomposition des racines formant des macropores. », figure tirée de Lu et al. (2020)

Le système racinaire des plantes peut modifier la porosité du sol par une occupation volumétrique de l'espace poral du sol (Bodner et al., 2014; Scholl et al., 2014). Dans les mécanismes de modification des propriétés du sol (Figure 2.10), le système racinaire plus grossier présente une capacité plus élevée à déplacer les grains du sol. Ainsi, il est capable d'entraîner une compression des particules du sol (Lu et al., 2020). Contrairement aux racines grossières, les racines fines peuvent se déformer sous les contraintes mécaniques du sol (Bougough et al., 2011, cité dans Lu et al., 2020) avec une tendance à se développer le long des chemins tortueux entre les grains du sol (Figure 2.10) (Lu et al., 2020). Les déformations induites par les racines dans le sol provoquent une augmentation du volume de macropores, car la fissuration des macros-agrégats ($> 250 \mu\text{m}$) entraîne la formation des pores interagrégats (Materechera et al., 1992). Lorsque les racines pénètrent dans les pores, leur diamètre peut augmenter avec le temps. Cette augmentation du diamètre ou de la biomasse du système racinaire crée des canaux racinaires. Ces canaux racinaires peuvent jouer le rôle de voie d'écoulement préférentiel des eaux (Figure 2.10) (Lu et al., 2020 ; Proteau, 2021). De plus, la mortalité et la décomposition des racines fines et grossières peuvent contribuer à la formation des biopores, favorisant ainsi une grande capacité d'infiltration du sol (Ghestem et al., 2011; Guittonny, 2021; Guittonny et al., 2018; Larcheveque et al., 2013; Ni et al., 2019).

Par exemple, l'augmentation de la porosité (avec un rayon des pores $> 30 \mu\text{m}$), pouvant se drainer à un intervalle de pressions de 0 à -10 kPa (Luxmoore, 1981, cité dans Lu et al., 2020) résulte de la pénétration et du retrait des racines. Ceci peut augmenter la conductivité

hydraulique saturée de plus d'un ordre de grandeur (Materechera et al., 1992). D'autres études comme celles de (Albright et al., 2006), ont également montré qu'un changement de porosité sous l'effet des racines des plantes, est capable d'affecter la conductivité hydraulique saturée avec une augmentation de la k_{sat} allant jusqu'à trois ordres de grandeur (10^3). Par conséquent, la modification de la conductivité hydraulique saturée des matériaux de recouvrement minier par les racines peut affecter la performance des ouvrages de recouvrement minier en entraînant par exemple une diminution du degré de saturation ou en augmentant le flux d'oxygène (Proteau, 2021).

2.4.8 Effet des racines sur le taux d'infiltration (mm.h^{-1})

Le taux d'infiltration du sol est un paramètre important permettant d'évaluer la capacité d'alimentation du réservoir du sol, en eau lors de la pluviométrie (Ebel & Moody, 2013; Mao et al., 2016; Volpe et al., 2013). La création des biopores ou macros-biopores racinaires continus améliore la capacité d'infiltration du sol (Cui et al., 2019; Huang et al., 2016; Zhao et al., 2013).

Proteau (2021) a montré à travers une étude faite sur une CEBC construite et végétalisée pour la restauration du parc à résidus minier Lorraine (Québec), que les racines ont induit une augmentation de la conductivité hydraulique saturée mesurée sur des échantillons de résidus miniers colonisés par des racines. Ses résultats ont montré que la moyenne des k_{sat} des échantillons colonisés par les racines étaient de $1,4 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$ tandis que la moyenne de la k_{sat} des échantillons non ou peu colonisés par les racines étaient de $9,8 \times 10^{-6} \text{ cm/s}$, soit une augmentation d'un ordre de grandeur environ à cause des racines des plantes.

Liu et al. (2019) ont montré que le taux d'infiltration d'eau dans différents types de prairies en Chine dépend de la biomasse racinaire, car une biomasse racinaire plus élevée correspond à une teneur en MO et une porosité totale du sol plus élevées, ce qui améliore les propriétés d'infiltration du sol (Wu et al., 2016 ; Huang et al., 2016). La présence des racines de plantes dans le sol, en particulier celles mortes, peut former des canaux d'écoulement préférentiels pour l'infiltration d'eau dans le sol (Cui et al., 2019; Guo et al., 2019; Zhang et al., 2016). Une étude de (Wu et al., 2021) met en évidence une augmentation significative du taux d'infiltration dans le sol avec végétation, de 37 % ; 217 % et 260 % par rapport au sol nu sans racines respectivement pour les périodes de 1–4 ans, 5–8 ans et 9–12 ans (Figure 2.11) après que trois

plantes de *Populus davidiana* aient été tuées (Figure 2.12). Ils ont laissé les racines de chacune des trois plantes tuées se décomposer respectivement de 4 ans, 3 ans et 4 ans et ensuite des tests d'infiltration ont été réalisés. L'augmentation du taux d'infiltration (Figure 2.11) est due aux macropores créés par la décomposition des racines mortes.

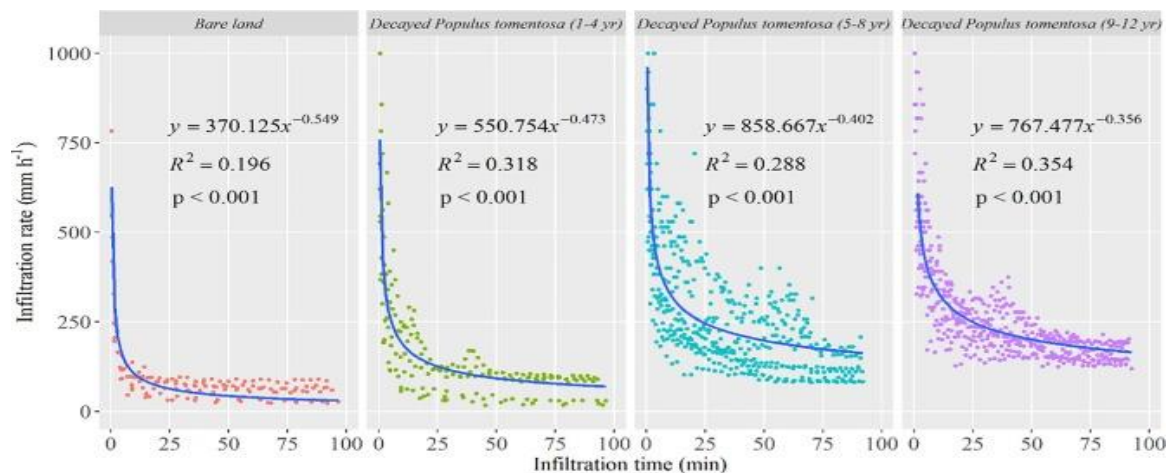


Figure 2.11 Variation du taux d'infiltration du sol avec le temps d'infiltration. La ligne bleue représente la relation ajustée entre le taux d'infiltration et le temps d'infiltration. Les chiffres en gras représentent les indicateurs statistiques pertinents de l'analyse de régression », figure tirée de Wu et al. (2021)



Figure 2.12 Décomposition des racines et modification des souches des arbres après la mort de *Populus davidiana* « : 1 à 4 ans, *Populus davidiana* avec un temps de décomposition de 1 à 4 ans ; 5–8 ans, *Populus davidiana* avec un temps de décomposition de 5–8 ans ; 9–12 ans, *Populus davidiana* avec un temps de décomposition de 9–12 ans, figure tirée de Wu et al. (2021) ».

2.4.9 Effet des racines sur la courbe de rétention en eau

L'utilisation de la végétation, en particulier les racines de plantes, représente une solution d'ingénierie très efficace pour l'amélioration de la stabilité géotechnique des ouvrages miniers (par exemple, en limitant l'érosion au niveau des pentes des parcs à résidus) (Leung et al., 2015). Cependant, l'absorption de l'eau du sol par les racines provoque une diminution de l'humidité du sol ou du degré de saturation (Proteau, 2021; Waugh, 2001; Biddle, 1983 cité dans Leung et al., 2015). Cette perte d'eau par la transpiration induit une succion dans le sol (Proteau, 2021 ; Leung et al., 2015). La modification de la succion par la transpiration peut impacter significativement la performance des systèmes de recouvrements (Leung et al., 2015). Des études ont montré que les racines des plantes peuvent donc induire des changements dans la rétention d'eau du sol (Proteau, 2021; Leung et al., 2015).

Des études ont montré que la CRE dépend principalement de la taille et de la distribution de la taille des pores du sol (Genuchten, 1980; Pabst, 2011; Romero et al., 1999). Ainsi, les modifications de la structure du sol, en particulier de la taille des pores et de leurs distributions, entraînent des changements au niveau de la CRE.

Proteau (2021) a montré à travers une étude faite sur une CEBC construite et végétalisée pour la restauration du parc à résidus minier Lorraine (Québec), que les racines sont capables d'induire une diminution de la capacité de rétention d'eau des résidus. Par exemple, leurs résultats ont montré que l'AEV des CRE mesurées sur les échantillons (S2, P1, S1 et H1) de résidus miniers colonisés par des racines étaient respectivement de 18 kPa, 22 kPa, 22 kPa et 35 kPa contre une AEV de 60 kPa mesurées au moment de la construction de la CBEC (Figure 2.13). Cette diminution des AEV par rapport à celle obtenue au moment de la construction est due à la présence de macropores continus créés par des racines plus grossières.

Leung et al., (2015) ont également montré que les racines vivantes des plantes d'un sol végétalisé sont capables d'augmenter l'AEV de la CRE de 1 à 4 kPa (Figure 2.14) par rapport à un sol sans végétation. La Figure 2.14 met en évidence une comparaison entre les CRE mesurées du sol sans et avec végétation. On peut voir sur cette figure que l'AEV du sol nu sans végétation est d'environ 1 kPa tandis que, pour le même sol végétalisé, on observe quelques variations au niveau de la CRE avec une AEV d'environ 3 à 4 kPa. Cette variation semble être due à l'effet des racines.

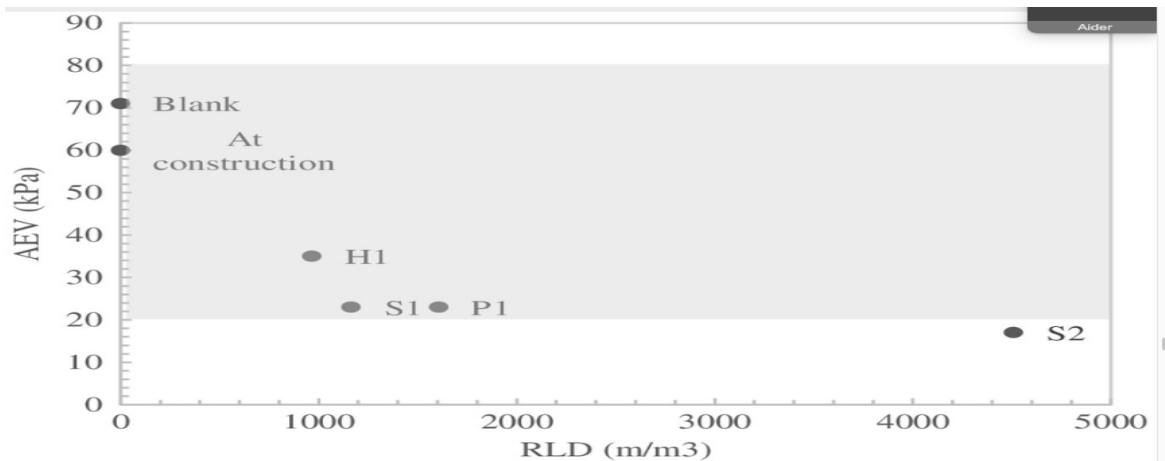


Figure 2.13 AEV des CRE mesurées comparées à la RLD des échantillons prélevés sur le parc à résidus miniers abandonnés de Lorraine, figure tirée de Proteau (2021)

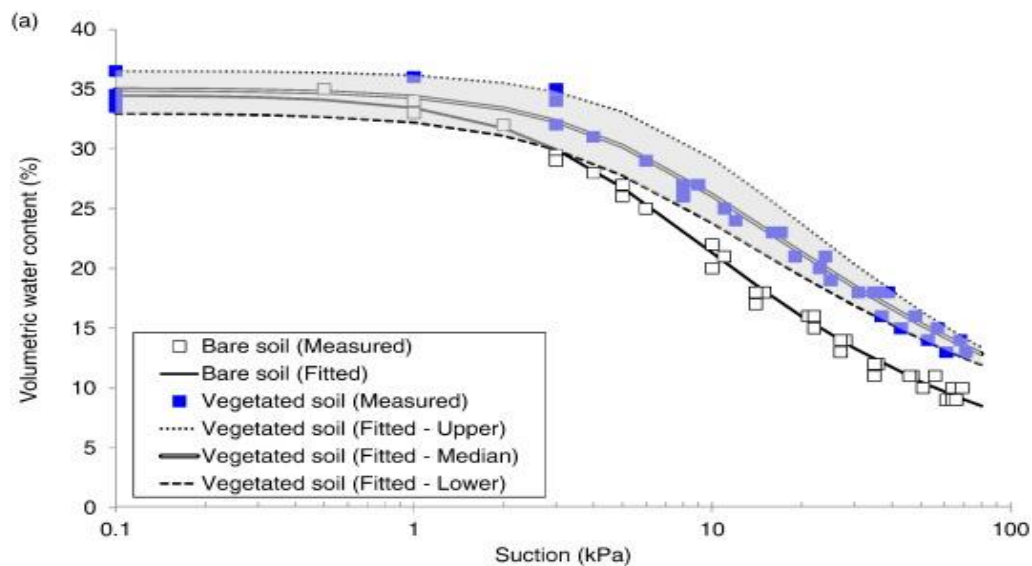


Figure 2.14 CRE des échantillons de sol nu (sans végétation) et des échantillons de sol avec végétation, figure tirée de Leung et al. (2015).

Ni et al. (2019) ont développé un modèle permettant d'intégrer l'effet qu'ont les racines vivantes et mortes sur les propriétés hydrogéotechniques du sol. Ainsi, dans leur modèle (équation 2.38) ils ont ajusté l'indice des vides initial des pores préexistants du sol en prenant en compte l'occupation des pores par les racines vivantes et la libération des pores par les racines mortes. Ensuite, ils ont utilisé cet indice des vides ajusté (e) pour prédire la CRE et la

k_{sat} des matériaux avec les modèles prédictifs de Kozeny–Carman (équation 2.8) et de Kovacs modifié (MK) (Aubertin et al., 2003) (équation 2.20), respectivement.

$$e = \frac{e_0 - (1 - n)R_v(1 + e_0)}{1 + (1 - n)R_v(1 + e_0)} \quad (2.38)$$

e_0 : initial des pores préexistants ;

n : taux de décomposition des racines mortes ;

R_v : ratio entre le volume occupé par les racines et le volume de sol

2.5 Tomographie

2.5.1 Généralités

La structure du sol est très importante et constitue une condition essentielle au bon fonctionnement du sol ainsi qu'à sa capacité à soutenir la vie et la croissance des plantes (Lucas et al., 2019). La structure d'un sol est, par définition, la disposition spatiale de l'ensemble des particules d'un sol (arrangement entre les grains du sol). Elle constitue une propriété importante du sol, car elle influence non seulement les conditions physiques d'aération, mais aussi les propriétés hydrogéologiques (conductivité hydraulique et rétention d'eau du sol), puis celles de la dynamique des éléments nutritifs (activité microbienne, disponibilité des nutriments pour les plantes et la décomposition de la MO du sol) (Gliński & Lipiec, 2018), et finalement la pénétration et la croissance des racines des plantes dans le sol (Rabot et al., 2018).

Les propriétés du sol changent constamment au cours du temps, et ce changement est fortement influencé par l'interaction du sol avec l'ensemble du système biotique (plantes-faune du sol-microbes). La contribution à la modification de la structure du sol par différents biotes est difficile à décrire. Par exemple, les racines mortes créent des biopores tubulaires lors de leurs décompositions tandis que les racines vivantes ou les organismes fouisseurs (vers de terre) réorganisent la structure du sol, par exemple en compactant l'interface sol-racines ou encore en sécrétant des substances organiques (substances polymériques extracellulaires par exemple) le long des biopores (Kautz, 2014).

La structure du sol peut être étudiée du point de vue espace poral par plusieurs méthodes (Rabot et al., 2018). De nos jours, il existe plusieurs techniques d'imagerie (Tableau 2.8) permettant la visualisation tridimensionnelle et la description de l'espace poral des échantillons non perturbés du sol. La tomographie à rayons X (CT-RX) est une de ces méthodes d'imagerie non destructive, ayant trouvé une large application dans la description du réseau de pores ainsi que leur distribution (Pires et al., 2017; Schlüter et al., 2011). Cette technique d'imagerie 3D (CT-RX), permet de visualiser et de quantifier la distribution tridimensionnelle (3D) des pores (Agbogun et al., 2013; Farber et al., 2003). Cette visualisation tridimensionnelle (3D) des échantillons de sol à l'aide de la CT-RX nous permet de mieux comprendre la réelle distribution 3D du réseau des racines des plantes et la connectivité des pores au sein des échantillons de sol (Agbogun et al., 2013).

Tableau 2.8 Récapitulatif de quelques études réalisées par tomographie aux rayons X

Techniques	Résolution	Dimension échantillon (mm)	Paramètres analysés	Références
Tomographie aux rayons X	57 μm	10 x 20	« Connectivité des pores, la macroporosité et la distribution de la taille des pores »	(Lucas et al., 2019)
Tomographie aux rayons X	18,23 μm	11 x 18	« Distribution spatiale 3D de la porosité »	(Agbogun et al., 2013)
Radiographie aux rayons X	18 μm	11 x 18	Porosité	(Loomer et al., 2013)
Radiographie aux rayons X	18,7 μm	11 x 20	« Porosité et mesure des concentrations d'un traceur d'iodure par diffusion »	(Cave et al., 2009) (Cave et al., 2009)
(Suite) Techniques	Résolution	Dimension échantillon (mm)	Paramètres analysés	Références

Tomographie à 20 μm rayons X MS8x- 130 (EVS/GE Medical μCT)	6,4 x 150	Distribution des pores	(Pires et al., 2017)
Tomographie à 50 μm rayons X	77 x 47 46 x 47	Distribution de la taille des pores et la connectivité des pores	(Schlüter et al., 2011)

2.5.2 Principe de la tomographie à rayons X

La technique de la tomographie à rayons X est un processus impliquant à la fois un scanner à rayons X et un logiciel de reconstruction des images. Le scanner à rayons X est constitué d'une source de rayons X, d'un objet et d'un détecteur (Figure 2.15).

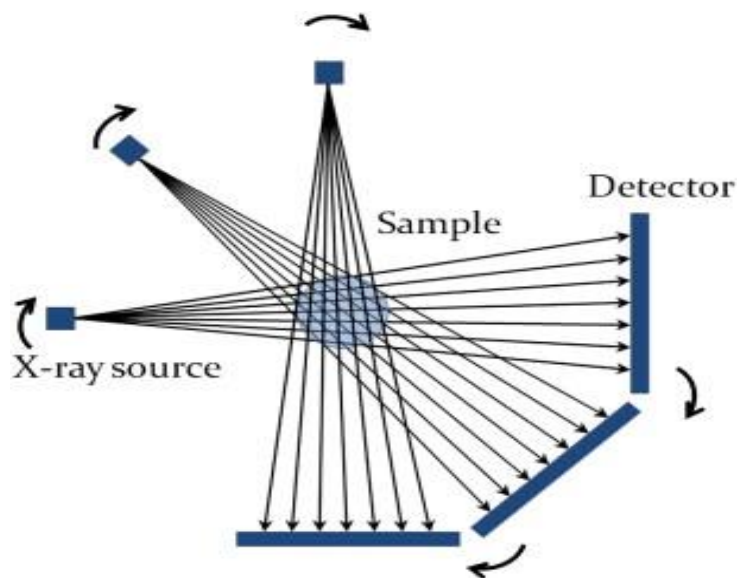


Figure 2.15 Schéma illustratif du principe de fonctionnement du scanner à rayons X, figure tirée de Agbogun et al. (2012).

La source d'énergie génère un faisceau de rayons X en direction de l'objet avec une intensité initiale (I_0). Un filtre en aluminium de quelques mm est généralement utilisé pour minimiser les rayons X de faible intensité. Ensuite, l'ensemble du système (source et détecteur) est en rotation progressive (à chaque pas de rotation jusqu'à 360 degrés) autour de l'objet

(échantillon), qui à son tour est traversé par le faisceau des rayons X. L'intensité initiale (I_0) du faisceau de rayons X traversant l'objet (échantillon) est atténuée en donnant une intensité finale (I). La loi de Beer décrit et modélise l'atténuation des rayons X par un objet (valable pour tout rayonnement monochromatique traversant des matériaux homogènes et hétérogènes), elle s'écrit (Clausnitzer & Hopmans, 2000; Gualda & Rivers, 2006; Ketcham & Carlson, 2001) :

$$I = I_0 \exp \left[\sum \mu_i d_i \right] \quad (2.37)$$

I_0 : intensité initiale (incidente) des rayons X ;

I : intensité finale (transmise) des rayons X ;

μ_i : Coefficient d'atténuation individuelle correspondant à chaque matériau constitutif (i);

d_i : Distance linéaire correspondant à chaque matériau constitutif (i)

Ainsi, cette intensité finale (I) est mesurée et enregistrée par un détecteur après chaque pas de rotation puis stockée sous forme de radiographies 2D (image 2D) (le nombre de radiographies dépend du nombre de rotations par étape). Ensuite, des logiciels sont utilisés pour la reconstruction des radiographies 2D en tranches d'image 2D à coefficient d'atténuation (μ_i) (Agbogun et al., 2012), puis des images 3D sous forme de voxels. Par exemple, on utilise le logiciel VGstudio max pour la reconstruction des données.

Les images, après la reconstruction, doivent toujours être traitées et optimisées afin de pouvoir les analyser de façon qualitative (Rabot et al., 2018). Une des étapes importantes lors du prétraitement consiste souvent à faire une suppression du bruit ou des artefacts (souvent présents entre les bords de l'échantillon et les parois du tube contenant l'échantillon) (Schlüter et al., 2014). Puis, si le contraste obtenu est satisfaisant, la segmentation est une des étapes permettant de distinguer les objets des uns les autres tels que les racines, les vides, la matrice du sol.

2.5.3 Avantage et limites

La tomographie CT aux rayons X offre une bonne visualisation de la distribution spatiale 3D de l'espace poral et du réseau des racines de plantes dans les échantillons de sol. Cependant il existe une certaine limite à cette technique, notamment sa faible résolution (Tableau 2.8) ne

permettant pas de détecter des éléments dont la taille est en dessous de la limite de détection. (Rabot et al., 2018). La taille d'un voxel constitue la meilleure résolution d'image possible pouvant être obtenue (Agbogun et al., 2012). La taille de l'échantillon de sol à scanner dépend de la résolution de la technique d'imagerie ; plus l'échantillon est volumineux, plus l'énergie de la source de rayons X doit être élevée pour obtenir une résolution élevée (Wildenschild et al., 2002). Également, il faut préciser qu'il est assez difficile de distinguer les racines des vides remplis d'air et d'eau ou encore de la MO (problème du contraste de densité des différents milieux), qui ont tous une densité faible. La tomographie aux rayons X est très coûteuse (en énergie) et nécessite une expertise et une grande puissance de calcul pour les analyses d'images (Rabot et al., 2018).

CHAPITRE 3 MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Site d'étude et dispositif expérimental

3.1.1 Site d'étude

Le site Manitou est un ancien site minier situé à une quinzaine de kilomètre au sud-est de la ville de Val-d'Or en Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada. À Manitou, il y a eu des travaux d'exploitation entre 1941 à 1979. Le minerai exploité contenait du cuivre, du plomb, du zinc, de l'argent et de l'or (Pabst, 2021).

A partir de 1970, les installations de la mine ont servi au traitement de minerais provenant d'autres sites miniers. Ce traitement de minerais a conduit à la production et au dépôt de quantités importantes de résidus miniers acidogènes dans deux parcs (A et B), sans aucune véritable stratégie de restauration (Pabst, 2011 ; Ethier, 2018), soit environ 11 millions de tonnes de rejets (Figure 3.1 ; Figure 3.3). Dans les parcs A et B, les résidus Manitou s'étendent sur 42 ha avec une épaisseur moyenne de 13 m et 6 m respectivement (Figure 3.1 ; Figure 3.3) (Tassé et Germain, 1999). Les résidus miniers s'étendaient, avant la restauration, sur une surface totale de 191 ha.

Les premières digues de confinement ont été construites au début des années 1950 (Pabst, 2011). Ensuite, il y a eu une première rupture de digues en 1972. D'autres ruptures de digues ont également eu lieu en 1976 et 1987-1988, provoquant ainsi un déversement de plusieurs millions de tonnes de résidus générateurs de DMA dans le milieu environnant, notamment dans le ruisseau Manitou et ensuite dans la rivière Bourlamaque (Tassé et Germain, 1999 cité dans Pabst et al., 2011 ; Ethier, 2018). Le site Manitou est devenu au fil du temps « une des plus importantes sources de pollution minière au Québec » (Pabst et al., 2011).

Une stratégie de restauration a été mise en place à la suite de plusieurs études réalisées par Aubertin et collaborateurs (Aubertin et Chapuis, 1990 ; Aubertin et Bussière, 1991 ; Aubertin et al., 1995 ; Bernier, 1997). Cette stratégie suggère d'utiliser les résidus de la mine Goldex (résidus non générateurs d'acide) transportés sous forme de pulpe (50 à 60% solide) à l'aide d'un pipeline sur une distance de plus de 20 km afin de recouvrir tous les résidus miniers du site Manitou (Pabst et al., 2011 ; Ethier, 2018). En juillet 2007, les travaux de restauration ont commencé. La partie supérieure du parc 1 est en cours de restauration avec une CEBC tandis que la partie du site où la nappe phréatique est proche de la surface (parc 2, pourtour du parc 1) a été restaurée par la technique de la NPS combinée à une monocouche faite de résidus Goldex (environ 1,2 à 2 m d'épaisseur au parc 2 et d'une épaisseur > 2 m au parc 1). En 2009, des

travaux de végétalisation ont commencé sur une partie du parc 2 restauré, par ensemencement d'espèces agronomiques herbacées (Figure 3.2 et Figure 3.3) (Guittonny et al., 2018). Ensuite, des saules ont colonisé naturellement le site végétalisé. La présence de cette végétation pourrait affecter les propriétés hydro-géotechniques des matériaux de recouvrement minier via la colonisation racinaire, notamment en créant des biopores (Guittonny et al., 2018). Ces biopores sont souvent créés par suite de décomposition des racines mortes dans le sol. Ainsi, l'objectif de cette présente étude consiste à mieux comprendre l'effet des racines mortes de la végétation sur le comportement hydrogéologique du parc 2 restauré du site Manitou.

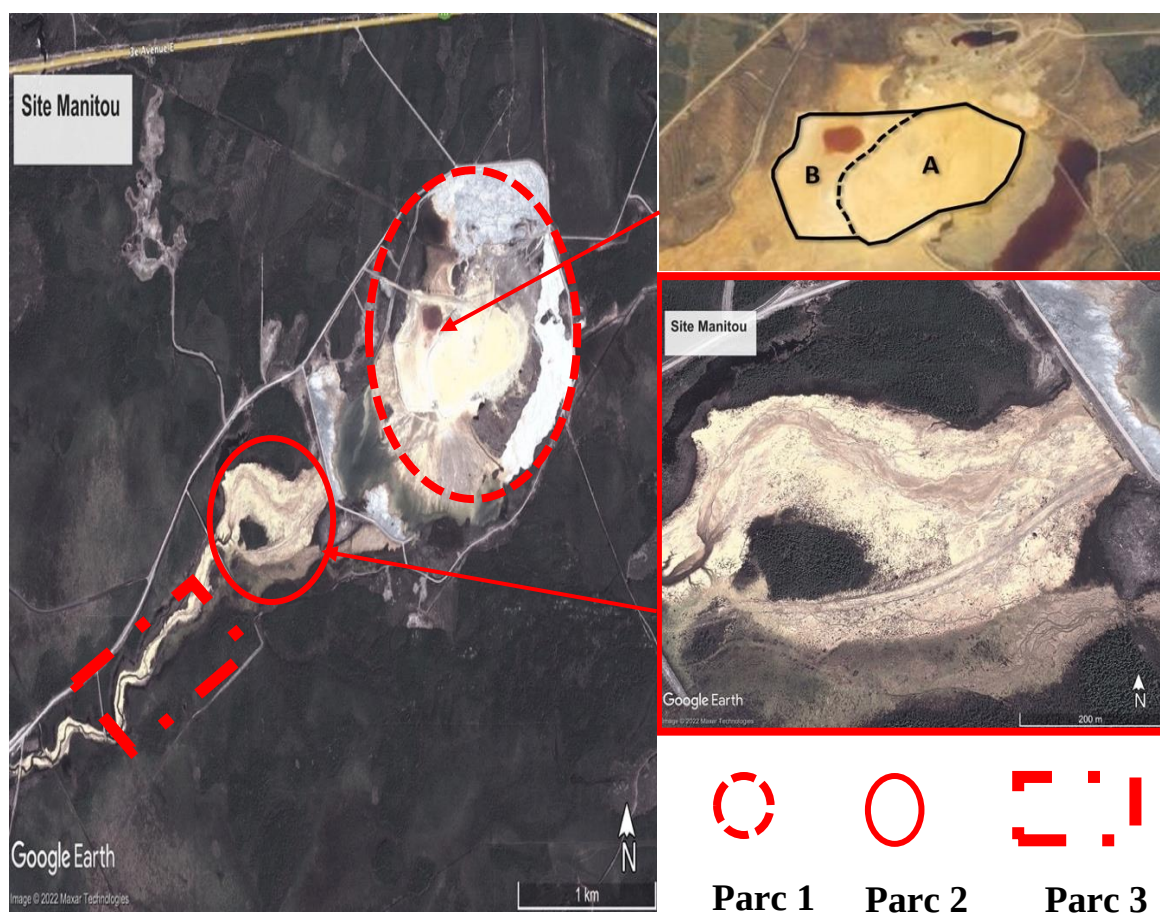


Figure 3.1 Visualisation du site Manitou au début des travaux de restauration. Image prise le 20 mai 2009 par satellite, Google Earth (2023)



Figure 3.2 Visualisation du parc 2 avant et après végétalisation, site Manitou, Google Earth (2023)

3.1.2 Dispositif expérimental

Au début des travaux de terrain en avril 2021, dix (10) stations saules avec herbacées (SH11 à SH20) le long d'un transect orienté nord-ouest/sud-est dans la partie végétalisée en 2009 du parc 2 et cinq (5) stations témoins (TS21, TS22, TS23, TS24 et TS25) dans la partie non végétalisée du parc 2 (Figure 3.3) ont été sélectionnées. Les stations ont été sélectionnées de part et d'autre du transect autour d'individus isolés de saule entourés de végétation herbacée, individus d'une hauteur d'au moins 1,5 mètre. Des expériences in situ ont été réalisées sur les dix stations expérimentales SH dans la partie végétalisée du parc à résidus miniers du site Manitou (parc 2) et les cinq stations TS du parc 2 (Figure 3.3).

En juillet 2021, chaque station SH a été subdivisée en deux sous-stations de 1 m² (E1 et E2), de chaque côté du saule. La moitié des racines de chaque saule (sous la surface E1) a été tuée par l'insertion verticale d'une plaque métallique, remplacée par une plaque en bois de 1 m² de surface (1 m x 1 m) laissée dans le sol, verticalement au pied de chaque saule. Ainsi, le système

racinaire d'un côté de l'arbuste était isolé du tronc principal sur une profondeur de 1 m et sur 1 m de large (Figure 3.5 ; 3.6). Également, un herbicide de type glyphosate (450 g/L) (avec une dilution de 1 ml de glyphosate dans 50 ml d'eau par m²) a été appliqué à un taux de 51 mL/m² sur cette même surface isolée (E1) pour tuer la partie aérienne des espèces herbacées.

Chaque sous-station est destinée à une campagne de mesures, soit une première campagne de mesure à l'été 2021 sur la sous-station des racines vivantes E2 (Figure 3.5), puis une deuxième campagne de mesure à l'été 2022 sur la sous-station des racines mortes E1 (Figure 3.5).

3.1.1 Caractérisation de la végétation des stations au niveau aérien

En juillet 2021, des relevés de la végétation herbacée sur les dix stations SH (sous-stations E2) avec la méthode des points de contact (Bussière et al., 2021; Jonasson, 1983 dans Proteau, 2021) ont été réalisés. La méthode des points de contact est une technique permettant de réaliser des relevés de végétation basse sur une grille de maille 10 cm à l'intérieur d'un quadrat de 1 m² de surface (1 m x 1 m). Ainsi à chaque point de mesure sur la grille, le contact d'une fine tige verticale avec les espèces herbacées (à tous les 10 cm) est relevé par espèce. Le taux de recouvrement total (et par espèce) a été calculé comme étant le rapport entre la somme du nombre de positions de mesures sur la grille où au moins une espèce (ou l'espèce cible pour le recouvrement par espèce) est rencontrée et le nombre total de positions de mesure par quadrat.

Dans chaque station, la hauteur maximale (m) et le diamètre (cm) à la base du saule ont été mesurés, ainsi que l'étendue de la canopée. La partie aérienne du saule a été coupée au ras du sol en juillet 2021 (Figure 3.5), puis la biomasse aérienne (feuilles et tiges) a ensuite été rapportées au laboratoire. Les feuilles ont été analysées grâce à un planimètre LI-3100C (LI-COR, Lincoln, NE, USA) afin d'obtenir la surface foliaire totale (cm²), puis séchées et pesées. L'indice de surface foliaire (LAI) de chaque saule a été calculé comme étant le rapport entre la surface foliaire totale et la surface projetée de la canopée au sol (calculée à partir de la mesure des deux axes en considérant une forme elliptique) (Figure 3.4) (Bussière et al., 2021).



Figure 3.3 Visualisation du dispositif expérimental dans le parc 2 du site Manitou.

(A): Visualisation du parc 2 site Manitou, image prise le 20 mai 2022, Google Earth (2023) ;

(B) : Zoom des stations saules de la partie végétalisée du parc 2, image prise le 20 mai 2022, Google Earth (2023)

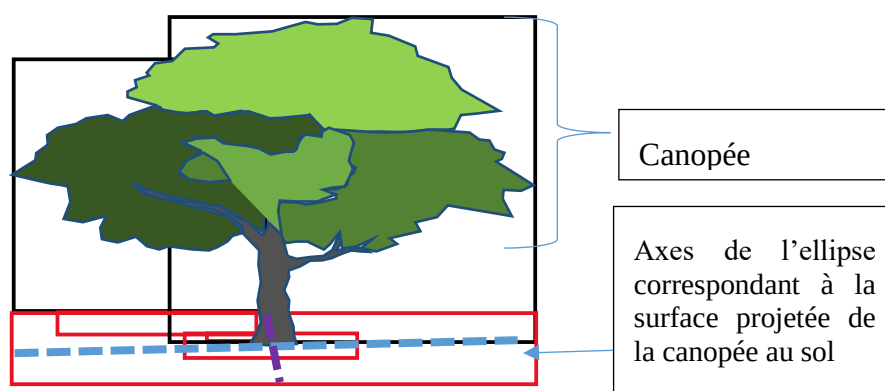


Figure 3.4 Schéma pour estimer la surface projetée de la canopée au sol d'une plante

3.2 Plan expérimental d'échantillonnage et de mesure

Dans cette présente étude, deux campagnes de mesures in situ ont été réalisées (une à l'été 2021 et l'autre à l'été 2022). L'objectif de la première campagne de mesure (été 2021) était premièrement de caractériser la végétation et les propriétés hydrogéotechniques des résidus Goldex, puis de tuer les racines d'une partie de la végétation (saules et herbacées). Ensuite ces racines mortes se sont décomposées pendant une année. À l'été 2022 (deuxième campagne de mesure), des tests de conductivité hydraulique saturée et des mesures de courbes de rétention en eau ont été réalisés au laboratoire sur des échantillons contenant des racines mortes supposées être décomposées, le tout dans l'objectif de comparer les propriétés hydrogéotechniques des résidus Goldex avant et après décomposition des racines mortes.

- Première campagne de mesure à l'été 2021

Dans la sous-station de 1 m² (E2), où les racines restent connectées au tronc, donc vivantes, deux carottes de sol non perturbées (cylindre en PVC de 15 cm de diamètre et 50 cm de hauteur) ont été prélevées par sous-station lors de la première campagne de mesure (été 2021) (Figure 3.5, 3.6). Moins de la moitié de ces carottes (Tableau 3.1) a été utilisée en laboratoire pour mesurer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}), la porosité et la CRE, et pour réaliser les analyses tomographiques, le lavage, le tri et le scan des racines puis leur analyse avec WinRhizo afin d'obtenir quelques paramètres des racines. L'autre moitié n'a pas pu être utilisée à cause des perturbations observées lors du transport et du stockage des échantillons ainsi que leurs manipulations au laboratoire car on travaille sur des échantillons non remaniés pour les tests de conductivité hydraulique. Chaque sous-station E2 a été excavée à l'été 2021 à l'aide d'une pelle mécanique pour obtenir une tranchée verticale jusqu'à une profondeur de 1 m (Figure 3.7).

Ensuite, des échantillons ont été prélevés à l'aide d'un anneau (Figure 3.7) (6,7 cm de diamètre et 3,2 cm de hauteur) à différentes profondeurs (10 cm ; 30 cm ; 50 cm) sur la tranchée afin de permettre la caractérisation des paramètres géotechniques du sol tels que : la teneur en eau massique, la distribution de la taille des grains (ASTMD422–63, 2007), la densité relative des grains (pycnomètre à Hélium (ASTMD5550-14, 2014)) et ainsi calculer la porosité.

- Deuxième campagne de mesure à l'été 2022

En juillet 2022, lors de la deuxième campagne de mesures, deux carottes de sol non perturbé (cylindre en PVC de 15 cm de diamètre et 50 cm de hauteur) (10 × 2 carottes) ont été prélevées (0-0,5 m) dans chaque sous-station isolée E1 (Figure 3.5). Parmi les vingt (20) carottes non-perturbées prélevées, seulement moins de la moitié de ces carottes (Tableau 3.1) a pu être utilisée pour mesurer la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}), la porosité et la CRE en laboratoire à cause des conditions de transport et de stockage ainsi que des difficultés liées à la manipulation de ces échantillons, qui ont perturbé l'autre moitié des carottes.

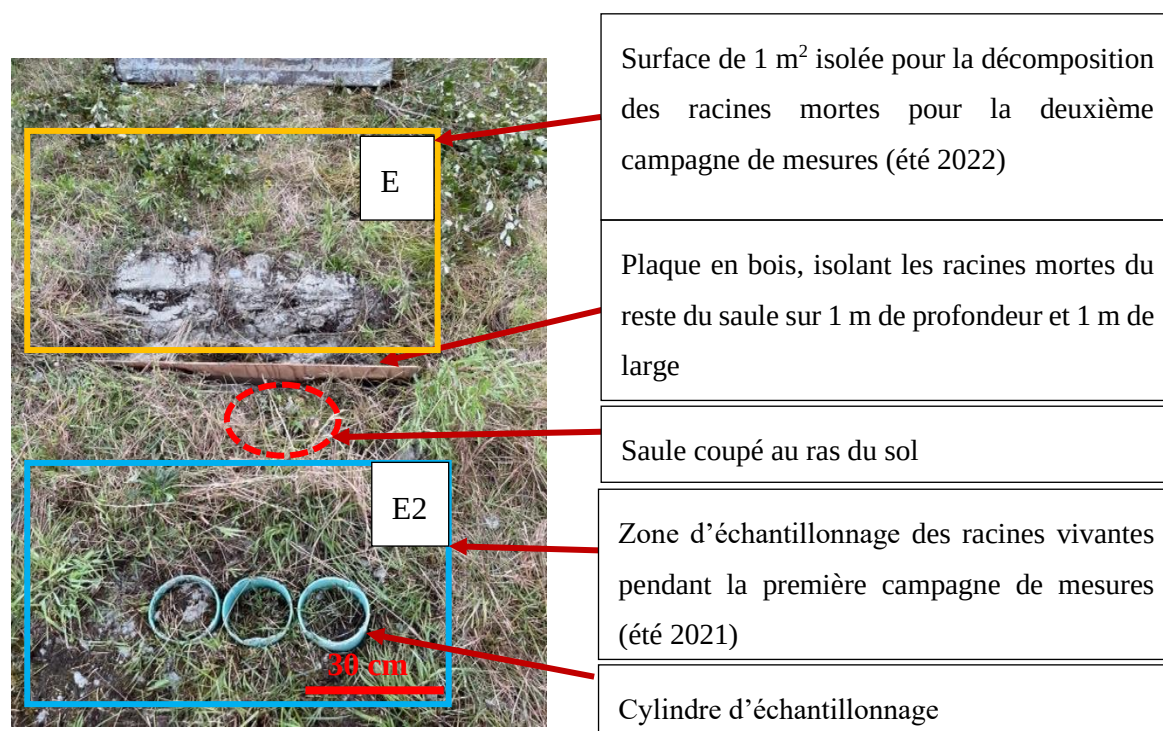


Figure 3.5 Visualisation d'une station saule avec herbacées à l'été 2021

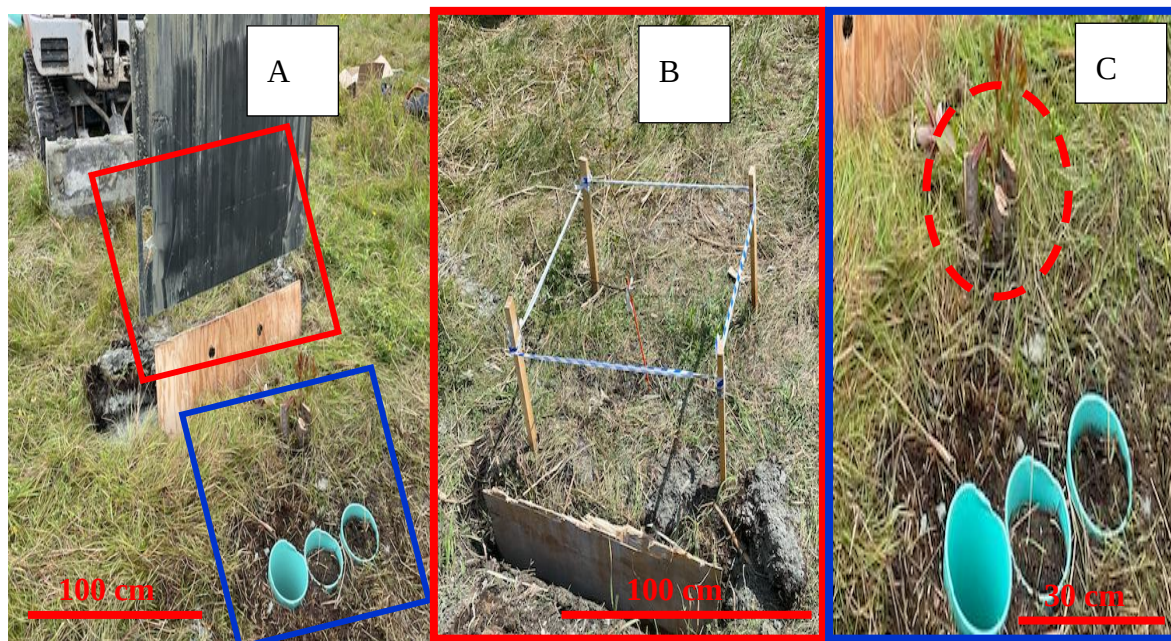


Figure 3.6 (A) Visualisation d'une station ; (B) Zoom sur la partie où les racines ont été tuées (décomposition des racines in situ) ; (C) Zoom de la zone de carottage à proximité d'un saule encadré par les pointillés en rouge



Figure 3.7 Zone d'excavation et de prélèvement d'échantillons pour la caractérisation géotechnique du profil des résidus Goldex

3.3 Mesures hydrogéologiques

3.3.1 Préparation des échantillons en vue des tests de perméabilité

Une fois les échantillons au laboratoire, les carottes en cylindre PVC ont été découpées à l'aide d'une scie pour obtenir les dimensions requises pour le test de perméabilité soit 15 cm de

diamètre et 30 cm de hauteur (Figure 3.8). Cette opération a été réalisée de façon minutieuse en évitant de perturber ou remanier l'échantillon.



Figure 3.8 Découpage d'un échantillon à l'aide d'une scie circulaire et droite

3.3.2 Mesure de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) au laboratoire

Il existe plusieurs méthodes permettant de mesurer la conductivité hydraulique saturée des sols poreux (Mbonimpa et al., 2021). Les essais au perméamètre à paroi rigide (Figure 3.9) sont généralement recommandés pour les matériaux granulaires et non plastiques dont la valeur de conductivité hydraulique saturée est inférieure ou égale à 1×10^{-5} m/s (ASTMD5856-95, 2007).

Après montage du perméamètre, l'échantillon est saturé avec de l'eau dé-ionisée avec des pesées de masse successives à différents intervalles de temps jusqu'à l'obtention d'une masse totale constante qui correspond à une saturation complète de l'échantillon (Figure 3.9). Toutefois, cette méthode d'essai ne garantit pas à 100% la saturation complète de l'échantillon en eau (ASTMD5856-95, 2007), mais permet d'estimer la conductivité hydraulique à saturation.

Après la saturation, on mesure la perte de charge hydraulique à charge variable tout en supposant que la loi de Darcy est valide et que la k_{sat} ne sera pas affectée par le gradient hydraulique (Figure 3.10). Pour s'assurer de la validité de la loi de Darcy on mesure au minimum trois fois la perte de charge hydraulique et si toutes les valeurs obtenues sont similaires, alors on peut considérer que la loi de Darcy est valide (ASTMD5856-95, 2007). La charge hydraulique à différents intervalles de temps (à chaque 30 secondes pour la première

série de mesure et chaque 1 minute pour la deuxième série de mesure) a été mesurée 5 fois à l'aide d'une colonne verticale graduée et remplie d'eau dé-ionisée (Figure 3.9 et Figure 3.10).

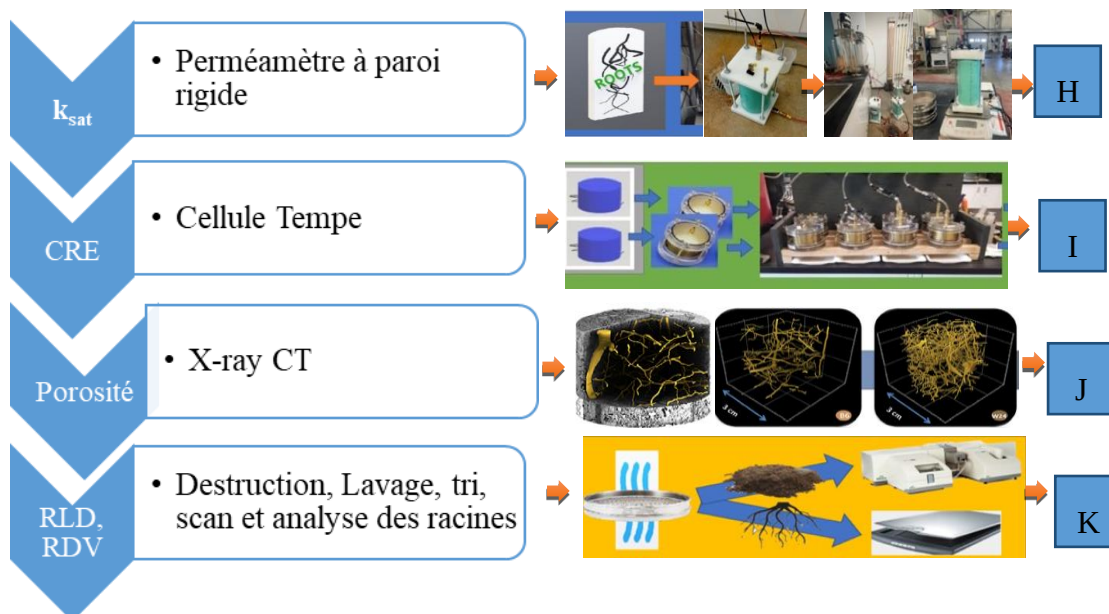


Figure 3.9 Différentes analyses et mesures des échantillons au laboratoire (Adapté de Proteau, 2020)

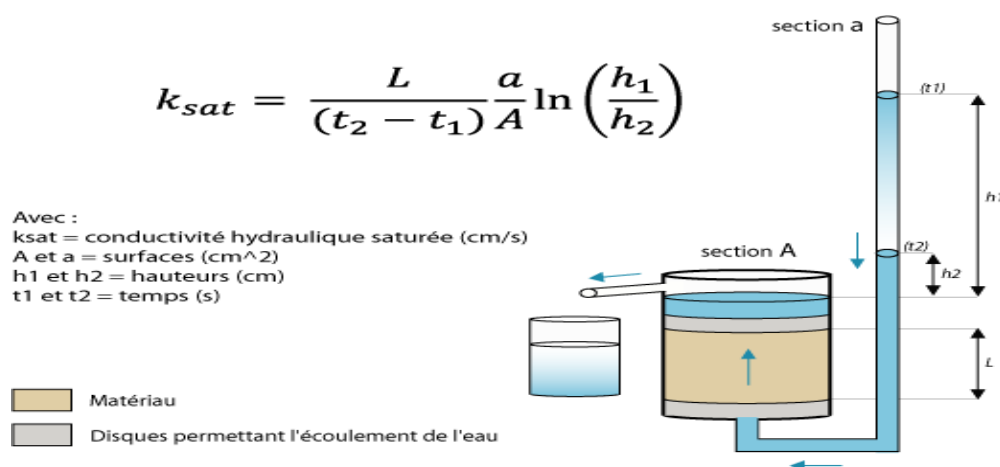


Figure 3.10 Calcul de la conductivité hydraulique saturée, ASTM D 5856-95 (2007)

3.3.3 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée peut être prédite par diverses relations disponibles dans la littérature (Mbonimpa et al., 2002). L'équation de Kozeny-Carman (KC) modifiée par Mbonimpa et al., (2002) (MKC), a été utilisée pour la prédiction des valeurs de la k_{sat} des

échantillons. Ce modèle de prédiction de la k_{sat} est adapté aux matériaux granulaires de faible plasticité avec des formes granulaires plus ou moins rondes et angulaires. Les conditions d'application de ce modèle sont : la k_{sat} doit être comprise entre 4.10^{-8} et 3.10^{-2} cm/s, l'indice des vides doit être compris entre 0,35 et 1,27, et finalement le C_u doit être compris entre 1 et 227,4 ainsi qu'un D_{10} allant de 10^{-6} à 1,5 cm (Mbonimpa et al., 2002).

Les caractéristiques des échantillons rentrent dans les intervalles de valeurs de ces paramètres granulométriques, d'où le choix de ce modèle pour les prédictions de cette étude (Mbonimpa et al., (2002) :

$$k_{sat}(m/s) = 9,80 \frac{e^5}{1+e} C_u^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \quad (3.1)$$

D_{10} , diamètre des grains en dessous duquel on a 10% passants ;

C_u : coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10}) ;

e : indice des vides où $e = n/(1 - n)$, n étant la porosité ;

La porosité a été obtenue en laboratoire à partir des échantillons de sols saturés, de volume connu (par différence de masse entre pesée à saturation puis après qu'ils ont été séchés jusqu'à masse constante) ainsi que par calcul à partir de la densité spécifique des grains (G_s) et la masse volumique sèche. Les courbes granulométriques des échantillons prélevés dans le profil (in situ) ont ensuite été utilisés pour déterminer les paramètres granulométriques moyens du profil servant à calculer la k_{sat} avec l'équation de Mbonimpa et al., (2002), pour chaque station. Puis, la valeur de k_{sat} mesurée et celle prédite ont été comparées.

3.3.4 Mesures de la courbe de rétention d'eau (CRE)

La courbe de rétention d'eau (CRE) est un élément très important permettant de comprendre le comportement hydrogéologique des sols en conditions non saturées. La CRE des sols poreux peut être déterminée expérimentalement à l'aide de plusieurs méthodes (Mbonimpa et al., 2021). Le test de la cellule Tempe (TC) (aussi appelée cellule de pression) a été utilisé pour déterminer expérimentalement la CRE des échantillons. Cette méthode est recommandée généralement pour les matériaux à grains fins tels que les limons (ASTM D6836-02, 2003) (Figure 3.9). Cette méthode consiste à placer l'échantillon de dimensions connues dans une cellule Tempe puis cette cellule est mise sous pression (Figure 3.9). La pression de gaz (diazote)

appliquée est fixée à une valeur initiale puis augmentée progressivement à différents paliers de pressions. Chaque pression permettra le drainage de l'échantillon jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint, soit jusqu'à masse constante (Proteau, 2021). Les essais en cellules Tempe ont été réalisés pour tous les échantillons avec des gammes de succions de l'ordre de 0 à 450 kPa. Le temps de drainage d'un échantillon pour chaque niveau de pression est de l'ordre de 48 h à 72 h environ. La cellule Tempe est ensuite pesée, permettant de calculer la masse d'eau drainée (Figure 3.9). Ce processus a été répété pour plusieurs paliers de pression afin d'obtenir plusieurs données (couple de mesures de la teneur en eau volumique et de pression (θ - ψ)) permettant ainsi de visualiser la forme de la CRE de chaque échantillon. Le changement de volume des échantillons drainés a été mesuré et pris en compte dans le calcul des teneurs en eau volumiques. Il faut préciser que tous les échantillons de sol contenus dans les TC ont été sous-échantillonnés (avec le moins de remaniement possible), directement sur les échantillons saturés des perméamètres à parois rigide après que les tests de k_{sat} ont été terminés. Des échantillons ont été prélevés dans le haut et dans le bas de la carotte du perméamètre, respectivement, pour tenter d'évaluer l'effet de l'intensité de la colonisation racinaire dans les échantillons analysés sur la CRE.

3.3.5 Prédiction de la CRE

Les CRE peuvent être prédites par des modèles prédictifs disponibles dans la littérature. Dans ce projet, le modèle de Kovacs modifié (MK) (Aubertin et al., 2003), basé sur les propriétés géotechniques des sols (D_{10} , indice des vides et C_u) a été utilisé pour prédire les CRE correspondantes à chaque échantillon testé expérimentalement au laboratoire. Ce modèle de prédiction se base sur un modèle de rétention d'eau des sols, qui considère que l'eau est retenue par deux forces : les forces capillaires (saturation capillaire, S_c) et les forces d'adhésion (saturation par adhésion, S_a) (Mbonimpa et al., 2021). Les équations de ce modèle prédictif MK sont présentées et décrites dans la section 2.8.5 du Chapitre 2.

3.4 Caractérisation physique :

3.4.1 Analyses granulométriques (ASTMD422–63, 2007)

Les analyses granulométriques ont été effectuées par diffraction laser avec un granulomètre Malvern Mastersizer Hydro 3000 ($\pm 0,02 \mu\text{m}$) sur les échantillons prélevés in situ (à l'été 2021) dans le profil de chaque station (suivant trois profondeurs : 10 cm, 30 cm et 50 cm), ainsi que

sur ceux contenus dans les Cellule Tempe (Figure 3.11). Cet équipement est généralement utilisé pour les analyses de la distribution des tailles des grains dont la taille varie de 0,01 à 3500 μm . Le Malvern est équipé d'un HYDRO LV (Figure 3.11). L'HYDRO LV est une unité de dispersion par voie liquide, connectée automatiquement au granulomètre. Cet HYDRO LV peut contenir 1 litre d'eau désionisée dans laquelle on met l'échantillon à analyser. Ensuite, cet échantillon contenu dans cette eau désionisée est dispersé par agitation, ceci permet d'homogénéiser la solution afin d'éviter une sédimentation de l'échantillon, lors de la mesure, dans le fond de l'HYDRO LV.

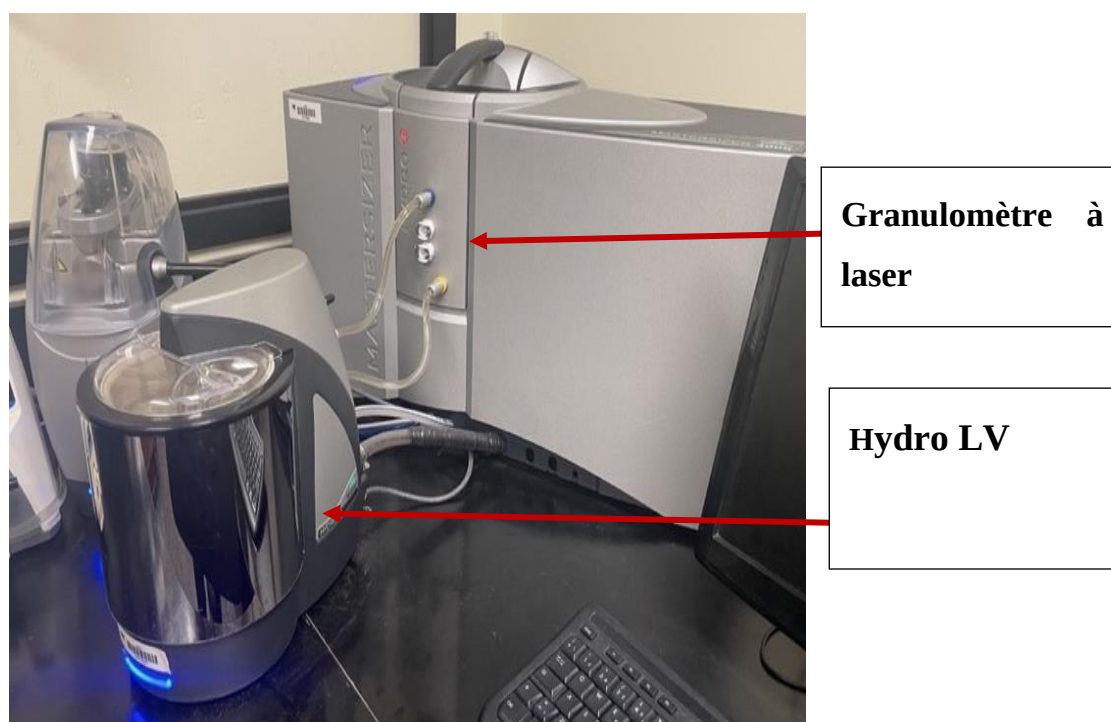


Figure 3.11 Granulomètre à diffraction laser : Malvern Mastersizer Hydro 3000

Les analyses granulométriques (taille des grains ainsi que leur distribution) sont acquises grâce au phénomène de diffraction laser (Figure 3.12). Cette technique consiste à envoyer un faisceau lumineux dans l'HYDRO LV qui va traverser les particules de l'échantillon dispersé puis les particules vont diffracter les rayons lumineux sous forme d'intensité qui sera captée, enregistrée puis analysée avec un calcul automatique de la taille des grains ainsi que leur distribution granulométrique. À chaque analyse, quatre mesures sont effectuées plus une moyenne de ces quatre mesures sur une durée totale de 8 minutes. Plus d'informations sur cette méthode peuvent être trouvées dans Merkus (2009).

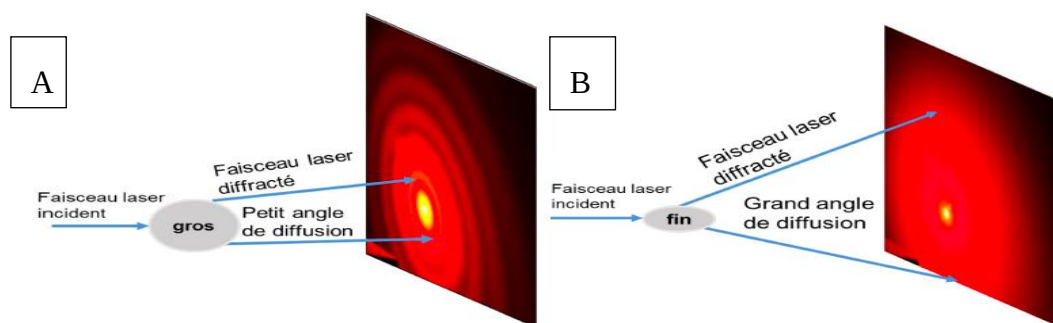


Figure 3.12 Phénomène de diffraction laser : (A) particules grossières et particules fines (B), « (Malvern instrument limited, 2015) »

3.4.2 Densité relative des grains (G_s)

Le G_s de tous les échantillons prélevés in situ (à l'été 2021) dans le profil de chaque station (suivant trois profondeurs : 10 cm, 30 cm et 50 cm) et de ceux contenus dans les Cellules Tempe a été mesuré à l'aide d'un pycnomètre à Hélium (He) du fabricant Micromeritics ULTRAPYC 1200e selon la norme (ASTM D5550-14, 2014) (Figure 3.13). Ce pycnomètre à He permet de mesurer la masse volumique sèche des grains des échantillons solides à une température donnée (20°C). Il fonctionne avec un gaz (hélium) permettant de déterminer le volume de l'échantillon avec une grande précision. Connaissant la masse de l'échantillon précisément, on peut déterminer la valeur de G_s .

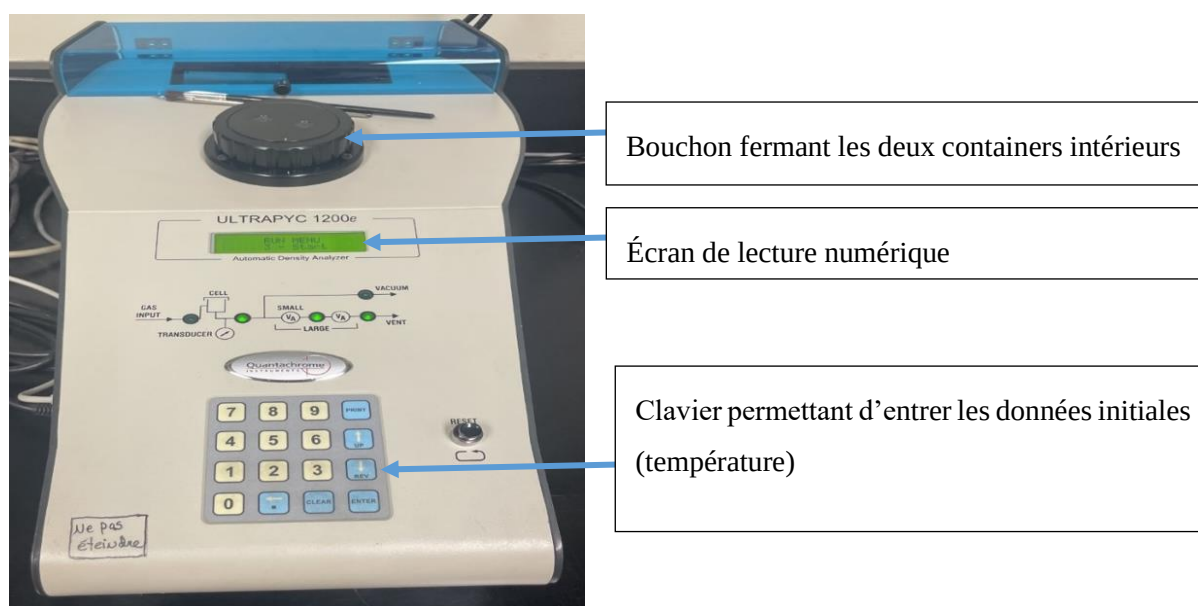


Figure 3.13 Pycnomètre à hélium

3.4.3 Porosité (n)

La porosité (n) a été déterminée par la technique de perte d'eau sur les échantillons placés dans les perméamètres à parois rigides et dans les cellules Tempe. Cette technique consiste à mesurer dans un premier temps la masse humide à saturation de chaque échantillon (M_h) puis dans un deuxième temps chaque échantillon a été séché au four à une température de 65 °C avec des pesées successives jusqu'à l'obtention d'une masse sèche constante de l'échantillon. La porosité est obtenue par différence entre masse humide et masse sèche, qui correspond à la masse d'eau occupant tous les pores, transformée ensuite en volume en utilisant la masse volumique de l'eau. En parallèle, la porosité a été déterminée sur tous les échantillons (incluant ceux prélevés in situ à l'été 2021) comme suit :

$$n = \frac{V_v}{V_t} = 1 - \frac{V_s}{V_t} \quad (3.2)$$

Avec :

V_v : volume des vides (cm^3) ;

V_t : volume total (cm^3)

V_s : volume des grains solides ($M_{\text{sèche}}/G_s$) (cm^3)

3.5 Tomographie aux rayons X

3.5.1 Préparation des échantillons pour les analyses de tomographie à rayons X

La modification des propriétés du sol au cours du temps est fortement influencée par l'interaction du sol avec l'ensemble du système biotique (plantes-faune du sol-microbes). La contribution des racines de plante à cette modification de la structure du sol est difficile à décrire. Par exemple, les racines mortes créent des biopores tubulaires lors de leurs décompositions tandis que les racines vivantes ou les organismes fouisseurs (vers de terre) réorganisent la structure du sol, par exemple en compactant l'interface sol-racines ou encore en sécrétant des substances organiques (substances polymériques extracellulaires par exemple) le long des biopores (Kautz et al. 2014). La tomographie à rayons X est une méthode d'imagerie non destructive ayant trouvé une large application dans la description du réseau de pores ainsi que leur répartition (Visualisation 3D des pores, quantification des biopores, connectivité des

biopores, distribution de la taille des biopores, etc.) (Schlüter et al., 2011 ; Pires et al., 2017 ; Schlüter et al., 2018b). Ainsi, l'objectif de l'utilisation de cette technique d'imagerie dans cette présente étude est de visualiser (3D) le réseau de distribution des biopores et de quantifier leur volume et diamètres. Ensuite, la bioporosité obtenue a été utilisée pour prédire l'évolution des propriétés hydrogéologiques (CRE et k_{sat}) après plusieurs scénarios de décomposition des racines. Ainsi, après les tests pour obtenir la CRE , un tube en HDPE a été utilisé pour extraire un sous-échantillon (50 mm de diamètre $\times$ 84 mm de hauteur) de résidus miniers Goldex dans une cellule Tempe de 85 mm de diamètre à l'aide d'une presse (Figure 3.14). Au total 7 échantillons dont 6 avec racines (SH11H, SH12B, SH14H, SH17H, SH19B et SH20H) et un autre sans racines (TS21) ont été prélevés. Ensuite, ces sous-échantillons ont été stockés au laboratoire dans un réfrigérateur à 5 °C avant l'imagerie. La taille du tube en HDPE du sous-échantillonnage a été dictée par la limite de la taille de l'équipement micro-CT utilisé, qui permet le scan d'échantillons dont la taille maximale est de 13 cm $\times$ 13 cm. Également, le choix de la taille des échantillons était fortement lié à la pénétration des rayons X à travers les échantillons. Plus le diamètre des échantillons est grand, moins le contraste est important et plus le bruit est présent dans le résultat final.



Figure 3.14 Sous-échantillonnage pour les analyses de tomographie

3.5.2 Acquisition de données de micro-CT

L'acquisition des données a été réalisée grâce au système de micro-CT de l'Université d'Ottawa (Pinnacle X – Ray solution micro-CT) sur 7 échantillons (SH11H, SH12B, SH14H, SH17H, SH19B, SH20H et TS21). Le principe de la technique est résumé à la Figure 3.15; la Figure

3.16 présente, quant à elle, les étapes pour l'obtention de résultats concernant la microstructure de nos échantillons. Les paramètres d'acquisition choisis l'ont été pour permettre le meilleur compromis entre contraste, résolution spatiale et durée de l'acquisition. Le modèle de la source est Hamamatsu L12161-07 150kV Microfocus (W source). Le point focal le plus petit ($7\text{ }\mu\text{m}$) a été utilisé, ce qui limite la puissance totale du faisceau, mais permet d'obtenir une image plus nette. Ce point focal est le point à partir duquel convergent les rayons X traversant l'échantillon. Les paramètres de tension et de courant de la source sont respectivement de 120 kV et $80\text{ }\mu\text{A}$. Le détecteur utilisé est un Varian PaxScan 1313DX d'une dimension de $13\times 13\text{ cm}$ avec une résolution de 1024×1024 pixels. Lors de l'acquisition des données, une plaque en aluminium de 3,3 mm d'épaisseur a été utilisée entre la source et l'objet comme filtre pour durcir les rayons X avant leur interaction avec l'échantillon (Figure 3.15). L'aluminium a été choisi comme filtre à cause de son faible numéro atomique, favorisant une absorption des rayons X de faible énergie.

Pour chaque échantillon, une série de radiographies bidimensionnelles (2D) (fichier d'images « TIFF » 16 bits) a été acquise lors d'une rotation de 360° de l'échantillon par pas de $0,5^\circ$ (soit 720 images). Chaque image est constituée de la moyenne de 5 acquisitions, chacune d'elle étant de 2 secondes afin de minimiser le bruit. Le temps d'acquisition était donc de 10 s par pas de $0,5^\circ$, soit un temps total d'exposition d'environ 2,5 h pour chaque balayage.

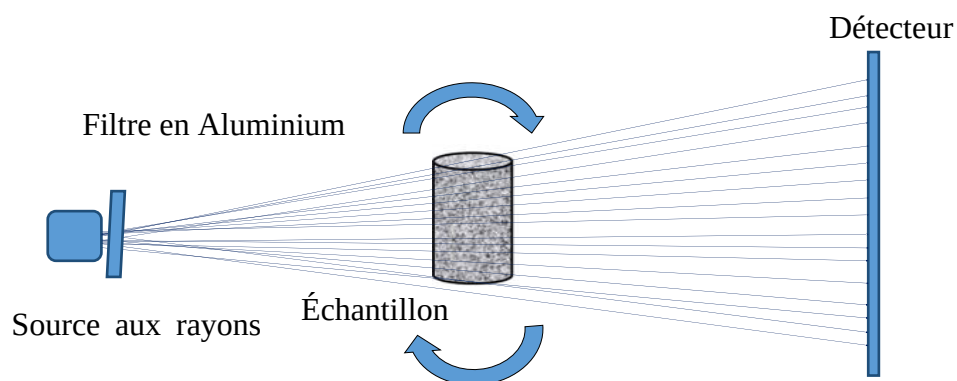


Figure 3.15 Schéma illustratif du principe de fonctionnement du scanner à rayons X

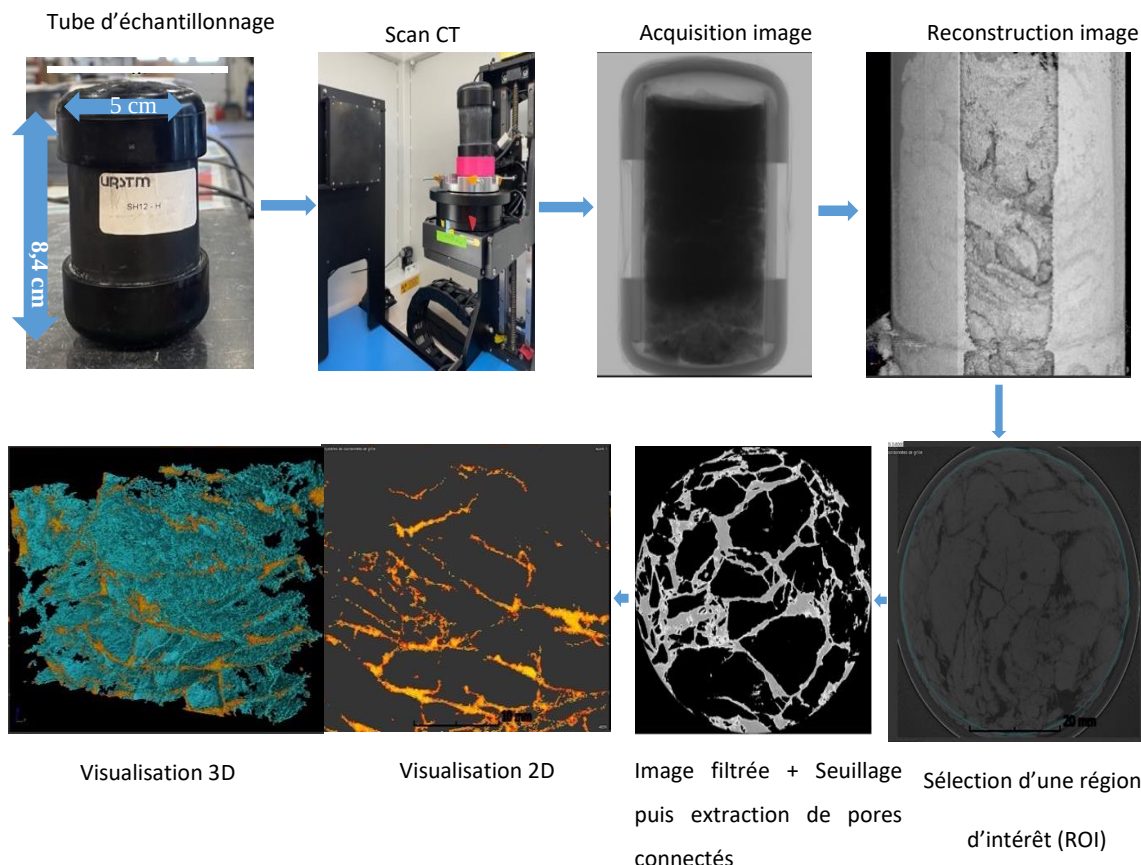


Figure 3.16 Schéma illustratif du processus de l'imagerie 3D (Acquisition-reconstruction et traitement des données)

3.5.3 Traitement des données micro-CT

3.5.3.1 Reconstruction d'images

Les données acquises (séries de radiographies 2D), ont été reconstruites grâce au logiciel VGstudio Max v3.0. La reconstruction des données produit un volume 3D (Figures 3.17 et 3.18). Ce volume 3D peut être visualisé (typiquement selon une projection vue de dessus et deux vues de côté orthogonales) (Figure 3.19). La valeur de niveaux de gris (gsv) des images reconstruites varie de 0 à 30000 (Figure 3.18). La valeur en niveaux de gris à chaque pixel est fonction de l'intensité des rayons X transmis au détecteur (Diana et al. 2013). Le gsv à chaque voxel est proportionnel au coefficient d'atténuation et à la taille de voxels (Agbogun et al. 2012). La taille de voxel constitue la meilleure résolution d'image possible pouvant être obtenue. Cette résolution ou la taille de voxel utilisée dans les analyses de ce projet est de $53,3 \mu\text{m} \times 53,3 \mu\text{m} \times 53,3 \mu\text{m}$.

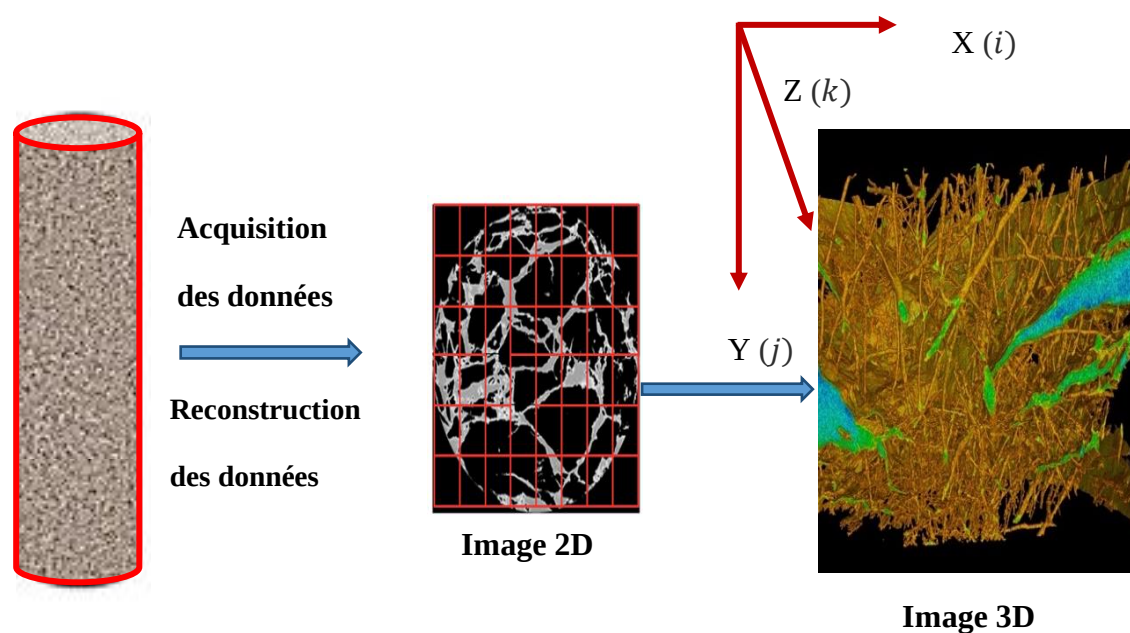


Figure 3.17 Schéma illustrant l'ensemble du processus de la tomographie à rayon X (de l'acquisition des données à la visualisation 3D)

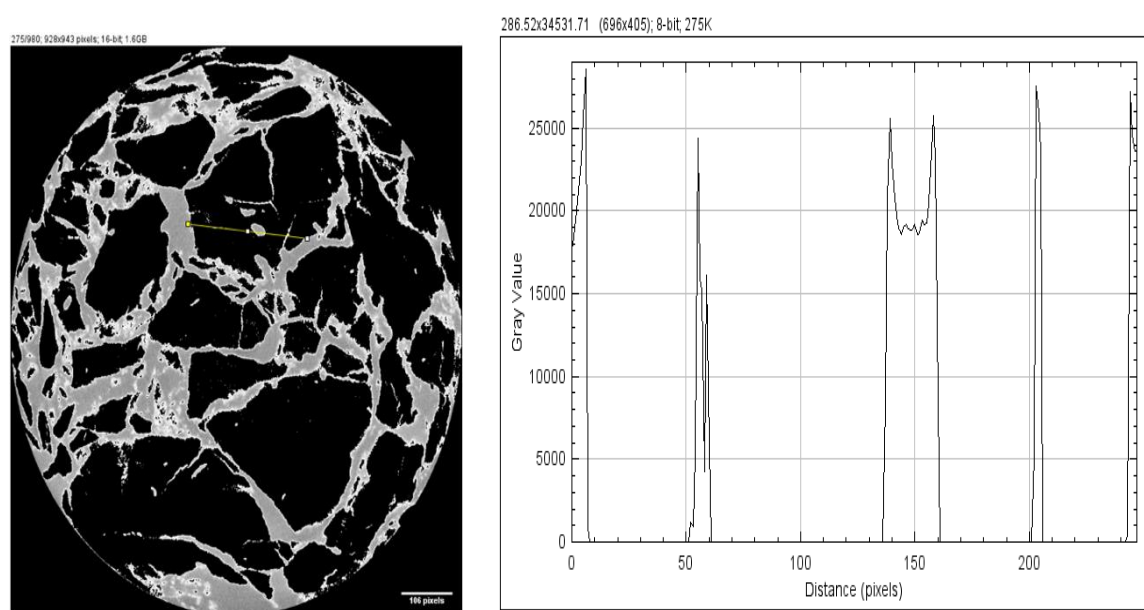


Figure 3.18 Valeur de niveaux de gris (gsv) de l'image de la station SH17H variant de 0 à 30000 le long du profil en jaune sur l'image 2D. Les pics correspondent aux valeurs de gsv aux points d'intersection entre la ligne jaune et les pores.

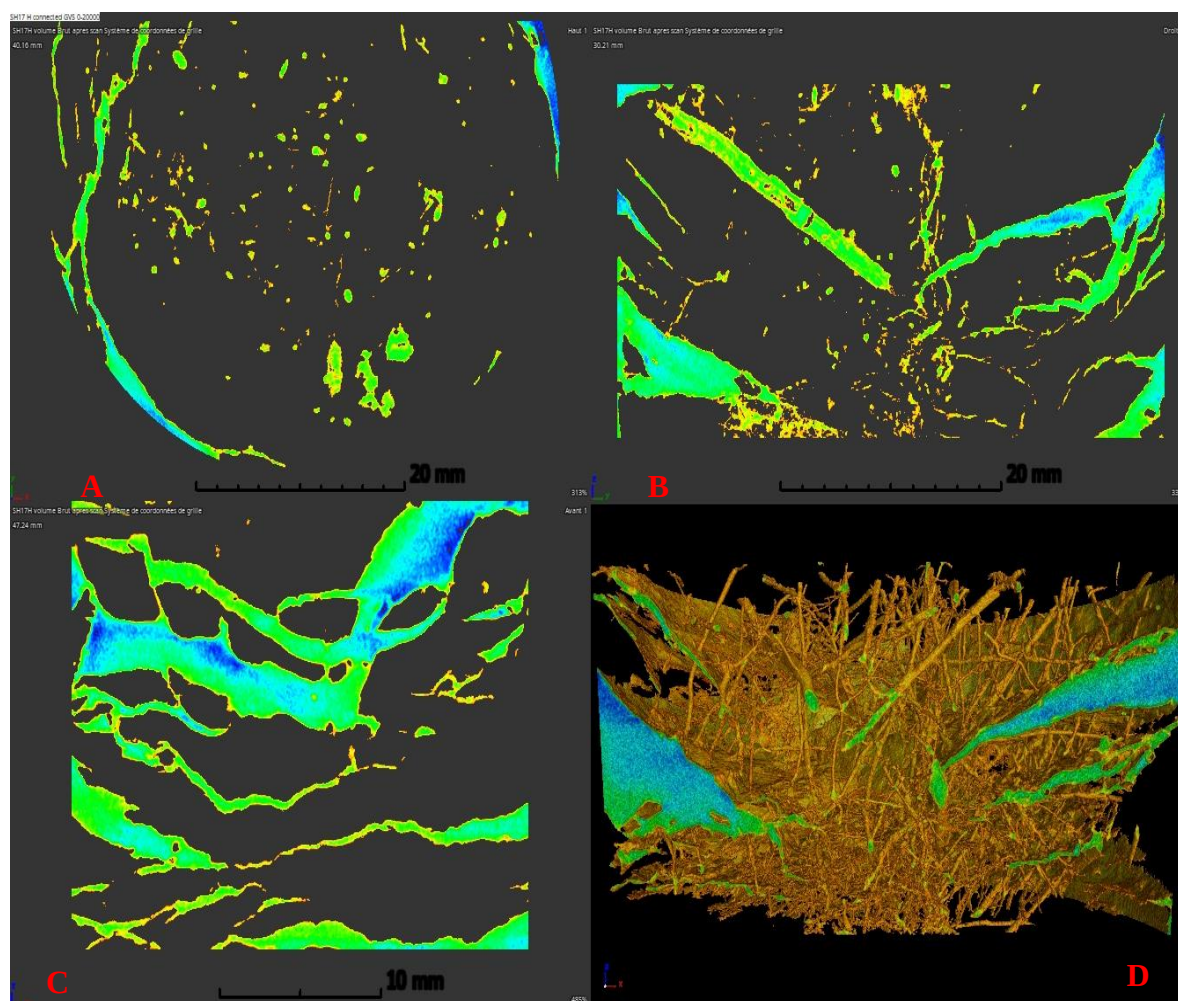


Figure 3.19 Exemple de visualisation bi et tridimensionnelle des racines : (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonales et (D) vue 3D. Station SH17H

Les images 3D obtenues ont été ensuite analysées à l'aide des logiciels Fiji/Image J (V1.46) et VGstudio max (V3.0) pour l'extraction des paramètres quantitatifs des biopores racinaires.

3.5.3.2 Traitement d'images 2D avec Fiji/Image J V1.46 et VGstudio max V3.0

Le traitement d'images a commencé par une suppression du bruit dans les images reconstruites grâce à plusieurs filtres 2D dans l'onglet filters dans le logiciel Fiji (Flou Gaussian Blue 3D, Sharpen, Find Edges et Gray) (Figure 3.20). L'utilisation des filtres peut être très utile pour la suppression des bruits afin de mieux identifier les objets (biopores) (Figure 3.20). Les bruits et les petites fractures localisés dans la paroi de l'échantillon ont été éliminés avec une réduction de la zone d'intérêt « region of interest » (ROI) (Figure 3.21). Un rectangle adaptatif a été utilisé

dans VGstudio Max v3.0 pour chaque ROI, permettant ainsi de faire une réduction des éventuelles erreurs de « volume de pores » causés lors de l'échantillonnage ou du transport sans perdre la majorité du volume des pores non perturbé lors de l'échantillonnage pour l'analyse finale.

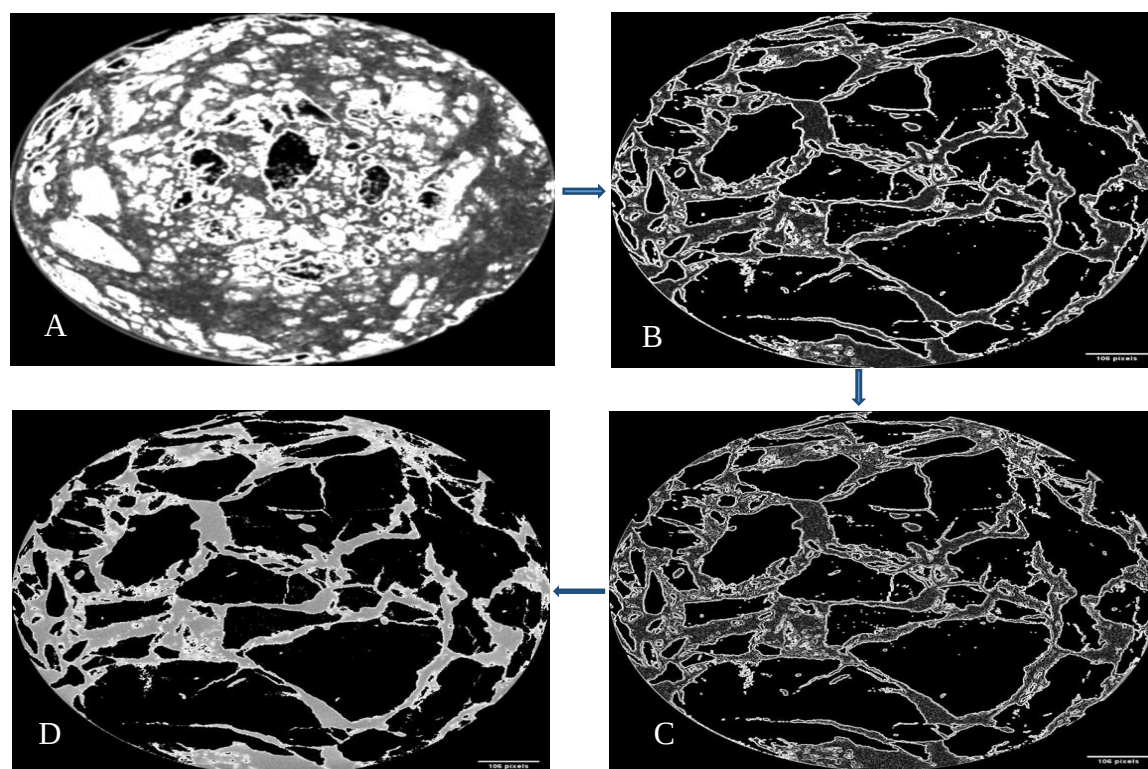


Figure 3.20 Application des multiples filtres sur une image 2D permettant de mieux voir les racines_ Station SH17 GSV 0- 30000. A : Image avec un flou gaussien, B : Image avec un filtre sharpen, C : Image avec un filtre Find Edges ; D : Image avec un filtre Gray

Les zones exclues correspondent respectivement aux zones gris clair localisées au niveau des extrémités latérales de l'échantillon ainsi que les zones de non intérêt localisées sur les hauts et bas de l'échantillon où il n'y a pas de pores connectés (Figure 3.21). Ces zones grises localisées au niveau des extrémités latérales correspondent aux bruits observés lors de l'acquisition des données à cause des vides qui existent entre les parois du Tube HDPE et la matrice. Lors de la détection des biopores, VGstudio max tient compte de ces bruits et artefacts en considérant que ce sont des vides, alors que le logiciel Fiji/image J ne tient pas compte des bruits/artefacts produits lors du scan des échantillons comme étant des vides. En conséquence, dans toutes les analyses, la bioporosité détectée par VGstudio max est toujours plus élevée que celle détectée par Fiji/Image J. Également, lors de la détection des biopores, Fiji/image J ne prend en

considération que les pores tubulaires connectés alors que VGstudio max considère les pores connectés même si non tubulaires. En conséquence, dans la suite des calculs de bioporosité, on ne considère que les résultats obtenus par le logiciel Fiji/Image J.

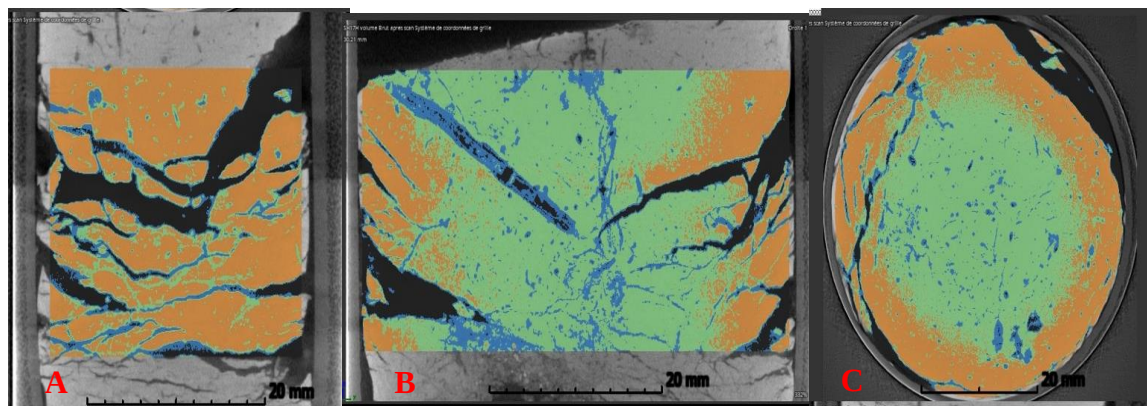
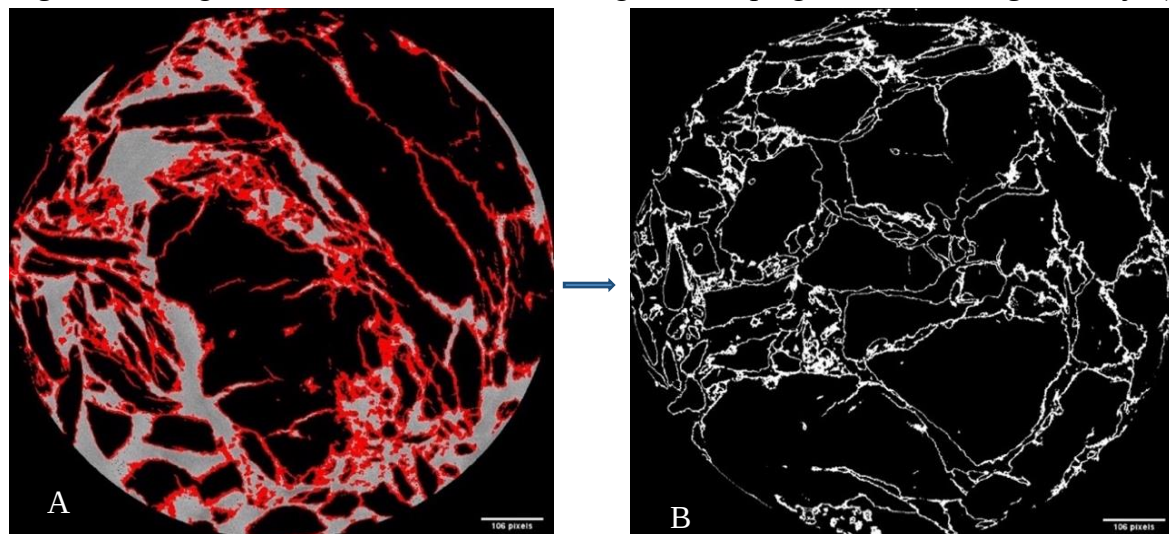


Figure 3.21 Sélection d'une zone d'intérêt « region of interest » (ROI), permettant de limiter le bruit le long de la paroi de l'échantillon. (A) : vue de face de l'échantillon ; (B) : vue de derrière de l'échantillon ; (C) : vues de dessus de l'échantillon.

3.5.4 Seuillage et segmentation, extraction des paramètres

Le seuillage consiste à sélectionner les zones de l'image qui nous intéressent. Normalement, on s'intéresse aux zones claires, qui seraient des racines et des pores connectés. Le plus souvent les algorithmes de seuillage s'attendent à des objets clairs pour pouvoir les détecter. On peut également s'intéresser aux zones sombres, en inversant l'image. Dans ce cas, ce sont les objets sombres qui sont d'intérêt (Figure 3.22). L'outil « plug-in de Thresholding » Fidji (V1.46) a été utilisé pour identifier automatiquement les objets où les pixels sont clairs dans une plage de luminosité donnée. Le même intervalle ou plage de luminosité a été utilisé pour tous les échantillons, soit entre 20117 et 65535. Ainsi nous avons obtenu une image binaire (Figure 3.22) où les gsv des zones sombres sont zéro. Dans les images binaires obtenues, tous les pores non connectés ont été enlevés grâce au plugin Erode, Fidji (V1.46) car le but de ces analyses est de quantifier tous les volumes occupés par les racines des plantes (qui ont des morphologies plus ou moins allongées). Il faut aussi préciser qu'il peut parfois exister des bruits dans la ROI sélectionnée mais qu'on peut les supprimer avec le « plug-in de Thresholding » (Figure 3.23).

Figure 3.22 Segmentation et binarisation d'image avec le plug-in Thresholding dans Fiji. (A) :



Identification des racines ; (B): Image binaire montrant des racines plus nettes permettant de déduire le volume occupé par les racines

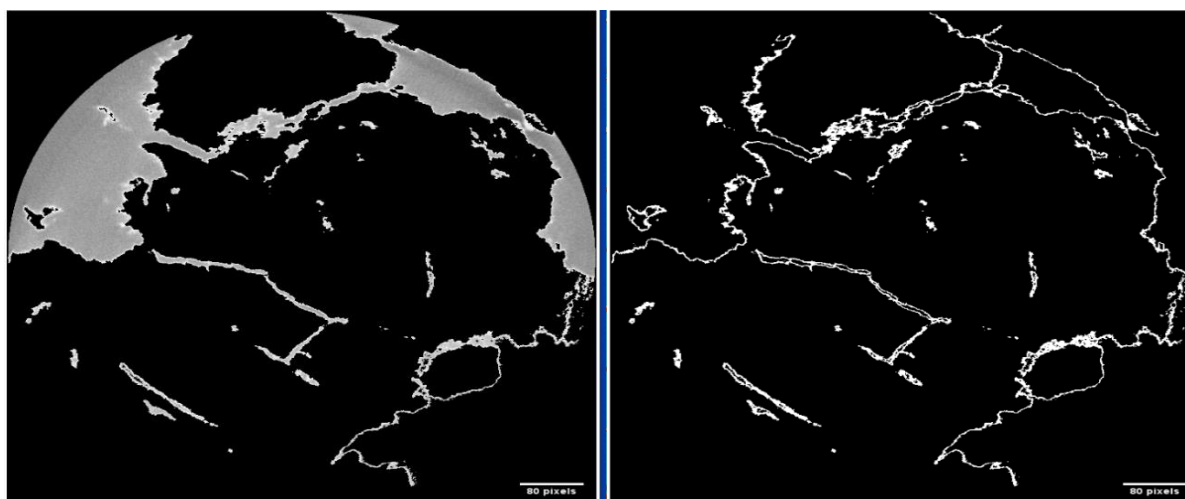


Figure 3.23 Suppression du bruit sur les bords de l'échantillon SH 20H

La distribution du volume des pores (DVP) et de la surface des pores (DSP) ont été calculées sur des images binaires. Pour le calcul de la DVP et de la DSP, la méthode avec le plug in « 3D Objects counter (3D OC), Fiji (V1.46) » a été utilisée, permettant de quantifier le nombre de voxels inclus dans le volume des objets correspondant à des biopores racinaires. Ensuite, en considérant que les biopores racinaires ont une forme cylindrique, leur longueur totale ainsi que leur diamètre moyen ont été calculés à partir de leur volume et de leur surface selon les équations suivantes (Proteau et al., 2021) :

$$L_r \approx \frac{A^2}{4\pi \cdot V_r} \quad (3.3)$$

L_r : Longueur totale racinaire (cm)

A : Surface totale racinaire (cm²)

V_r : Volume total racinaire (cm³)

$$d \approx \frac{4A}{V_r} \quad (3.4)$$

d : diamètre moyen des racines (cm)

A : Surface totale racinaire (cm²)

V_r : Volume total racinaire (cm³)

Ensuite, les paramètres racinaires tels que le RLD, RSD et RVD ont été calculés selon les équations ci-dessous

$$RLD = \frac{L_r}{V_{sol}} \quad (3.5)$$

RLD : densité de longueur totale racinaire (cm/cm³)

L_r : Longueur totale racinaire (cm)

V_{sol} : Volume de sol (cm³)

$$RSD = \frac{A}{V_{sol}} \quad (3.6)$$

RSD : densité de surface totale racinaire (cm/cm²)

A : surface totale des racines (cm)

V_{sol} : Volume sol (cm³)

$$RVD = \frac{V_r}{V_{sol}} \quad (3.7)$$

RVD : densité de volume total racinaire

V_r : Volume total racinaire (cm³)

V_{sol} : Volume total sol (cm³)

3.5.5 Extraction et caractérisation des traits des racines

L'extraction et la caractérisation des traits racinaires a été réalisée en deux étapes :

- Lavage et tri, scan des racines et analyse : C'est une étape qui consiste à laver les racines contenues dans les échantillons de tomographie aux rayons X pour enlever les grains de sol autour des racines avec de l'eau (Liu et al.2018). Les racines lavées ont ensuite été triées et placées sur du papier filtre absorbant grâce à une pince fine et elles ont ensuite été scannées à l'aide du scanneur STD4800, Epson Perfection V800 (Figure 3.24)
- Analyse des données : Les traits des racines (la longueur, le diamètre, la surface des racines) sur les images 2D ont été mesurés à l'aide du logiciel d'analyse d'images WinRhizo (Regent Instruments Inc., Quebec). Ainsi, les paramètres suivant ont été calculés : la densité de longueur des racines (RLD) résultant du rapport entre la longueur totale des racines et le volume de l'échantillon de sol; la densité de volume des racines (RVD) qui représente le rapport entre le volume total des racines et le volume de l'échantillon de sol; puis la densité de surface des racines (RSD) résultant du rapport entre la surface totale des racines et le volume de l'échantillon de sol (Proteau et al., 2021).



Figure 3.24 Scan et analyse des paramètres racinaires avec le scanneur STD4800, Epson Perfection V800 et le logiciel d'analyse WinRhizo

3.6 Défis liés au transport, au stockage et à la manipulation des échantillons non remaniés

3.6.1 Perturbation des échantillons

L'utilisation d'échantillons de résidus non remaniés lors des travaux de laboratoire est un grand défi à cause des perturbations qui peuvent survenir lors du transport, du stockage et de la manipulation des échantillons. Par exemple, à l'été 2021, 30 carottes de 50 cm de hauteur et 15 cm de diamètre ont été prélevées pour les tests de k_{sat} . Parmi ces 30 carottes, il n'y a eu que 8 carottes qui ont été exploitées car les 22 autres carottes ont été perturbées lors de leurs transports et de leurs manipulations (Tableau 3.1). Ensuite, pour les essais de CRE réalisés à l'été 2021, il n'y a que 7 échantillons exploités sur les 16 potentiels (haut et bas des carottes k_{sat}) à cause de la difficulté de sous-prélèvement sans perturbation et des fuites de pression après que les TC ont été montées (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 Récapitulatif des échantillons prélevés versus échantillons exploités

Type d'essai	k_{sat}		CRE		Tomographie aux Rayons X
Échantillon	Été 2021	Été 2022	Été 2021	Été 2022	Été 2021
Total prélevé	30	30	16	18	8
Total exploité	8	9	7	3	6
Non exploité (perturbé)	22	21	9	15	2
Taux de succès	28%		29%		75%

3.6.2 Tentatives de destruction des racines mortes dans les échantillons

Plusieurs essais de destructions des racines des saules et herbacées contenues dans les échantillons de résidus non perturbés ont été réalisés, via l'utilisation d'une solution de peroxyde d'hydrogène (50 %) (H_2O_2). Pour chacune des trois tentatives, 25 ml de peroxyde d'hydrogène ont été utilisés sur 407 g de résidus environ contenu dans une cellule Tempe fermée par un bouchon. Ensuite, la cellule Tempe a été placée dans un four à 100 °C afin de

démarrer la réaction (Figure 3.25). Cette étape a été répétée 3 fois jusqu'à un ajout total de 75 ml de H_2O_2 (50 %) et qu'il n'y ait plus d'effervescence. Le protocole utilisé est inspiré de la partie « destruction de la matière organique et des carbonates » du protocole MA. 100-Gran 2.0, rev.1 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2017). Lors de ces tentatives il y a eu beaucoup d'effervescence et de dégagement gazeux à la suite de la réaction chimique. Ensuite, à la fin de la réaction nous avons lavé et extrait les racines restantes. Ainsi, nous avons constaté que le H_2O_2 n'a pas décomposé les racines mortes (Figure 3.25). De plus, l'effervescence de la réaction perturbait l'arrangement des grains de résidus à la surface de l'échantillon. Ainsi, nous avons décidé d'abandonner cette approche car nous travaillons sur des échantillons non remaniés.



Figure 3.25 Tentative de destruction des racines de saules et herbacées contenues dans les résidus Goldex à l'aide du peroxyde d'hydrogène 50%

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Caractérisation de la végétation des stations

4.1.1 Taux de recouvrement végétal herbacé

Les résultats du relevé de suivi de la végétation indiquent un taux de recouvrement total de la végétation de 100%, avec la présence de huit plantes herbacées (Figure 10.1). Parmi ces plantes, deux d'entre-elles de la famille des Poacées (ou graminées), Poaceae 1 et *Phleum pratense*, sont dominantes en termes de recouvrement par rapport aux autres espèces, avec 88 et 36% de recouvrement moyen, respectivement. Ainsi, les Poacées sont les plantes les plus présentes dans la partie végétalisée en 2009 du parc 2 du site Manitou, suivies de quelques espèces de Fabacées (ou légumineuses) (*Lotus corniculatus*, *Vicia cracca*, *Trifolium sp.*) dont le taux de recouvrement moyen par espèce reste inférieur à 12%. *Epilobium sp.*, de la famille des Onagracées, et *Taraxacum sp.*, de la famille des Astéracées, sont des espèces peu présentes sur le site (moins de 1%). On pense qu'elles ont colonisé naturellement le site alors que les Poacées et les Fabacées étaient probablement présentes dans le mélange d'ensemencement du parc 2.

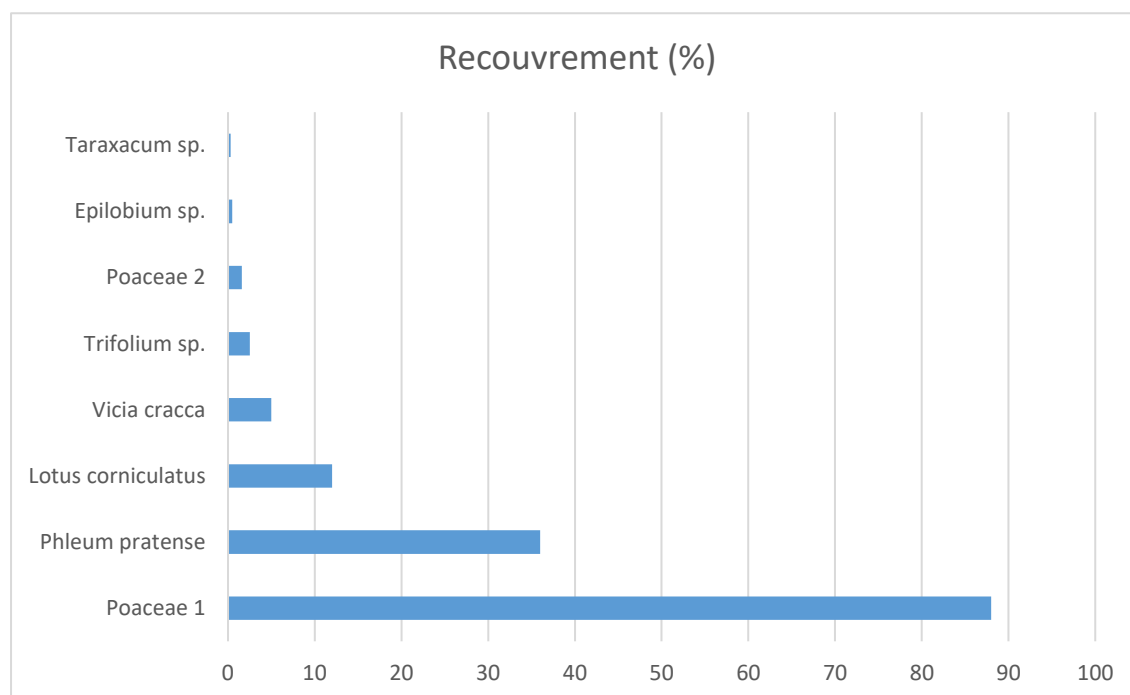


Figure 4.1 Taux de recouvrement végétal moyen (% , n=10 stations de 1 m²) par espèce, parc 2 du site Manitou

4.1.2 Développement aérien des saules

La hauteur des saules des 10 stations expérimentales variait de 2,50 à 3,20 m, tandis que leur diamètre variait de 4,00 à 12,00 cm. Le LAI variait entre 3,38 et 1,09 pour toutes les stations (Tableau 4.1). Ces valeurs de LAI sont similaires à des valeurs obtenues pour de jeunes saules (moins de 5 ans) dans d'autres études disponibles dans la littérature. Par exemple, Estonian Academy of Science (2004) a estimé le LAI d'une plantation de saules située à Saare, dans l'est de l'Estonie, à partir de boutures « de 7 clones de *Salix*, provenant du programme suédois de foresterie énergétique, avec une densité de 20 000 plants par hectare en mai 1993 ». Dans cette expérience, deux espèces de saules, « *Salix dasyclados* Wimm., clone 81090 (sd) et *Salix viminalis* L., clone 78183 (sv) » ont été étudiées. Ils ont réalisé cette expérience sur des saules âgés de deux, trois et quatre ans, respectivement en 1995, 1996 et 1997. Une parcelle a été fertilisée annuellement avec 60-168 kg N/ha, 0-37 kg P/ha, et 0-70 kg K/ha entre 1994 et 1997, alors qu'une parcelle témoin n'a pas reçu d'engrais supplémentaire. Le Tableau A.1 (Annexe 1) présente des valeurs de LAI calculées selon différentes méthodes entre 1995 et 1997. Les parcelles témoin non fertilisées présentaient des valeurs de LAI variant de 1,20 à 3,20 pour *Salix dasyclados* et de 1,00 à 2,30 pour *Salix viminalis*, clone 78183 (SvC), similaires à celles obtenues dans notre étude. Cependant, les LAI des saules dans les parcelles fertilisées étaient plus élevés que ceux des parcelles de contrôle non fertilisées (Tableau A.1).

Tableau 4.1 Paramètres de caractérisation de la biomasse aérienne des saules des dix stations expérimentales SH, parc 2 du site Manitou

Station	Hauteur (m)	Diamètre à la base (cm)	Surface Canopée (cm ²)	Surface foliaire totale (cm ²)	LAI
SH11	2,70	5,20	25627	61300	2,39
SH12	2,50	6,50	29135	98500	3,38
SH13	2,70	7,30	28394	69300	2,44
(Suite) Station	Hauteur (m)	Diamètre à la base (cm)	Surface Canopée (cm ²)	Surface foliaire totale (cm ²)	LAI

SH14	3,00	5,50	21382	52970	2,48
SH15	2,50	7,20	29135	70230	2,41
SH16	2,70	9,80	37474	41870	1,12
SH17	3,20	9,50	45879	98300	2,14
SH18	2,60	4,00	37545	66700	1,78
SH19	2,80	12,00	30847	33570	1,09
SH20	2,50	5,50	45879	86880	1,89
Moyenne	2,70	7,20	33130	61101	1,87
Erreur standard	0,07	0,79	2619	6954	0,22

4.2 Caractérisation granulométrique

Le résultat des analyses granulométriques met en évidence de légères variations des propriétés granulométriques moyennes d'une station à une autre (Tableau 4.2 et Figure 4.2). Les D_{10} moyens par station atteignent un minimum et un maximum de 1,63 μm et 3,30 μm , respectivement. Le D_{60} moyen par station varie de manière plus importante entre 12,11 μm et 73,16 μm . Le coefficient d'uniformité (C_u) moyen par station varie également de 7,45 à 14,61. Le G_s moyen par station varie de 2,70 à 2,74. La porosité moyenne par station varie quant à elle de 0,41 à 0,52.

Les valeurs moyennes par station de porosité, de G_s et de C_u sont généralement assez similaires aux valeurs de référence obtenues dans une étude trois ans après construction de la monocouche et un an après végétalisation en 2010 (Ethier, 2018). Cependant, on note des variations entre les valeurs moyennes par station de D_{10} et D_{60} issues de la présente étude et celle de référence : les D_{10} et les D_{60} de la présente étude sont habituellement inférieurs à la moyenne de ceux obtenus lors des travaux de suivi de Maqsoud et al. (2010), mais habituellement inclus dans la plage de valeurs obtenues (Tableau 4.2). Cette variation peut être due au fait que ce sont des valeurs moyennes par station qui sont comparées à des gammes de valeurs obtenues sur des

échantillons isolés. Cela peut également être causé par l'hétérogénéité des résidus dans le parc 2, car les échantillons de la présente étude n'ont pas été prélevés au même emplacement et profondeur que les échantillons prélevés en 2010 lors de l'instrumentation du parc 2. Dans les différents profils granulométriques par station présentés en Annexe B, on note aussi une hétérogénéité verticale des propriétés des résidus Goldex, soit une alternance entre du matériel fin (silt) et du matériel plus grossier (sable); cela a également été observée par Barry (2023).

Tableau 4.2 Moyenne par station des résultats de caractérisation granulométrique (n=3, échantillons répartis dans le profil). Les caractéristiques granulométriques de référence ont été tirées de Maqsoud et al. (2010), cité dans Ethier (2018) et ont été obtenues 3 ans après construction de la monocouche de résidus Goldex

Stations	Porosité (n=3)	D ₁₀ (µm) (n=3)	D ₆₀ (µm) (n=3)	C _u (n=3)	G _s (n=3)
Maqsoud et al. (2010)	0,38-0,55	1,63-63,78	18,21-169,17	2,66-21,4	2,70-2,75
SH11	0,43	3,30	47,71	14,46	2,70
SH12	0,45	2,50	26,45	10,58	2,74
SH13	0,44	3,25	47,47	14,61	2,72
SH14	0,52	2,47	26,87	10,89	2,71
SH15	0,41	2,37	24,43	10,32	2,70
SH16	0,42	2,77	36,89	13,30	2,70
SH17	0,46	4,90	73,16	14,93	2,70
SH18	0,44	3,27	48,54	14,82	2,70
SH19	0,44	2,25	26,49	11,78	2,71
(Suite) Stations	Porosité (n=3)	D ₁₀ (µm) (n=3)	D ₆₀ (µm) (n=3)	C _u (n=3)	G _s (n=3)

Maqsoud et al.

(2010) 0,38-0,55 1,63-63,78 18,21-169,17 2,66-21,4 2,70-2,75

SH20 0,48 1,63 12,11 7,45 2,71

TS21 0,48 2,26 16,86 7,46 2,70

TS23 0,48 1,64 17,01 7,48 2,70

Moyenne 0,45 2,81 35,18 11,87 2,71

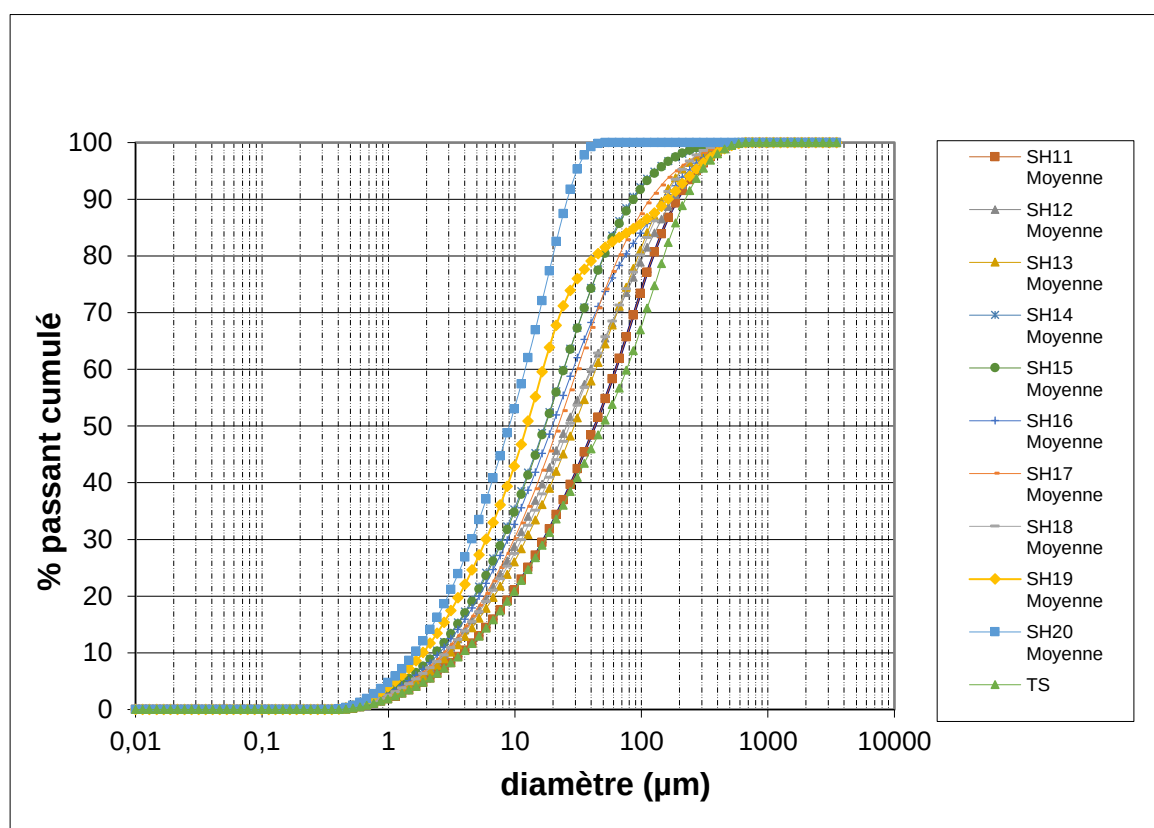


Figure 4.2 Courbes moyennes par station (n=3 échantillons répartis sur le profil de la station) de distribution granulométrique des résidus Goldex, été 2021. Les courbes par station et par niveau de profondeur d'échantillonnage dans le profil sont présentées en Annexe B.

4.3 Conductivité hydraulique saturée (k_{sat})

4.3.1 Mesure de k_{sat} au laboratoire et valeurs prédites

Pour les échantillons de l'été 2021 avec racines vivantes, les valeurs de conductivité hydraulique saturée prédites et mesurées au laboratoire sont généralement proches, avec une variation comprise entre $\pm 1/2$ ordre de grandeur (Tableau 4.3 et Figure 4.3), variation qui correspond typiquement à la précision de la mesure avec le perméamètre (Chapuis, 2012). Pour rappel, les k_{sat} sont prédites en utilisant les propriétés granulométriques moyennes du profil de chaque station (Figure 4.2). Il est à noter également que pour la prédiction des k_{sat} (et des CRE), la porosité équivalente à la saturation, mesurée par perte de masse d'eau entre échantillon à saturation et échantillon après séchage, a été considérée.

Tableau 4.3 Conductivité hydraulique saturée prédite et mesurée (moyenne, $n=5$) au laboratoire sur les échantillons prélevés lors des travaux de terrain de l'été 2021 (sous-stations avec racines vivantes)

Stations	Sr (%)	k_{sat} mesurée E21 (cm/s)	k_{sat} prédite E21 (cm/s)
SH11	97,5	4,34E-05	3,53E-05
SH12	95,6	1,78E-05	3,22E-05
SH14	94,4	1,98E-05	3,78E-05
SH15	95,5	2,71E-05	1,10E-05
SH17	94,7	3,44E-05	9,98E-06
SH19	93,8	4,93E-05	2,30E-05
SH20	95,6	6,72E-05	1,65E-05
TS21	94,2	4,90E-05	2,59E-05
Moyenne	95,2	7,70E-05	4,49E-05

Les analyses hydrogéologiques des échantillons de l'été 2022 avec racines mortes donnent des conductivités hydrauliques saturées prédites et mesurées dont l'écart est généralement compris entre +/- ½ ordre de grandeur (Tableau 4.4 et Figure 4.4), sauf pour les échantillons SH14, SH15 et SH19. Ces échantillons montrent un écart entre les valeurs de k_{sat} mesurées et prédites légèrement plus important qu'un demi-ordre de grandeur, mais inférieur à un ordre de grandeur.

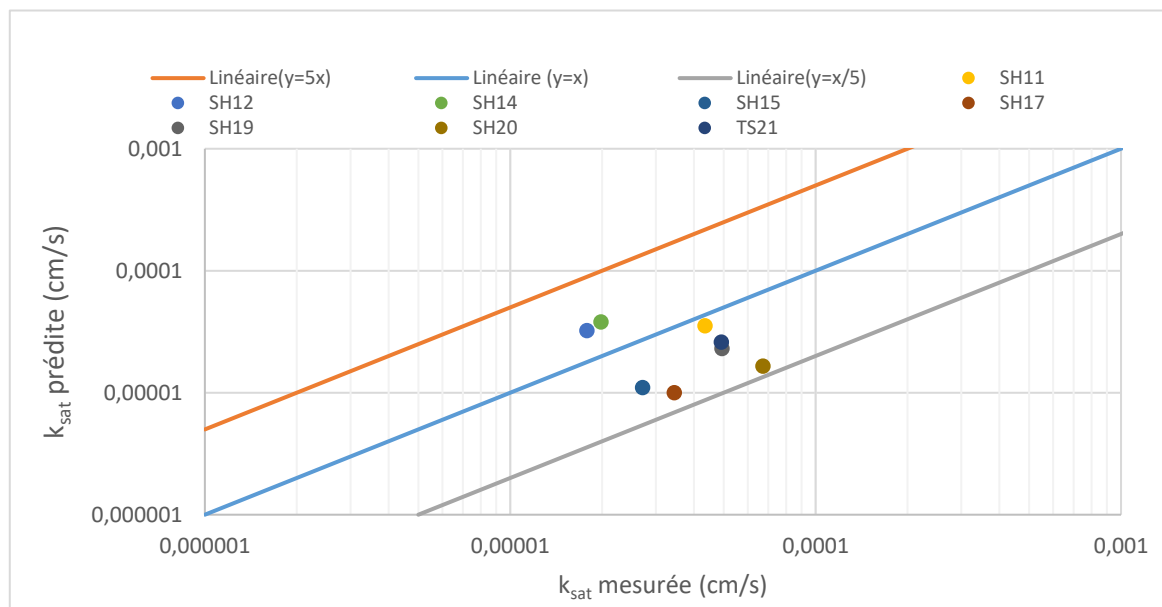


Figure 4.3 Comparaison graphique des k_{sat} mesurées (moyenne, $n=5$) versus prédites des échantillons prélevés lors des travaux de terrain de l'été 2021 sur les sous-stations avec racines vivantes

Tableau 4.4 Conductivités hydrauliques saturées mesurées (moyenne, $n=5$) et prédites sur les échantillons prélevés lors des travaux de terrain de l'été 2022 (sous-stations avec racines mortes)

Stations	Sr (%)	k_{sat} mesurée E22 (cm/s)	k_{sat} prédite E22 (cm/s)
SH11	96,2	1,50E-05	1,70E-05
SH12	97,2	4,58E-05	1,63E-05
(Suite)	Sr (%)	k_{sat} mesurée E22	k_{sat} prédite E22
Stations		(cm/s)	(cm/s)

SH14	94,3	1,63E-04	2,65E-05
SH15	96,1	2,91E-04	5,22E-05
SH16	98,8	9,27E-05	3,20E-05
SH17	96,9	2,69E-05	2,55E-05
SH19	93,2	2,08E-04	2,44E-05
TS21	94,2	5,03E-05	2,09E-04
TS23	93,2	7,89E-05	8,64E-05
Moyenne	96,0	1,85E-04	1,75E-04

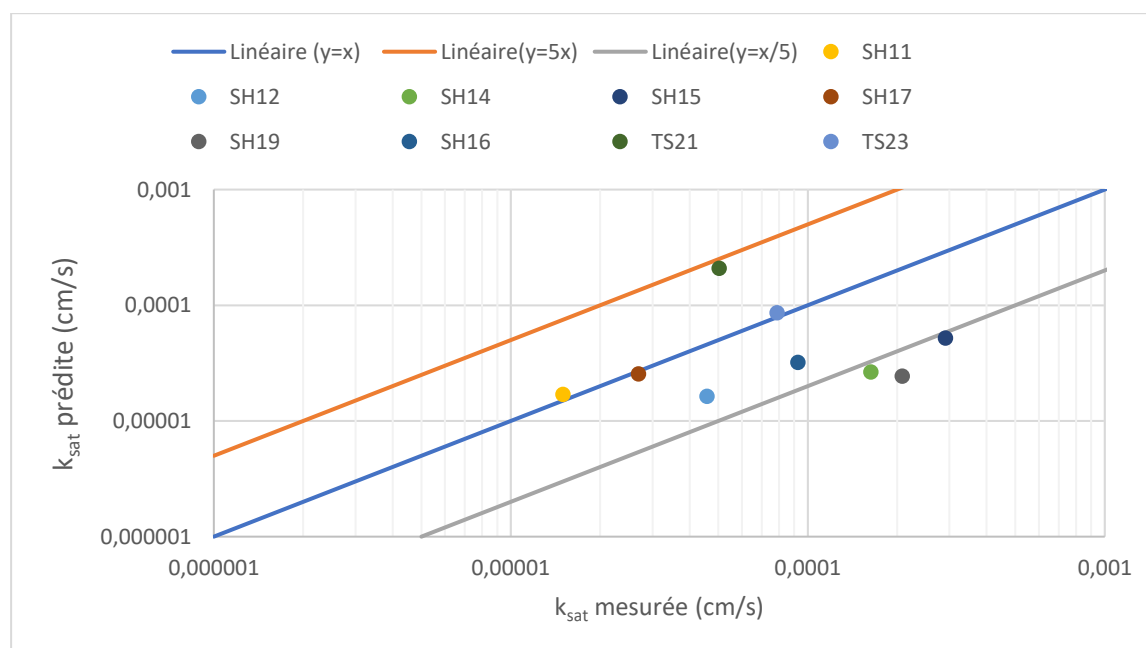


Figure 4.4 Comparaison graphique des k_{sat} mesurées (moyenne, $n=5$) versus prédites des échantillons prélevés lors des travaux de terrains effectués à l'été 2022 dans les sous-stations avec racines mortes.

Le Tableau 4.5 et la Figure 4.5 comparent les valeurs de k_{sat} mesurées sur les échantillons avec racines vivantes (été 2021) et mortes (été 2022) pour les mêmes stations. Encore une fois, les variations entre les deux groupes de k_{sat} (été 2021 versus 2022) ne sont pas significatives en

considérant la précision de la méthode de mesure, sauf pour l'échantillon SH14. Pour cet échantillon, la k_{sat} mesurée à l'été 2022 est plus grande d'environ un ordre de grandeur par rapport à la k_{sat} mesurée à l'été 2021.

Tableau 4.5 Moyenne (n=5) des conductivités hydrauliques saturées mesurées au laboratoire sur les échantillons prélevés à l'été 2021 avec racines vivantes versus ceux de l'été 2022 avec racines mortes (après isolement des racines de saule par rapport au tronc et application d'herbicide)

Stations	k_{sat} mesurée Labo E22 (cm/s)	k_{sat} mesurée Labo E21 (cm/s)
SH11	1,50E-05	4,34E-05
SH12	4,58E-05	1,78E-05
SH14	1,63E-04	1,98E-05
SH15	2,91E-04	2,71E-04
SH16	9,27E-05	-
SH17	2,69E-05	3,44E-05
SH19	2,08E-04	4,93E-05
SH20	-	6,72E-05
TS21	5,03E-05	4,90E-05
TS23	7,89E-05	-
Moyenne	1,85E-04	7,70E-05

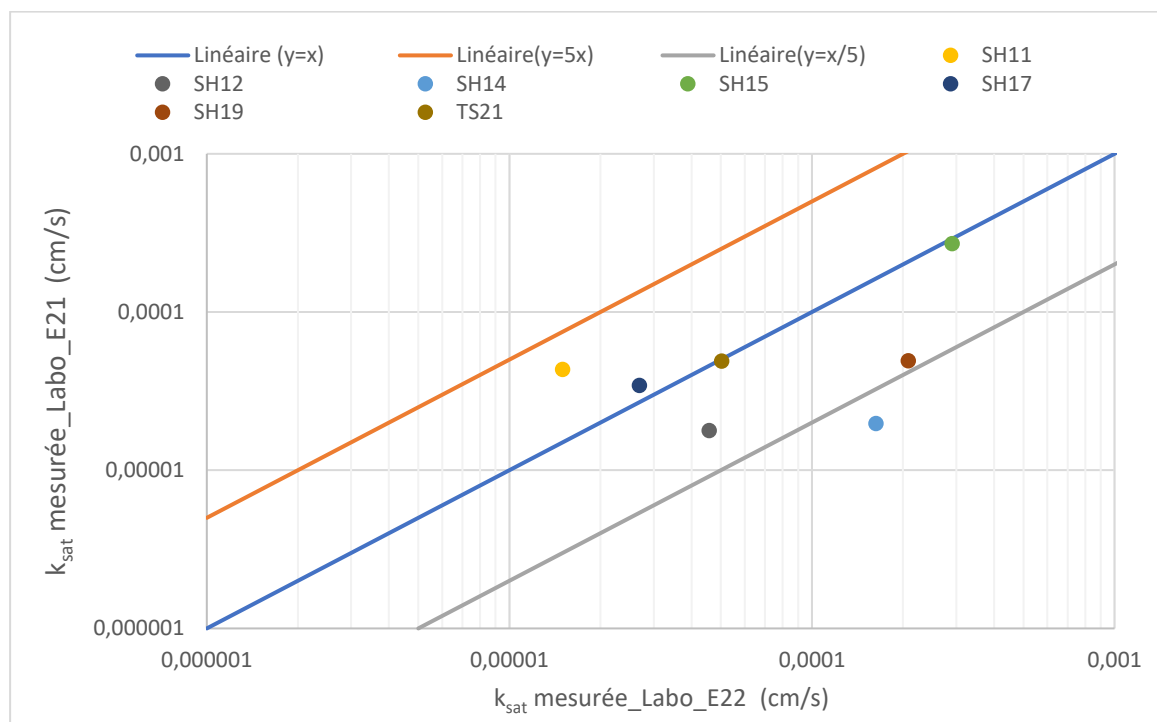


Figure 4.5 Comparaison graphique des k_{sat} mesurées (moyenne, $n=5$) au laboratoire entre échantillons de la même station avec racines vivantes (été 2021) et mortes (été 2022, après isolement des racines de saule par rapport au tronc et application d'herbicide)

En terminant, il est important de préciser que les échantillons mesurés au perméamètre à paroi rigide n'ont pas atteint la saturation complète. En utilisant les relations poids-volume, les degrés de saturation calculés ont varié entre 93,2 % et 97,5 %. Cette situation n'est pas complètement inattendue puisque les échantillons contiennent des racines (non tenue en compte dans les relations masse-volume) et qu'il n'était pas possible d'exercer une pression négative à la sortie du perméamètre afin de favoriser la saturation en raison des risques d'érosion interne. Ainsi, la conductivité hydraulique mesurée correspond à une conductivité hydraulique obtenue à saturation. Cette conductivité hydraulique à saturation est par définition la conductivité hydraulique obtenue suite à une saturation maximale après plusieurs jours d'imbibition des résidus. La différence entre la conductivité hydraulique à saturation complète (100%) des résidus et celle à saturation pourrait être causée par le volume d'air coincé dans les pores ou interstices qui pourraient nuire à la vitesse d'écoulement de l'eau dans les résidus (Bussière, 1999 ; Pabst, 2011). Malgré cette différence, les résultats montrent que la conductiv t  hydraulique à saturation des résidus est similaire à celle à saturation complète « $k(Sr_{max}) \approx k_{sat}$ ».

4.4 Courbes de rétention d'eau

Dans ce qui suit, les mesures de CRE au laboratoire sur les échantillons prélevés en 2021 (sous-station avec racines vivantes) et en 2022 (sous-station avec racines mortes) sont comparées entre elles et avec les CRE prédites (sur la base d'analyses granulométriques et de calcul de porosité propres à chaque échantillon cellule Tempe).

Station SH11

Pour la station SH11, les résultats des essais sont présentés à la Figure 4.6 et au Tableau 4.6. On note que la courbe mesurée de l'essai 1 à l'été 2021 est typique d'un matériau de type silt grossier (ML) qui se désature pour une pression d'entrée d'air (AEV) de 15 kPa, et de 17 kPa pour celle prédite (Bussière, 2007). Les courbes mesurées de l'essai 2 de l'été 2021 et de l'essai 2 de l'été 2022 sont typiques de matériaux silteux qui se désaturent plus lentement par rapport à celui de l'essai 1, avec des AEV mesurées respectives de 40 kPa et de 39 kPa (typiques d'un silt) (Bussière, 2007). La CRE prédite de l'essai 2 de l'été 2021 est très proche de celle mesurée, avec une AEV de 39 kPa, tandis que la CRE prédite de l'essai 2 de l'été 2022 indique une AEV prédite un peu moins  lev e (24 kPa) que celle mesurée (39 kPa). Cette écart d'AEV reste cependant moins important que celui observé entre les AEV des essais 1 et 2, qui est dû à la variation granulométrique au sein du profil de la station. On note que pour chaque essai, la pente de la CRE mesurée et celle prédite sont similaires. Donc, il n'y a pas d'influence significative des racines vivantes ou mortes sur le taux de désaturation des r sids Goldex.

Tableau 4.6 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour la station SH11

AEV (kPa)	Essai 1 E21	Essai 2 E21	Essai 2 E22
Mesurée	15	40	39
Prédite	17	39	24

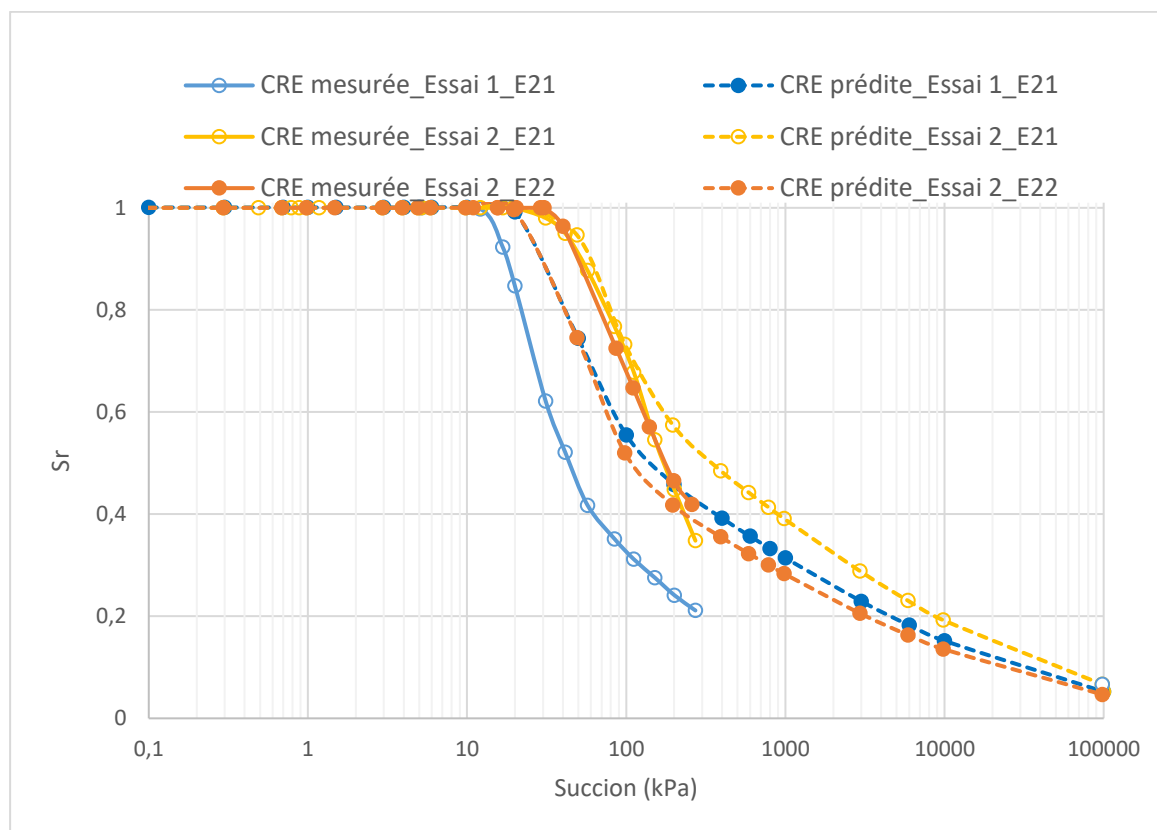


Figure 4.6 Courbes de rétention d'eau mesurées et prédites pour la station SH11 sur les échantillons de l'été 2021 et 2022

Station SH12

Pour la station SH12, les résultats des essais sont présentés à la Figure 4.7 et au Tableau 4.7. On note que les courbes mesurées et prédites de l'été 2021 sont typiques de celles d'un matériau fin (ML)-silt qui se désature pour des AEV mesurées et prédites similaires (40 kPa et 39 kPa, respectivement). La CRE mesurée a la même allure que celle prédite. Les CRE (mesurée et prédite) obtenues lors de l'été 2022 sont typiques d'un matériau plus grossier (SM)-sable silteux, qui se désature plus rapidement, avec une pression d'entrée d'air de 12 kPa pour la CRE mesurée et de 8 kPa pour la CRE prédite (Bussière, 2007). On note aussi que pour chaque essai, la pente de la CRE mesurée et celle prédite sont similaires. Donc il n'y a pas d'influence majeure des racines vivantes ou mortes sur le taux de désaturation des résidus Goldex. La CRE mesurée à l'été 2021 a été arr t e à une pression de 80 kPa à cause d'une fuite observ e sur la Cellule Tempe. Toutefois, cet essai nous permet tout de même d'estimer l'AEV de la CRE malgré la fuite et c'est pour cette raison que cet essai a été gardé.

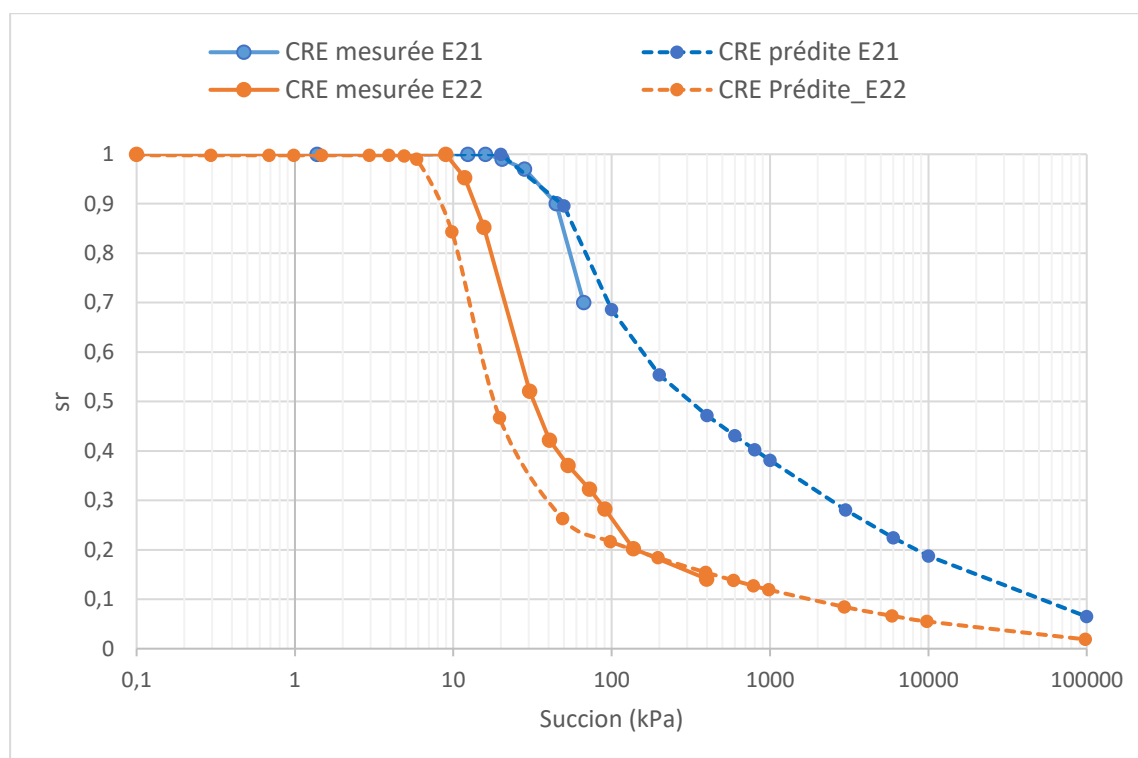


Figure 4.7 Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite pour la station SH12 sur les échantillons de l'été 2021 et 2022

Tableau 4.7 Pression d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour la station SH12

AEV (kPa)	Essai 1_E21	Essai 2_E22
Mesurée	40	12
Prédite	39	8

Station SH14

Pour la station SH14, seul l'essai 2 de l'été 2021 a fonctionné. Les résultats de cet essai sont présentés à la Figure 4.8 et dans le Tableau 4.8. On observe que la courbe mesurée et celle prédite sont très proches. L'AEV est de 15 kPa pour la CRE mesurée et de 19 kPa pour celle

prédite. On note aussi que pour la SH14, la pente de la CRE mesurée et celle prédite sont similaires. Il y a cependant une divergence lorsque l'on s'approche des valeurs résiduelles qui est difficilement explicable. En résumé, il n'y a pas d'influence majeure des racines vivantes sur le taux de désaturation des résidus Goldex de cet échantillon.

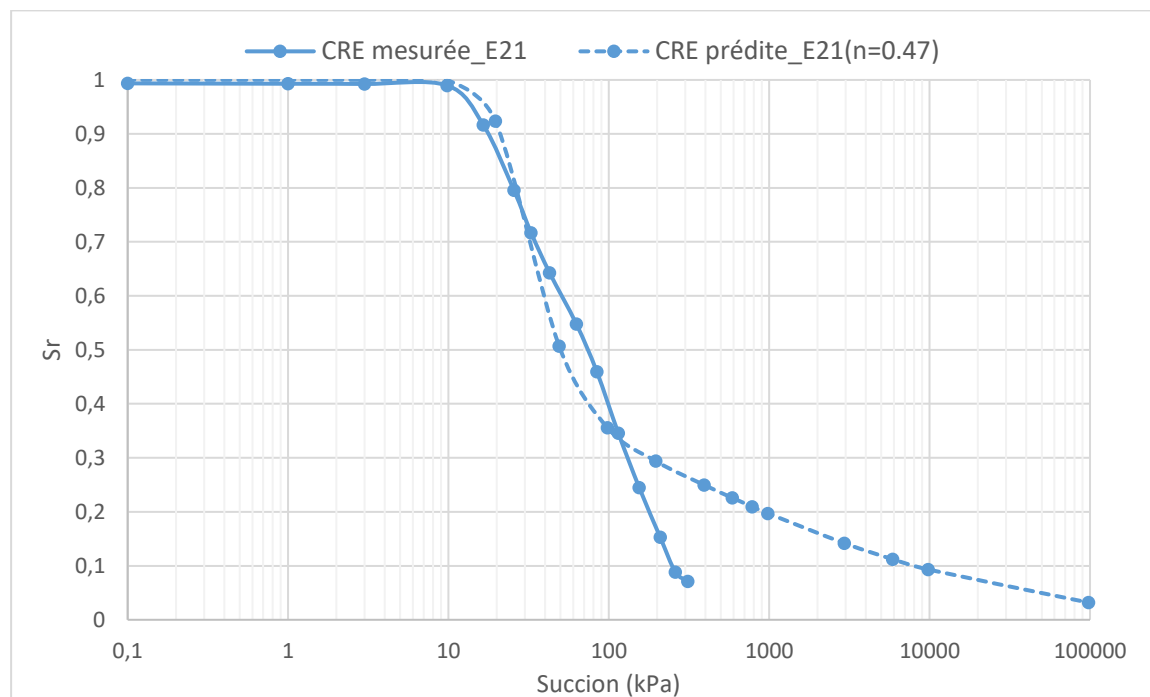


Figure 4.8 Courbe de rétention d'eau mesurée et prédite de la station SH14 sur l'échantillon de l'été 2021

Tableau 4.8 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant à la CRE mesurée et prédite pour la station SH14

AEV (kPa)	Essai2_E21
Mesurée	15
Prédite	19

Station SH17

Pour la station SH17, les résultats des essais sont présentés à la Figure 4.9 et dans le Tableau 4.9. La CRE de l'essai 1 de l'été 2021 correspond à un matériau qui commence à se désaturer à une succion de 40 kPa pour la CRE mesurée, et de 33 kPa pour celle prédite. Les CRE mesurées lors de l'essai 2 de l'été 2022 correspondent à un matériau plus grossier qui

commence à se désaturer à une succion plus faible (AEV=16 kPa pour la CRE mesurée et AEV de 18 kPa pour la CRE prédite). Dans les deux cas, les courbes prédites sont très proches des courbes mesurées. Pour l'essai de l'été 2022, la pente de la CRE mesurée et celle prédite sont similaires. Donc, il n'y a pas d'influence évidente des racines vivantes ou mortes sur le taux de désaturation des résidus Goldex de cet essai. Cependant, pour l'essai de l'été 2021, on observe quelques légères variations entre la pente de la CRE mesurée et celle prédite. La CRE mesurée se désature plus vite (pente légèrement plus abrupte) que celle prédite. Donc les racines vivantes pourraient avoir modifié légèrement le taux de désaturation de la CRE mesurée lors de cet essai.

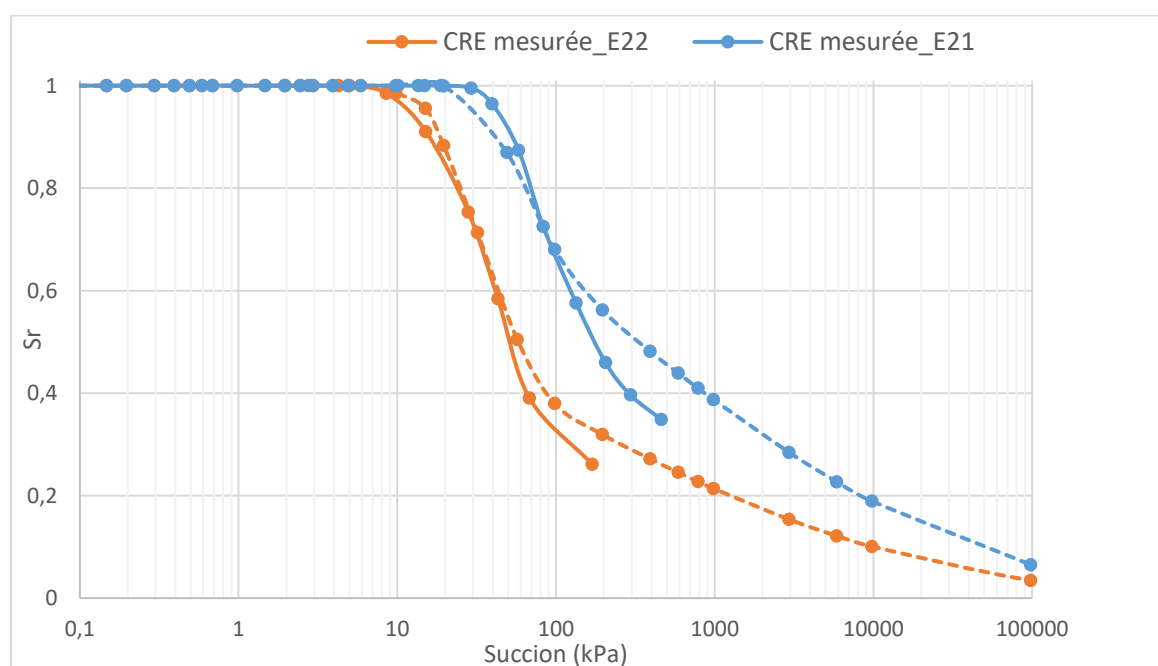


Figure 4.9 Courbes de rétention d'eau mesurée et prédite de la station SH17 sur les échantillons de l'été 2021 et 2022

Tableau 4.7 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour la station SH17

AEV (kPa)	Essai 1_E21	Essai 2_E22
Mesurée	40	16
Prédite	33	18

Station SH20

Pour la station SH20, seul l'essai 2 de l'été 2021 a pu fonctionner. Ainsi les résultats de cet essai sont présentés à la Figure 4.10 et dans le Tableau 4.10. On observe que la courbe mesurée et celle prédite lors de cet essai sont très proches, avec une désaturation qui commence à une plus grande succion par rapport aux essais des stations précédentes, correspondant à un matériau de granulométrie plus fine. L'AEV de la courbe mesurée est de 94 kPa contre 89 kPa pour la courbe prédite. On note aussi que pour SH20, le début de la pente de la CRE mesurée et celle prédite sont similaires.

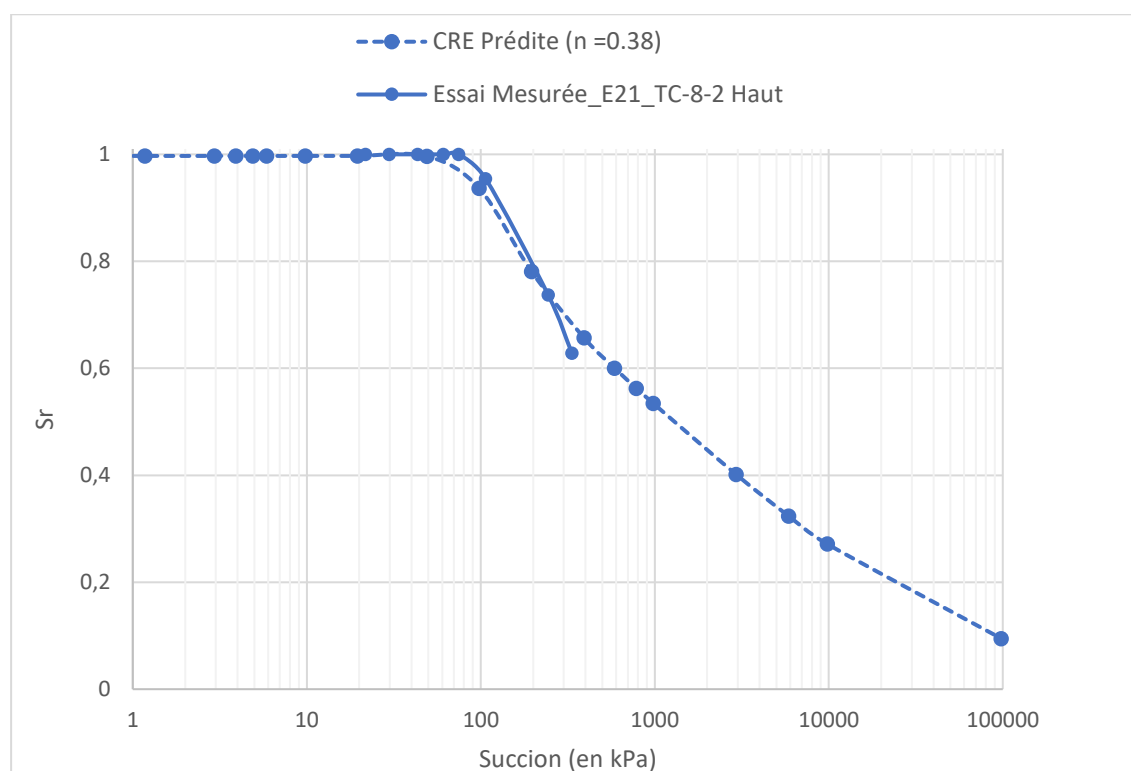


Figure 4.10 Courbes de rétention d'eau mesurée et prédite de la station SH20 sur l'échantillon de l'été 2021

Tableau 4.8 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant à la CRE mesurée et celle prédite pour la station SH20

AEV (kPa)	Essai 2_E21
Mesurée	94
Prédite	89

Station TS21

Pour la station témoin TS21, seul l'essai 2 de l'été 2021 a fonctionné. Ainsi les résultats de cet essai sont présentés à la Figure 4.11 et dans le Tableau 4.11. La courbe mesurée et celle prédite lors de cet essai sont typiques d'un matériau fin. L'AEV de la courbe mesurée est de 12 kPa contre 17 kPa pour celle prédite.

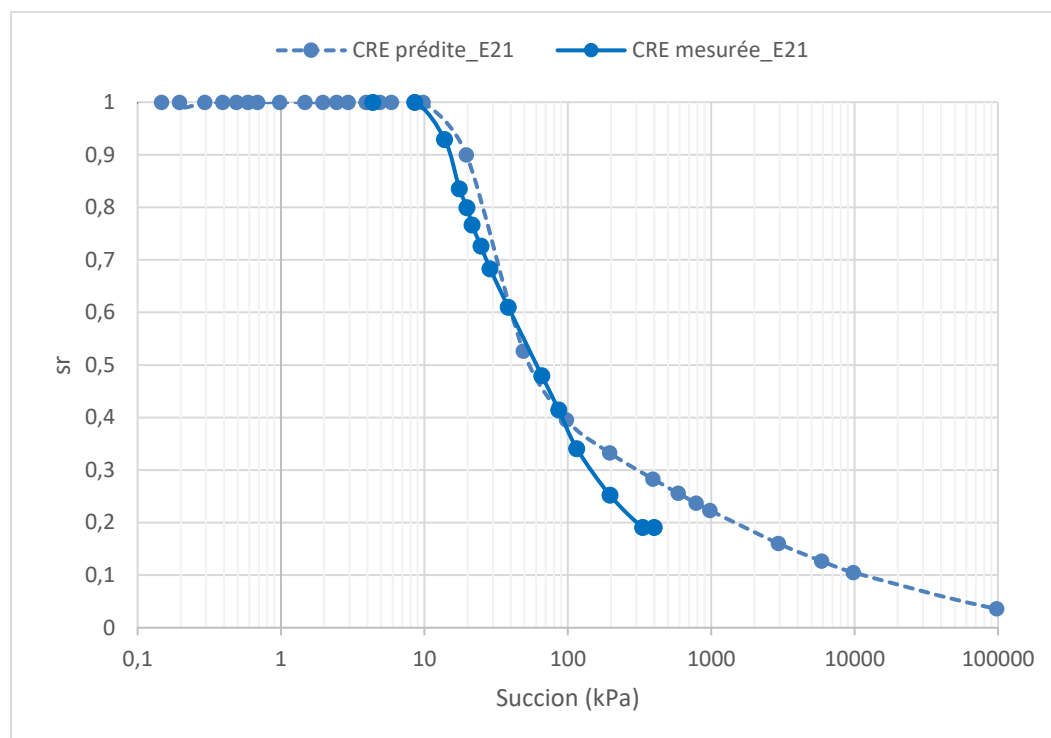


Figure 4.11 Courbes de rétention d'eau mesurée et prédite sur l'échantillon de l'été 2021 de la station TS21

Tableau 4.9 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) correspondant à la CRE mesurée et prédite pour la station témoin TS21

AEV (kPa)	Essai 2_E21
Mesurée	12
Prédite	17

4.5 Tomographie

4.5.1 Bioporosité

Les analyses de tomographie aux rayons X ont permis de faire une visualisation 3D de la colonisation racinaire pour six échantillons analysés à l'aide des essais à la Cellule Tempe. Les échantillons analysés sont ceux prélevés à l'été 2021 dans des sous-stations avec des racines vivantes. L'analyse d'images 3D a ensuite permis d'obtenir le volume et la surface des pores cylindriques connectés, qui devraient correspondre au volume et à la surface des biopores racinaires (bioporosité). Le Tableau 4.12 présente les résultats des bioporosités (n_b) obtenus après les analyses d'images 3D avec deux logiciels différents, Fiji/image J et VGstudio max.

Dans l'ensemble, les échantillons présentant le plus de biopores correspondent aux sous-échantillons prélevés dans le haut (10 premiers cm, notés H après le nom de la station) de chaque carotte (0-30 cm de profondeur). L'échantillon SH14H présente une bioporosité totale de 18 % obtenue à partir de Fiji/image J, contre une bioporosité de 53 % obtenue par VGstudio max (Tableau 4.12). Pour les échantillons SH17H et SH20H, les bioporosités obtenues par Fiji/image J sont respectivement de 21 % et 14 %, contre 22 % et 19 % pour celles détectées par VGstudio max (Tableau 4.12). Cette différence de bioporosité mesurée par ces deux méthodes s'explique par le fait que le logiciel Fiji/image J ne tient pas compte des bruits/artefacts produits lors du scan des échantillons. Également, lors de la détection des racines, Fiji/image J ne prend en considération que les pores tubulaires connectés alors que VGstudio max considère les pores connectés même si non tubulaires. VGstudio max tient compte du bruit et des artefacts en considérant que ce sont des vides. C'est pour cette raison que dans toutes les analyses, la bioporosité détectée par VGstudio max est toujours plus élevée que celle détectée par Fiji/Image J.

Les échantillons prélevés au bas de chaque carotte (notés avec un B après le nom de la station) ont des bioporosités faibles. En effet, les échantillons SH12B et SH19B ont des bioporosités respectives obtenues de Fiji/image J de 0,4 % et 0,3 %. Ceci signifie qu'il y a beaucoup moins de racines présentes dans le bas des carottes à 25-30 cm de profondeur.

Pour la station témoin, la bioporosité obtenue par Fiji/image J est du même ordre de grandeur que celle des échantillons SH12B et SH19B, à savoir de 0,28 %. Comme aucune racine n'a été extraite après lavage de cet échantillon, on peut donc considérer que l'erreur de la mesure de la bioporosité par cette technique est d'au moins 0,28%.

Tableau 4.10 Présentation des bioporosités (n_b) obtenues grâce aux logiciels Fiji/image J et VGstudio max ainsi que les indices des vides correspondant à chacune des bioporosités mesurées (e_b)

Station	Porosité n_b (%)		Indice des vides e_b (%)	
	Fiji/Image J	VGstudio max	Fiji/Image J	VGstudio max
SH12B	0,4	9	0,4	9,6
SH14H	18	53	23	116
SH17H	21	21	27	27
SH19B	0,3	11	0,3	12
SH20H	14	19	17	23
TSV21	0,28	18	0,28	23

La Figure 4.12 montre la visualisation 3D des biopores par tomographie aux rayons X de l'échantillon SH17H. Cette visualisation montre que la plupart des biopores sont généralement tubulaires et connectés, avec une forme cylindrique et ramifiée par endroits. On observe peu de biopores non connectés sur l'ensemble de l'échantillon. La résolution de l'appareil de tomographie utilisé a une limite inférieure de $53 \mu\text{m}/\text{voxel}$. Donc, les biopores avec un diamètre inférieur à $160 \mu\text{m}$ n'ont pas été détectés lors du balayage et ne sont pas visualisés dans les images CT aux rayons X. Il est à noter que les racines les plus fines (poils absorbants) ont généralement un diamètre autour de $15 \mu\text{m}$ (Lambers et al. 2008). Le biopore le plus fin visualisé dans la Figure 4.12 a un diamètre de $163 \mu\text{m}$ ($0,163 \text{ mm}$) soit un équivalent de 3 voxels ($159 \mu\text{m}$), tandis que le biopore le plus grossier visualisé dans la Figure 4.12 a un diamètre de $5,11 \text{ mm}$. Ce biopore grossier visualisé correspond probablement à une racine grossière identifiée dans le même échantillon après lavage et scan des racines avec WinRhizo (Figure 4.13). Le diamètre de cette racine mesuré au pied à coulisses ($5,16 \text{ mm}$) est du même ordre de grandeur que celui obtenu par l'analyse CT aux rayons X.

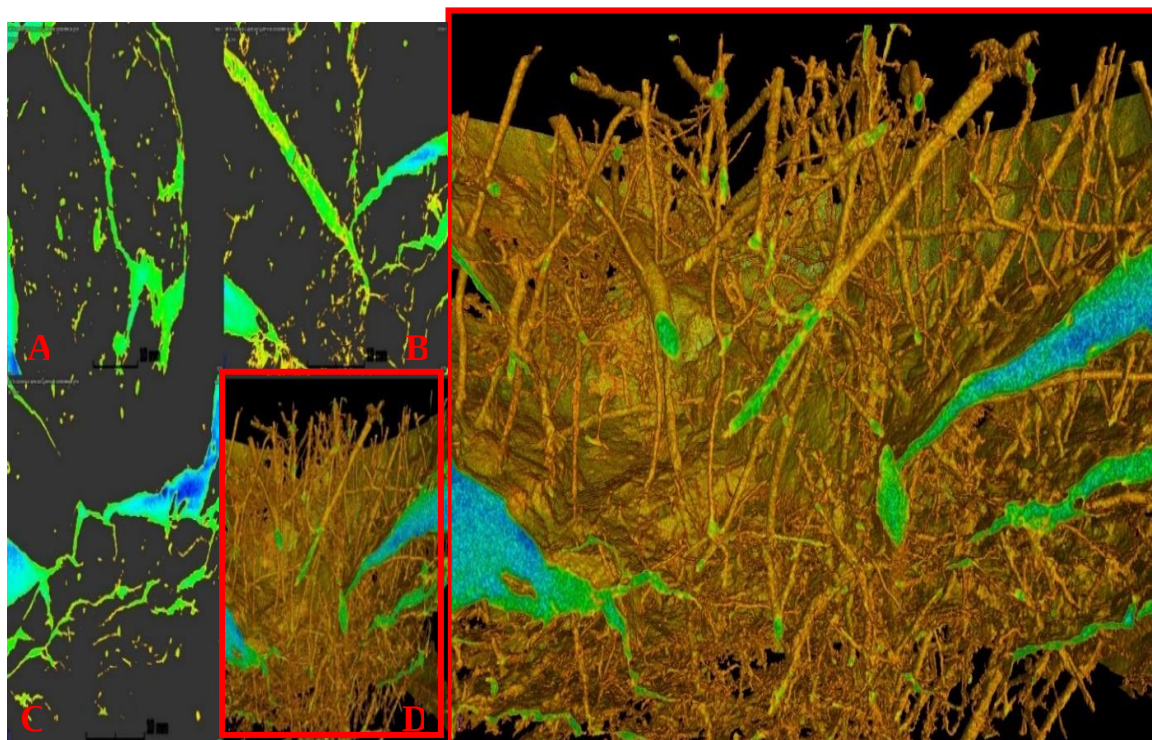


Figure 4.12 Visualisation bi et tridimensionnelle des biopores par tomographie aux rayons X de l'échantillon SH17H avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonales, et (D) vue 3D.

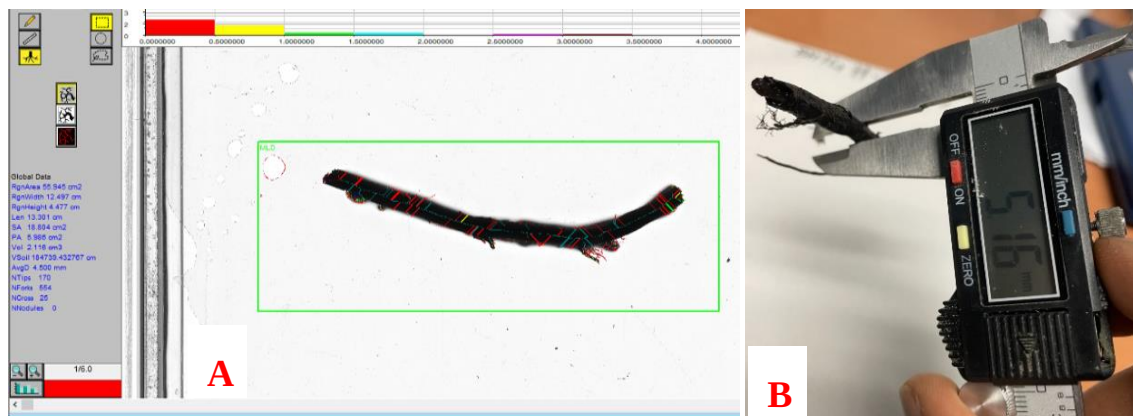


Figure 4.13 Visualisation de la racine la plus grossière de l'échantillon SH17H, après lavage et scan des racines : (A) vue d'une racine scannée et analysée dans WinRhizo, (B) vue de la même racine avec une mesure de son diamètre à l'aide d'un pied à coulisse.

Pour l'échantillon SH14H, les biopores sont visualisés dans la Figure 4.14. Dans cette visualisation, on observe que les biopores connectés sont tubulaires avec peu ou pas de ramifications. On observe également plusieurs biopores non connectés. Le biopore le plus grossier observé a un diamètre de 3,49 mm tandis que le plus fin a un diamètre de 0,79 mm.

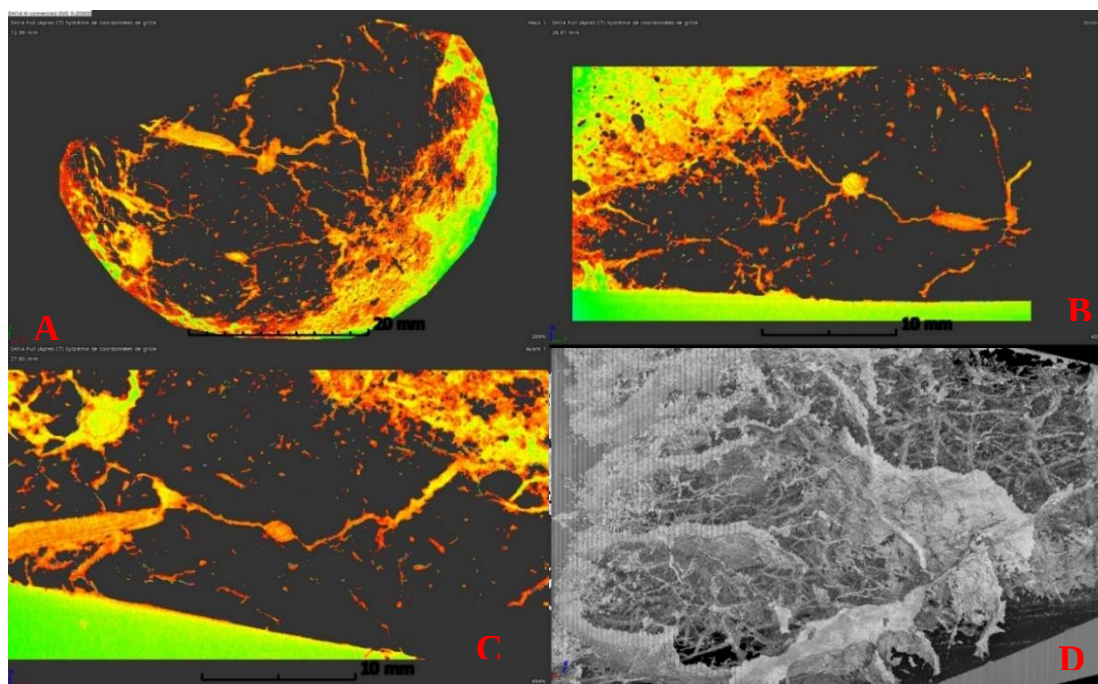


Figure 4.14 Visualisation bi et tridimensionnelle des biopores de l'échantillon SH14H par tomographie aux rayons X avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.

Pour l'échantillon SH20H, les racines sont visualisées dans la Figure 4.15. On observe quelques biopores connectés sans ramifications. Des biopores non connectés sont visibles. Le biopore le plus grossier observé a un diamètre de 1,26 mm tandis que le plus fin a un diamètre de 0,16 mm.

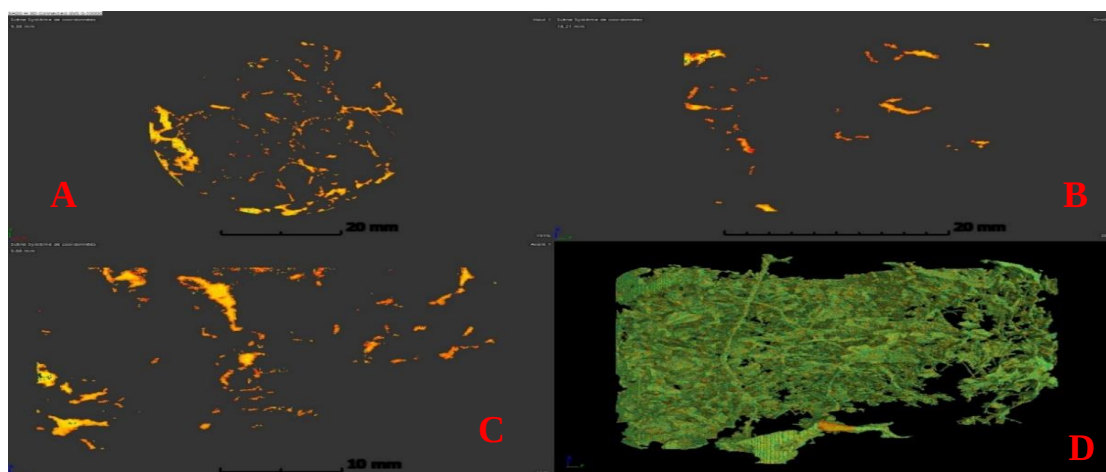


Figure 4.15 Visualisation bi et tridimensionnelle des biopores de l'échantillon SH20H par tomographie aux rayons X et VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.

Échantillons SH12B, SH19B et TS21

Les biopores des échantillons SH12B, SH19B et les pores tubulaires détectés dans TS21 sont visualisés respectivement dans les Figures 4.16, 4.17 et 4.18. Dans les échantillons SH12B et SH19B, on observe peu de biopores par rapport à SH17H ou encore SH14H, car SH12B et SH19B ont été prélevés à 25-30 cm de profondeur. Ceci illustre que les racines colonisent moins les résidus Goldex en profondeur.

Dans l'échantillon SH12B (Figure 4.16 B et C), on observe des stratifications sous forme de feuillets, le long de tout l'échantillon. Ces feuillets sont aussi présents dans la visualisation 3D de l'échantillon (Figure 4.16). Ceci pourrait être vraisemblablement soit des lignes marquant une transition entre le matériel fin et grossier lors du dépôt des résidus Goldex ou soit l'effet d'une perturbation de l'échantillon.

Dans la station témoin non végétalisée TS21 (Figure 4.18), on observe la présence de quelques pores tubulaires. Ainsi, pour cette station (TS21), le filtre couleur (fond noir) a été changé pour un filtre fond blanc permettant d'avoir une meilleure visualisation 3D des bio pores connectés (racines) qui sont très peu présents dans cet échantillon témoin avec une bioporosité totale de $n_b=0,3\%$. Avec un filtre fond noir, il n'était presque pas possible de visualiser cette bioporosité totale connectée (racines) et de la distinguer par rapport au reste des pores non connectés (Figure 4.18).

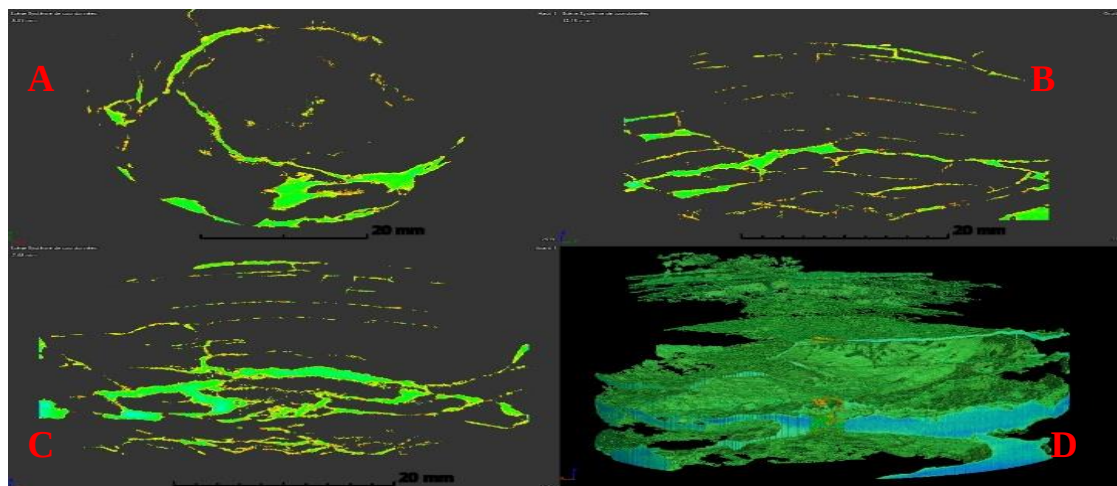


Figure 4.16 Visualisation 2D et 3D des biopores de l'échantillon SH12B par tomographie aux rayons X avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.

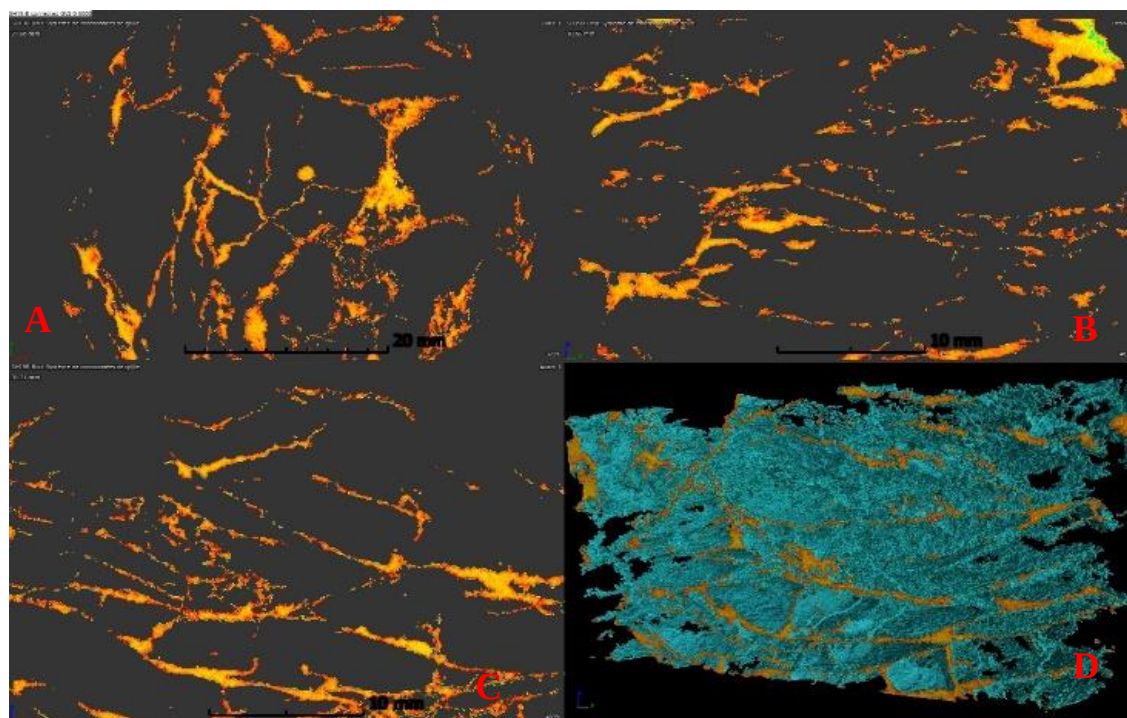


Figure 4.17 Visualisation 2D et 3D des biopores de l'échantillon SH19B par tomographie aux rayons X avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.

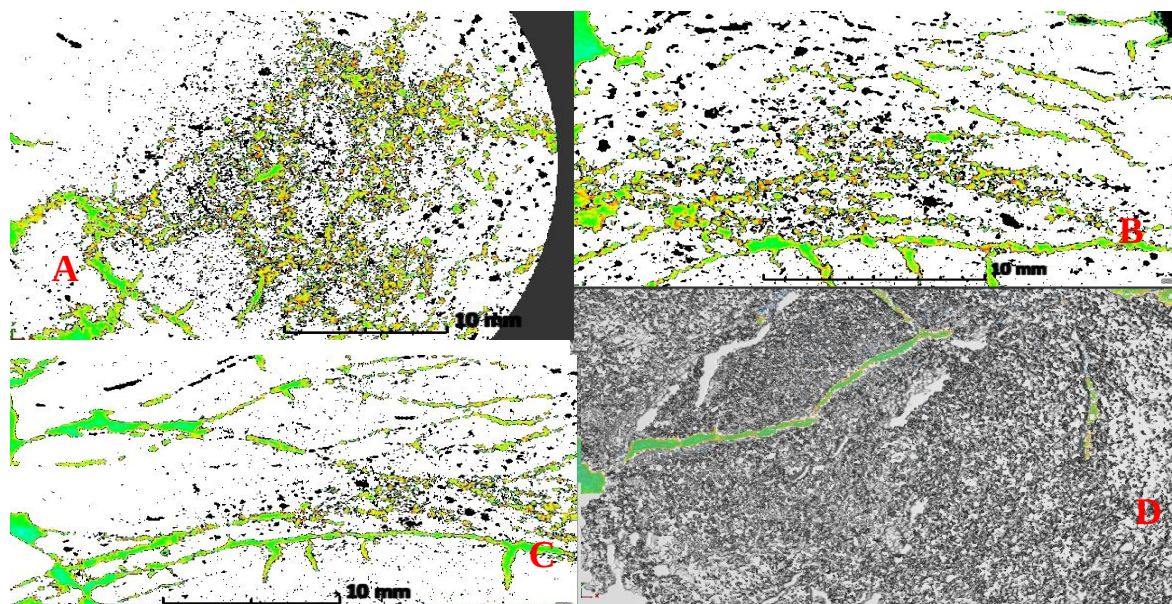


Figure 4.18 Visualisation 2D et 3D des pores tubulaires de l'échantillon TS21 avec VGstudio max: (A) vue de dessus, (B) et (C) vues de côté orthogonal et (D) vue 3D.

4.5.2 Comparaison entre les paramètres racinaires obtenus par WinRhizo (WR) et les paramètres des biopores calculés par Fiji/image J (CT RX)

Les résultats d'analyses des racines avec WinRhizo (WR) et ceux des biopores avec Fiji/image J ont montré des résultats du même ordre de grandeur en termes de longueur, de surface et de volume par cm^3 d'échantillon, pour les échantillons SH12B, SH14H, SH17H, SH19B et SH20H (Tableau 4.13). Cependant, les valeurs de paramètres obtenus avec Fiji sont toujours supérieures à celles obtenues avec WinRhizo. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que l'analyse avec Fiji considère des pores qui ne sont pas occupés par des racines et/ou parce qu'il peut exister un espace vide entre les racines et les contours des biopores. Également, il peut y avoir perte de racines pendant les étapes d'extraction des racines de la matrice du sol et numérisation.

Les valeurs de RLD sur les racines extraites et scannées après analyse sur WinRhizo sont dans les gammes de valeurs obtenues en 2016 sur le parc 2 de Manitou sous végétation herbacée ($\text{RLD} = 0,02\text{-}13,7 \text{ cm/cm}^3$ entre 0 et 40 cm de profondeur) (Guittonny et al. 2018).

Tableau 4.11 Comparaison entre les paramètres racinaires obtenus avec WinRhizo et ceux des biopores obtenus avec Fiji/image J (CT RX).

Station \ Paramètre	RLD (cm/cm^3)		RSD (cm^2/cm^3)		RVD (cm^3/cm^3)	
	WinRhizo	Fiji	WinRhizo	Fiji	WinRhizo	Fiji
SH12B	0,35	0,41	0,16	0,19	0,0031	0,004
SH14H	12,35	16,02	9,05	10,82	0,1122	0,18
SH17H	11,97	19,3	8,76	13,68	0,1253	0,21
SH19B	0,47	0,54	0,21	0,28	0,0029	0,0033
SH20H	9,11	11,29	6,97	8,12	0,11	0,14
TS21	-	-	-	-	0,00	0,0028

4.6 Prédiction de l'évolution des courbes de rétention d'eau après décomposition des racines occupant les biopores

Pour chaque échantillon des cellules Tempe analysé à l'été 2021 sur lequel des sous-échantillons ont été analysés par CT rayons X, cinq (5) courbes de rétention d'eau ont été prédites en tenant compte de l'indice des vides total. L'indice des vides total est la somme de l'indice des vides initial (ne tenant pas compte du volume occupé par les racines, mesuré par des méthodes standard) et de l'indice des vides dû à la bioporosité (n_b) créée par les racines (mesuré avec CT-RX + Fiji). Nous avons posé l'hypothèse que ces deux porosités étaient disjointes pour simuler un effet maximal potentiel de la présence des racines sur l'augmentation de la porosité. Il est important de préciser que pour l'indice des vides initial, c'est la porosité obtenue à partir des échantillons contenus dans chaque cellule Tempe correspondante qui a été utilisée.

Ensuite, en considérant que toutes les racines occupant les biopores sont mortes, 4 scénarios de décomposition des racines ont été utilisés (Figure 4.19 et Tableau 4.14) :

- ✓ Scénario 1 – TDR 0 % : Prédiction de la CRE initiale des résidus miniers en considérant que les racines vivantes ou mortes n'ont aucun effet sur la modification de la porosité préexistante des résidus miniers. Donc à ce stade, les CRE prédites à TDR 0% correspondent à des « témoins équivalents » ;
- ✓ Scénario 2 – TDR 25 % : Prédiction de la première CRE en considérant que seulement 25 % du volume des racines mortes serait décomposé et libèrerait un volume équivalent des biopores occupés (e_b) ;
- ✓ Scénario 3 – TDR 50 % : Prédiction de la deuxième CRE en considérant que 50 % du volume des racines mortes serait décomposé (e_b);
- ✓ Scénario 4 – TDR 75 % : Prédiction de la troisième CRE en considérant que 75 % du volume des racines mortes serait décomposé (e_b);
- ✓ Scénario 5 – TDR 100 % : Prédiction de la quatrième CRE en considérant que tout le volume des racines mortes serait décomposé (e_b), soit un taux de décomposition totale des racines mortes (TDR de 100 %)

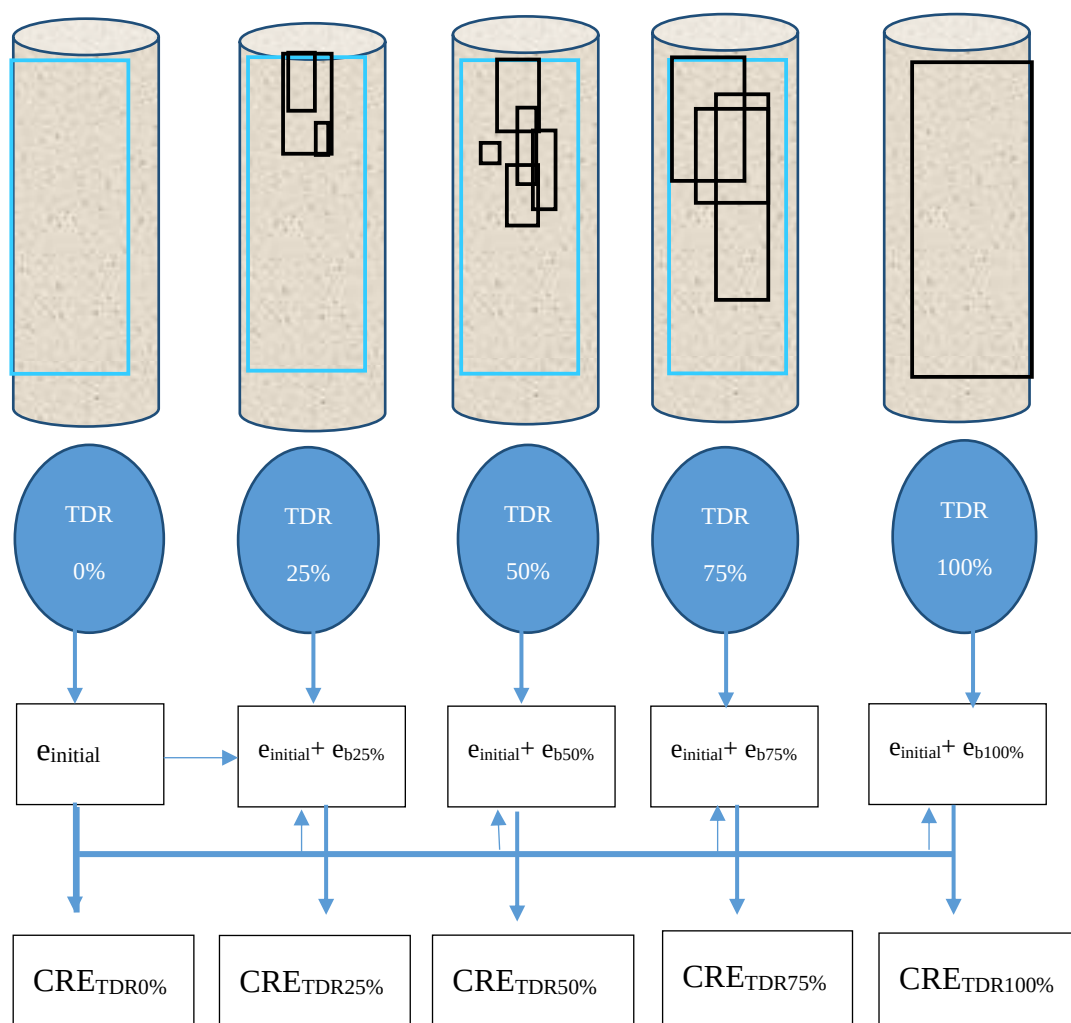


Figure 4.19 Schéma illustratif des 4 scénarios de décomposition des racines mortes : les racines non décomposées sont représentées en bleu et les racines décomposées (biopores) en noir.

Ensuite, les CRE prédites des scénarios (2 à 5) de décomposition des racines ont été comparées avec les CRE prédites à 0 % TDR (scénario 1, sans décomposition des racines) pour les échantillons des cellules Tempe prélevés en 2021, ainsi que celles prédites avec le matériau le plus grossier et le plus fin échantillonnés dans le profil de la station correspondante.

Tableau 4.12 Indice des vides (e) initial et total tenant compte du scénario TDR

Stations	e _{initial} (%)	e _{biopores} (%)	Indice des vides total (%)			
	TDR 0 %		TDR25%	TDR50%	TDR75%	TDR100%
SH12B	64,00	0,40	64,10	64,22	64,30	64,40
SH14H	88,00	23,00	94,20	99,91	105,60	111,40
SH17H	48,00	27,00	54,60	61,40	68,10	74,70
SH19B	61,00	0,30	61,30	61,40	61,50	61,60
SH20H	61,00	17,00	65,40	69,60	73,70	77,90
TS21	86,67	0,28	86,90	87,00	87,10	87,20

Échantillon SH14H

Pour l'échantillon SH14H, on passe d'une AEV de 19 kPa pour la CRE prédite lors de l'essai 1 E21 (courbe de référence, TDR = 0 %) à une AEV de 17 kPa pour une CRE prédite avec un TDR de 50 %, puis 15 kPa avec un TDR de 75 %, et finalement avec un TDR de 100 %, on obtient une AEV de 13 kPa (Figure 4.20, Tableau 4.13). La CRE prédite à 0 % de TDR est superposée à la CRE prédite du matériel le plus grossier du profil. Ce matériel plus grossier du profil est le même que celui qui est contenu dans les TC.

Échantillon SH17H

Pour l'échantillon SH17H, l'AEV est de 33 kPa pour la CRE prédite lors de l'essai 1 E21 (courbe de référence, TDR = 0 %) et on obtient une AEV minimale de 16 kPa avec un TDR de 100% (Figure 4.21 et Tableau 4.14). Donc, le scénario de décomposition totale des racines a un impact significatif sur la désaturation rapide des résidus Goldex avec une différence d'AEV de 17 kPa.

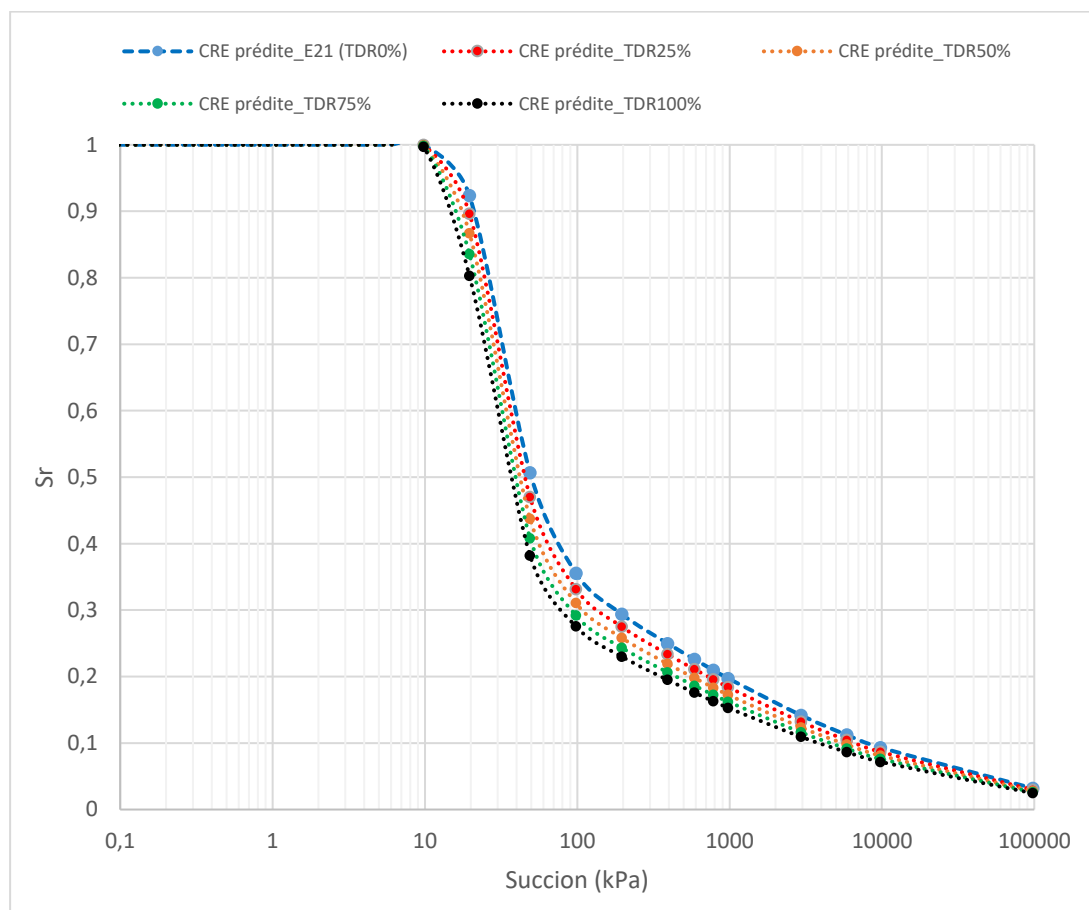


Figure 4.20 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH14H selon les différents TDR occupant les biopores.

Tableau 4.13 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH14H, correspondant aux CRE prédites selon les scénarios de décomposition des racines

AEV (kPa)	TDR 0 %	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %
Prédite	19	18	17	15	13

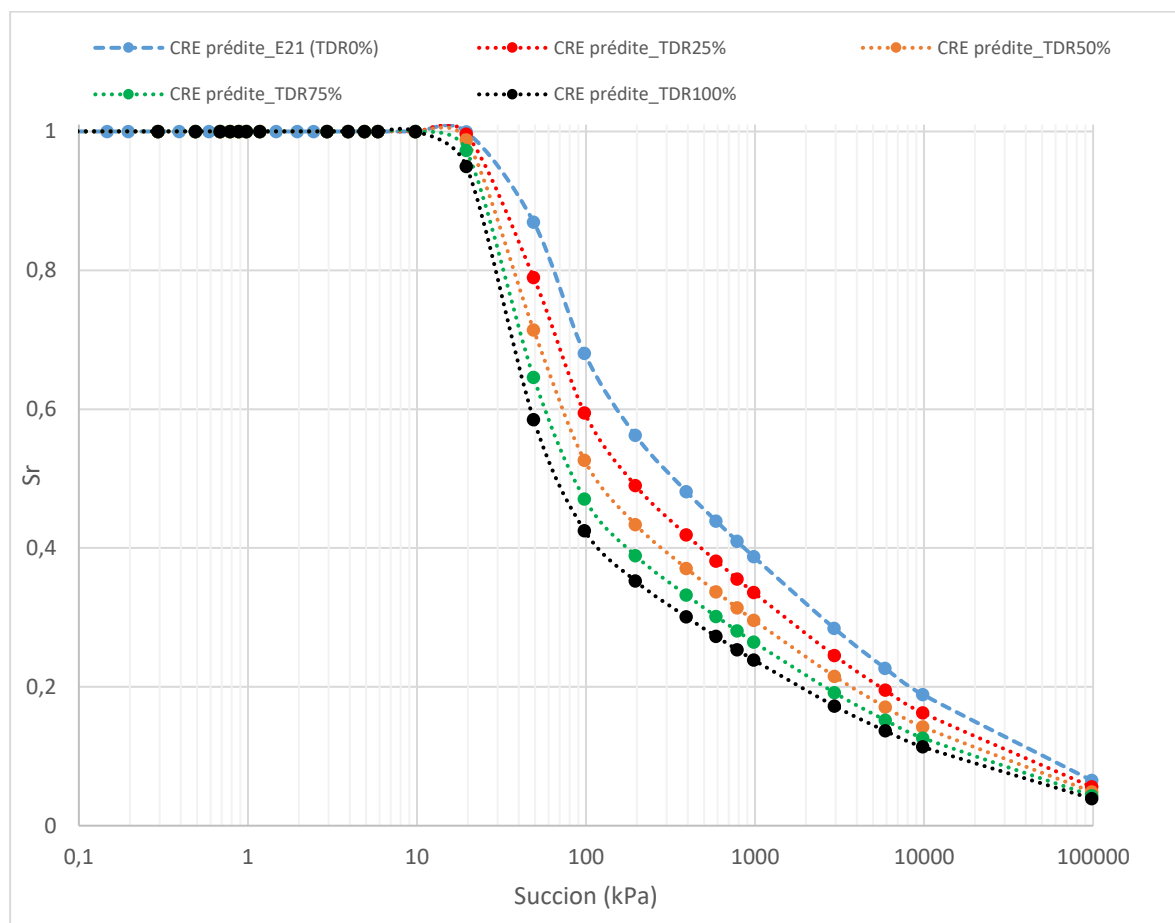


Figure 4.21 Évolution des CRE prédites, pour l'échantillon SH17H selon les différents TDR occupant les biopores.

Tableau 4.14 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH17H, correspondant aux CRE prédites selon les scénarios de décomposition des racines.

AEV (kPa)	TDR 0 %	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %
Prédite	33	26	22	19	16

Échantillon SH20H

Pour l'échantillon SH20H, on passe d'une AEV de 89 kPa pour la CRE prédite lors de l'essai 1 E21 (courbe de référence, TDR = 0 %) à une AEV de 48 kPa pour une décomposition totale des racines (TDR = 100 %) (Figure 4.22 et Tableau 4.17). Cette importante diminution de

l'AEV (89 kPa à 48 kPa) démontre que la décomposition totale des racines pourrait avoir un impact majeur sur la désaturation des résidus Goldex.

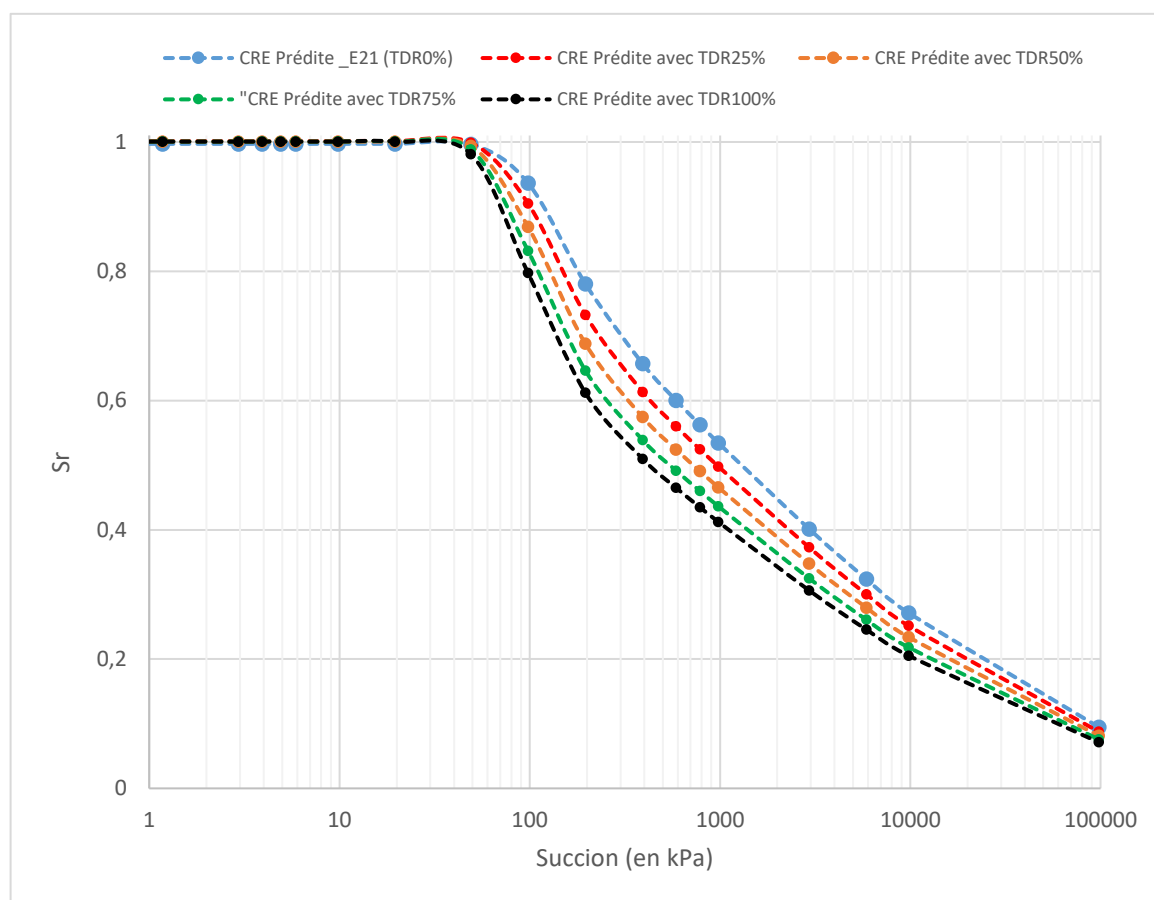


Figure 4.22 Évolution des CRE prédites, pour l'échantillon SH20H selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.

Tableau 4.15 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH20H, correspondant aux CRE mesurées et prédites selon les scénarios de décomposition des racines.

AEV (kPa)	TDR 0 %	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %
Prédite	89	71	60	52	48

Échantillons SH12B et SH19B

Pour les échantillons SH12B et SH19B, qui sont des échantillons prélevés à 25-30 cm de profondeur et peu colonisés par les racines, les CRE prédites en fonction du TDR sont respectivement représentées dans les Figures 4.23 et 4.24. De cette observation, on note qu'à cause de la faible présence de biopores ($n_b=0,4\%$ pour SH12B et $n_b=0,3\%$ pour SH19B), l'ajout de leur volume partiel ou total dans le calcul de la porosité totale n'a aucun impact significatif sur la désaturation des résidus (AEV). Par exemple, pour la SH12B, l'AEV de la CRE prédite (essai 2 E21 à zéro décomposition des racines est la même AEV qu'avec une décomposition totale des racines (8 kPa) (Figures 4.23 ; Tableau 4.18). On observe la même chose pour la station SH19B (Figures 4.24 ; Tableau 4.19).

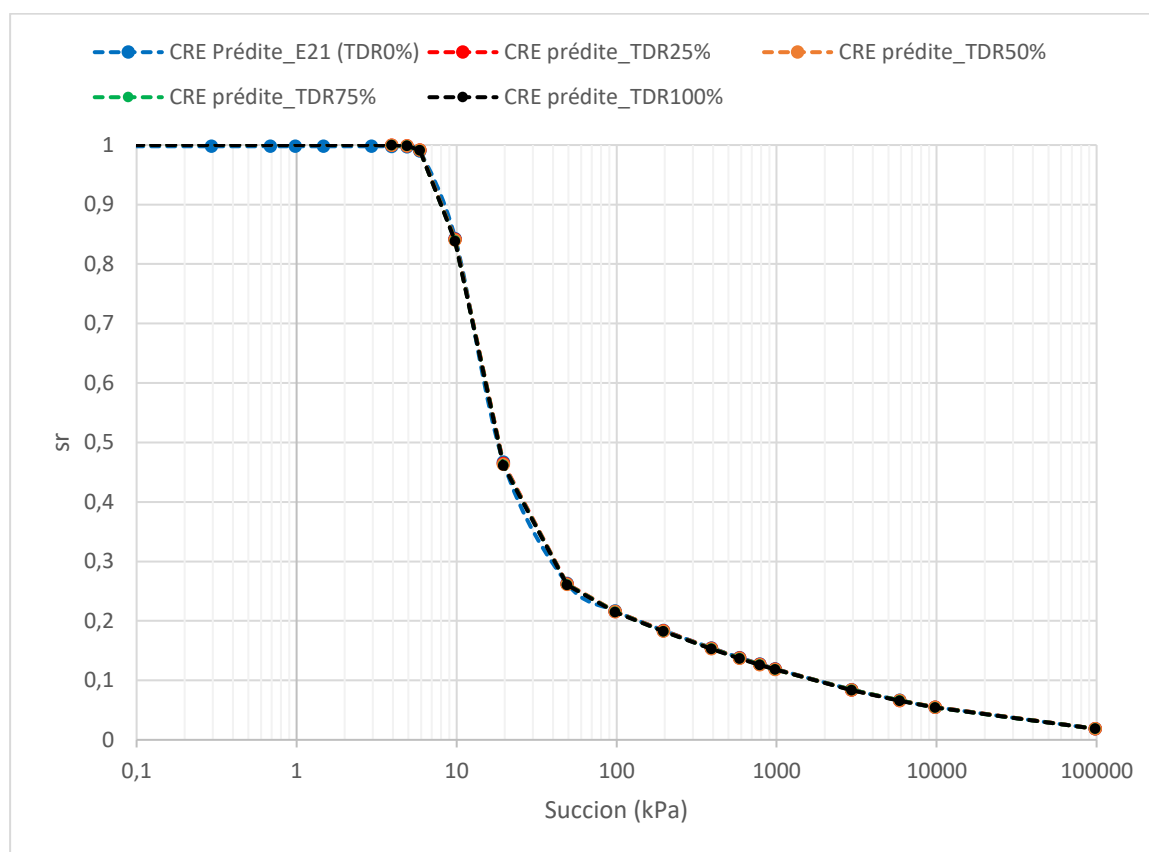


Figure 4.23 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH12B selon les différents TDR occupant les biopores.

Tableau 4.16 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de tangente) correspondant aux CRE mesurées et prédites pour l'échantillon SH12B.

AEV (kPa)	Essai 2_E21	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %
Prédite	8	8	8	8	8

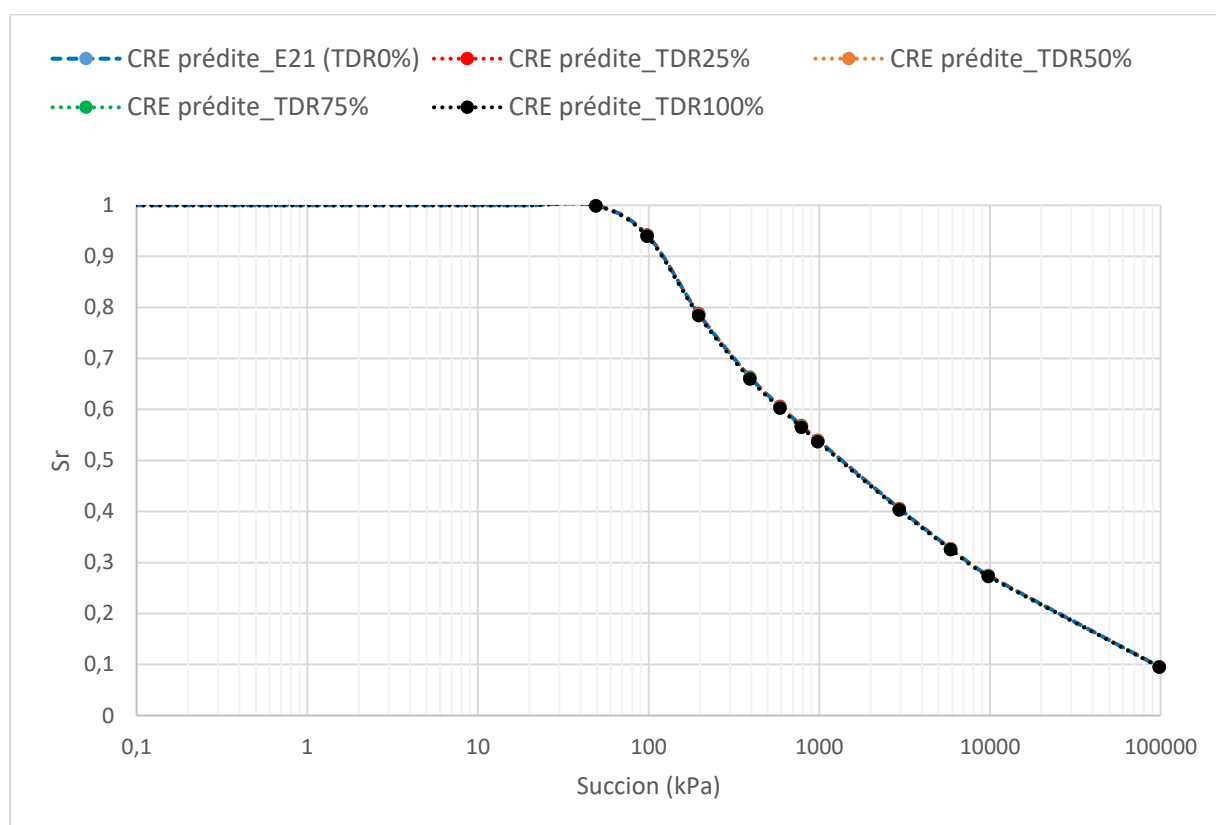


Figure 4.24 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH19B selon les différents taux de décomposition des racines occupant les biopores.

Tableau 4.17 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode des tangentes) correspondants aux CRE mesurées et prédites pour l'échantillon SH19B

AEV (kPa)	TDR 0 %	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %
Prédite	65	65	65	65	65

4.7 Évolution possible de la conductivité hydraulique saturée en fonction du taux de décomposition des racines mortes (TDR)

La porosité totale, calculée à partir des échantillons des cellules Tempe et des échantillons analysés avec la tomographie à rayons X, a été utilisée avec les différents scénarios de décomposition des racines pour prédire la conductivité hydraulique saturée des carottes de 30 cm de long et 15 cm de large prélevées à l'été 2021 dans les stations. Cela revient à considérer que l'ensemble des carottes (0-30 cm) a une colonisation racinaire équivalente à celle caractérisée dans les échantillons analysés par tomographie RX.

La décomposition des racines mortes dans les échantillons entraînerait des augmentations de la k_{sat} prédite (Tableau 4.20), mais de manière non significative (c'est-à-dire un écart de moins d'un demi-ordre de grandeur) pour tous les échantillons SH12, SH17, SH19, SH20 et même pour SH14 qui est le plus colonisé par les racines. Par exemple, pour l'échantillon SH12, nous avons une k_{sat} initiale prédite (0 % de décomposition des racines) de 3,22E-05 cm/s, et une augmentation théorique de +1,55E-05 cm/s due à une décomposition totale des racines.

Tableau 4.18 Conductivité hydraulique saturée prédite selon différents scénarios de TDR en considérant la porosité mesurée dans les échantillons des cellules Tempe de l'été 2021, les bioporosités des sous-échantillons correspondants passés à la tomographie aux rayons X, et les propriétés granulométriques moyennes du profil de chaque station.

Stations	k_{sat} (cm/s) prédite à :				
	TDR 0 %	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %
SH12B	3,22E-05	3,27E-05	3,29E-05	3,31E-05	3,33E-05
SH14H	3,78E-05	5,03E-05	6,56E-05	8,42E-05	1,07E-04
SH17H	9,98E-06	1,83E-05	3,13E-05	5,03E-05	7,73E-05
SH19B	2,03E-05	2,30E-05	2,30E-05	2,30E-05	2,30E-05
SH20H	1,65E-05	2,02E-05	2,45E-05	2,94E-05	3,51E-05

4.8 Comparaison entre l'effet des biopores et celui de l'hétérogénéité granulométrique observée sur le site

Pour l'échantillon SH17H, la prédiction de la CRE avec le matériau le plus grossier du profil granulométrique de la station donne une AEV de 20 kPa contre 53 kPa avec celle prédite du matériau le plus fin du profil (Figure 4.25 et Tableau 4.21). Cependant, lors de l'essai 1 E21, la CRE prédite (courbe de référence, TDR = 0 %) a une AEV de 33 kPa contre une AEV minimale de 16 kPa avec un TDR de 100 % (Figure 4.25, Tableau 4.21). Ceci démontre que la différence d'AEV (33 kPa) entre la couche la plus fine et la plus grossière du profil de la station a un impact plus important sur la désaturation des résidus qu'une décomposition totale des racines libérant les biopores (différence d'AEV de 17 kPa). Ceci a été observé dans toutes les stations où des échantillons ont été prélevés dans le haut (10 premiers cm, notés H après le nom de la station) de chaque carotte (0-30 cm de profondeur) et très colonisés par les racines.

Notamment, pour SH14H, la prédiction de la CRE avec le matériau le plus grossier du profil donne une AEV de 19 kPa contre 43 kPa pour le matériau le plus fin du profil, soit une différence d'AEV de 24 kPa due à l'hétérogénéité granulométrique contre une différence d'AEV de 6 kPa entre les CRE à 0 % de TDR et 100 % de TDR (Figure 4.26 et Tableau 4.22). Ceci démontre également que la différence d'AEV entre la couche la plus fine et la plus grossière du profil est plus importante sur la désaturation des résidus qu'une décomposition totale des racines pour l'échantillon et la station considérés.

Il est à noter tout de même que pour SH17H, le scénario de décomposition totale des racines donne une AEV légèrement inférieure (16 kPa) à celle prédite pour le matériau le plus grossier (20 kPa) (Figure 4.25 et Tableau 4.21).

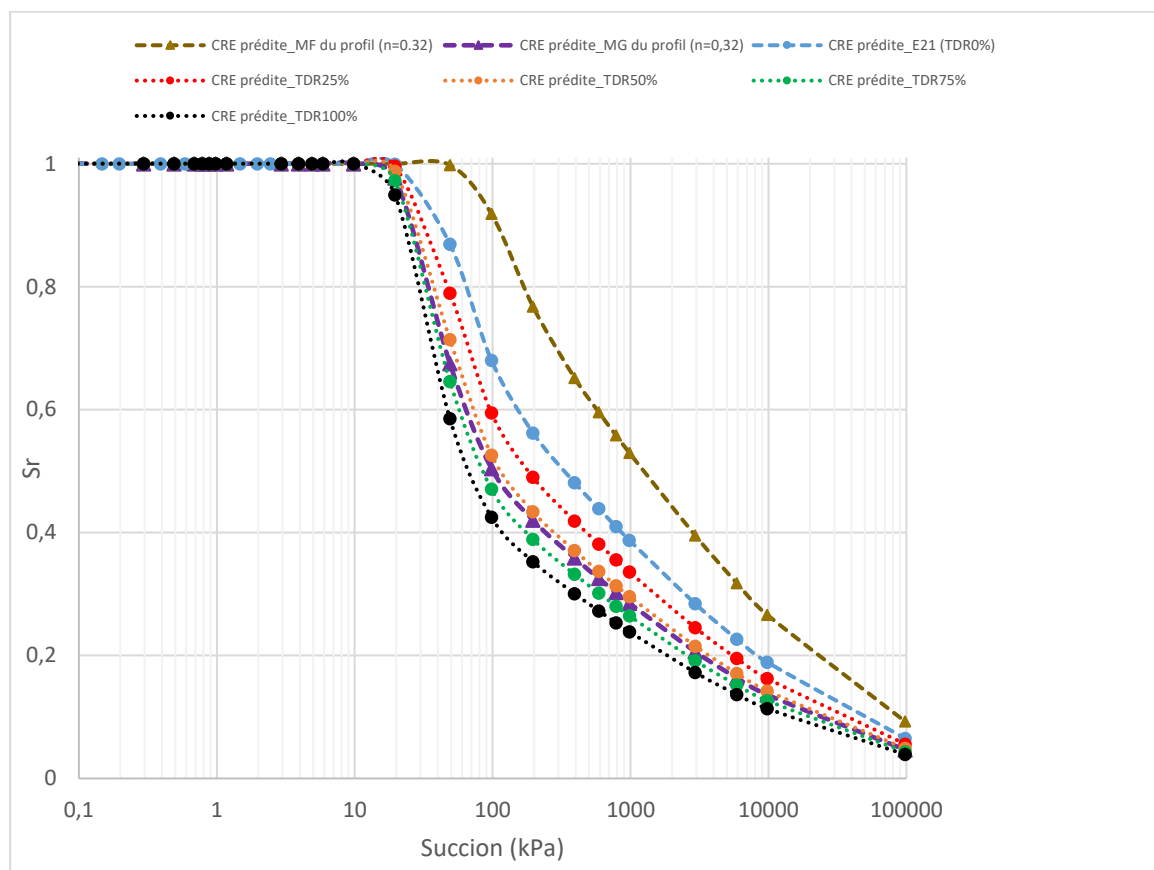


Figure 4.25 Évolution des CRE prédites, pour l'échantillon SH17H selon les différents TDR occupant les biopores et comparaison avec les CRE prédites pour la couche la plus fine (MF) et la plus grossière (MG) du profil de la station.

Tableau 4.19 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH17H, correspondant aux CRE mesurées et prédites selon les scénarios de décomposition des racines.

AEV (kPa)	TDR 0 %	TDR 25 %	TDR 50 %	TDR 75 %	TDR 100 %	Prédiction avec matériel	
						MF	MG
						53	20
Prédite	33	26	22	19	16		

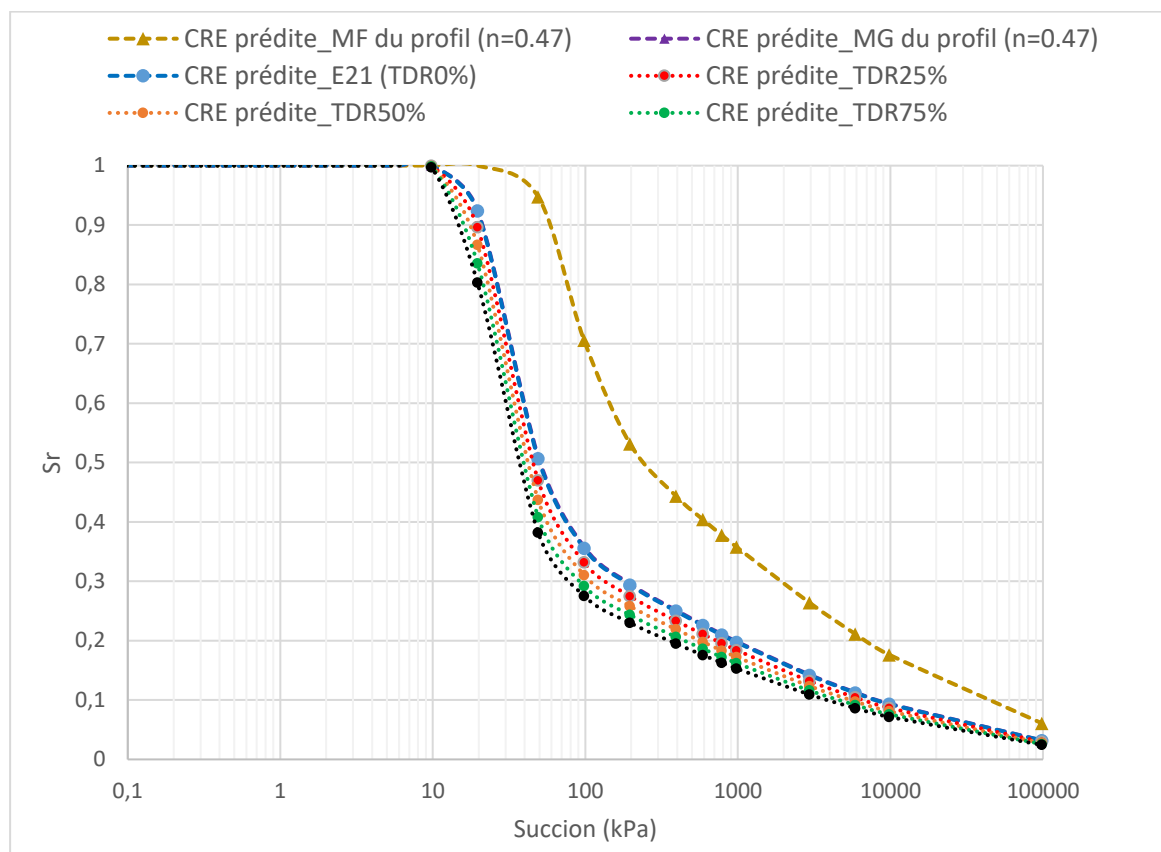


Figure 4.26 Évolution des CRE prédites pour l'échantillon SH14H selon les différents TDR occupant les biopores et comparaison avec les CRE prédites pour la couche la plus fine (MF) et la plus grossière (MG) du profil de la station.

Tableau 4.20 Pressions d'entrée d'air (obtenues avec méthode de la tangente) pour l'échantillon SH14H, correspondant aux CRE mesurées et prédites selon les scénarios de décomposition des racines.

AEV (kPa)	TDR0%	TDR25 %	TDR50 %	TDR75 %	TDR100 %	Prédiction avec matériel	
						MG	MF
						19	43
Prédite	19	18	17	15	13		

CHAPITRE 5 DISCUSSION

5.1 Évolution des propriétés hydrogéotechniques des matériaux liés à la colonisation racinaire et à l'isolement des racines in situ

5.1.1 Porosité totale

Les résultats d'analyse des propriétés géotechniques des résidus Goldex 12 ans après végétalisation montrent que la porosité (n) est similaire aux valeurs de référence obtenues 3 ans après la construction de la monocouche et un an après végétalisation (Tableau 4.2), lors des travaux de suivi réalisés par Maqoud et al. (2010) cité dans (Ethier et al., 2018). Ainsi, la colonisation racinaire, que ce soit celle des plantes herbacées agronomiques dominantes (100% de taux de recouvrement) ou celle des saules ayant spontanément colonisé la monocouche de résidus Goldex, n'influence pas à ce stade les propriétés géotechniques de base des résidus. Il est à noter également que la porosité mesurée variait à différentes profondeurs (10 cm ; 30 cm ; 50 cm) sur chaque profil. Par exemple, pour la SH20, la porosité était de 48 %, 53 % et 43 % pour les profondeurs de 10 cm, 30 cm et 50 cm, respectivement.

5.1.2 Conductivité hydraulique saturée

Les résultats de test de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des échantillons prélevés avant (parcelles E2) et après (parcelles E1) que les racines aient été tuées in situ varient entre $1,5E-05$ et $2,91E-04$ cm/s pour toutes les stations. Ces valeurs sont similaires aux résultats des travaux antérieurs ($5E-06$ à $2E-03$ cm/s) réalisés sur les résidus Goldex par (Ethier et al., 2018). Ici encore, la colonisation racinaire ne semble donc pas influencer de façon importante à ce stade la k_{sat} des résidus.

La comparaison entre les deux groupes de k_{sat} (été 2021 et été 2022) sur les mêmes stations montre des variations non significatives pour la plupart des stations avec un écart de $\pm \frac{1}{2}$ ordre de grandeur entre les deux campagnes de mesures. Cependant, la SH14 montre une augmentation légèrement plus importante, d'environ un ordre de grandeur, entre l'été 2022 ($k_{sat} = 1,63E-04$ cm/s) et l'été 2021 ($k_{sat} = 1,98E-05$ cm/s). Cette légère augmentation de k_{sat} dans cette station pourrait s'expliquer par la présence de chemins préférentiels d'écoulement qui sont capables d'augmenter le débit d'eau à travers l'échantillon (Lu et al., 2020; Wu et al., 2017). Les pores racinaires tubulaires et continus visualisés par CT-RX avec un diamètre maximal de 3,49

mm détectés dans la station SH14H (Figure 4.14) pourraient être responsables de l'apparition de ces chemins d'écoulement d'eau préférentiels (Angers & Caron, 1998; Lu et al., 2020; Proteau, 2021). Par ailleurs, la préparation et la manipulation des échantillons ont été faites minutieusement de façon à ce que les échantillons ne soient pas remaniés et les analyses de CT-RX n'ont montré aucune fissure observable dans les échantillons SH14.

Il est à noter que malgré l'application d'herbicide sur les plantes herbacées des parcelles E1 à l'été 2021, ces plantes avaient repoussé sans diminution de leur recouvrement à l'été 2022. Il est donc vraisemblable que seules les racines de saule puissent être considérées comme mortes dans les parcelles E1.

Ainsi, la présence de racines mortes de saule dans les parcelles E1 a eu peu d'impact sur l'évolution des k_{sat} mesurées au laboratoire de 2021 à 2022 (un an après que les racines de saule aient été tuées in situ). Ceci signifie qu'il est très probable que les racines mortes de saule dans les parcelles E1 se sont peu décomposées in situ entre l'été 2021 et l'été 2022. Si les racines mortes s'étaient décomposées, cela aurait créé des biopores in situ sur les parcelles E1 (Ghestem et al., 2011; Ni et al., 2019) et les valeurs de k_{sat} (été 2022) auraient augmenté significativement. Il est rapporté, en effet, que la valeur de k_{sat} dans un matériau de recouvrement est capable d'augmenter jusqu'à 3 ordres de grandeur à cause des biopores et des fissures de dessiccation (Albright et al., 2006; DeJong et al., 2014).

Dans les différents profils granulométriques par station présentés en Annexe 2, on a observé une hétérogénéité verticale des propriétés granulométriques des résidus Goldex, soit une alternance entre du matériel fin et du matériel plus grossier (Figure 5.1). Des études ont montré que la croissance racinaire se fait généralement dans les pores préexistants des sols (Scanlan, 2009). Notamment, dans les matériaux grossiers, les racines vivantes vont avoir tendance à occuper les pores de grande taille et réduire le volume de ces derniers (Guitttonny, 2020 ; Bodner et al., 2014). Dans les matériaux fins, les racines (dont les plus fines ont un diamètre de 15 μm (Lambers et al., 2008)) doivent souvent pousser les particules de sol pour croître et à leur mort, elles créent des biopores de diamètre supérieur aux pores qui préexistaient dans le matériau avant colonisation racinaire (Guitttonny, 2020 ; Bodner et al., 2014). Il est à noter que beaucoup de racines fines (diamètre < 2 mm) meurent et sont remplacées à chaque saison de croissance. Elles peuvent constituer jusqu'à 50 % des racines mortes (Ni et al, 2019). Également, l'intensité de colonisation racinaire diminue généralement avec la profondeur dans le profil de sol, et sur le parc 2 de Manitou, la profondeur maximale moyenne des racines est d'environ 30 cm (Barry,

2023). Ces sources d'hétérogénéité qui engendrent des effets opposés sur la porosité et la k_{sat} complexifient la mise en évidence d'un effet clair de la colonisation racinaire sur la k_{sat} des grands échantillons (30 cm de long) utilisés dans cette étude.

5.1.3 Courbes de rétention en eau

En ce qui concerne les CRE, les valeurs d'entrées d'air (AEV) de toutes les CRE mesurées sur les échantillons prélevés lors des deux campagnes de mesure in situ sont récapitulées dans le Tableau 5.1. Pour la plupart des stations, les AEV variaient entre 12 et 40 kPa, ce qui est typique des AEV d'un silt grossier et fin, respectivement (Bussière, 2007).

Des études antérieures ont montré que l'AEV d'un matériau est capable de diminuer avec la présence et l'augmentation des biopores racinaires (racines vivantes) (Proteau, 2021; Ni et al., 2019; Leung et al., 2015). Ceci n'a pas été observé dans les CRE mesurées sur les échantillons de l'été 2022 (prélevés 1 an après que les racines aient été tuées) car les valeurs d'AEV obtenues sont dans la même gamme de valeurs que les AEV mesurées sur les échantillons de l'été 2021 ou que celles de travaux antérieurs. Notamment, (Bussière, 2009) a montré que les AEV des CRE de résidus Goldex mesurées en cellule Tempe variaient de 20 à 40 kPa, et jusqu'à 50 kPa pour Pabst (2011). Par exemple, la CRE de l'essai 2 de la SH11 mesurée sur un échantillon silteux de l'été 2021 donne une AEV (40 kPa) très similaire à l'AEV de 39 kPa de la CRE mesurée sur un échantillon silteux prélevé dans la même station lors de la deuxième campagne de mesure à l'été 2022, soit un an après que les racines aient été tuées.

Donc, on note ici encore que l'isolement des racines de saule sur les parcelles E1 à l'été 2021 n'a eu aucun impact significatif à court terme sur les AEV des CRE mesurées sur ces parcelles à l'été 2022. Par conséquent, il n'y aurait pas eu de décomposition suffisante des racines de saule mortes isolées dans les parcelles E1 un an après qu'elles ont été tuées pour influencer les valeurs de k_{sat} ou d'AEV des résidus Goldex et la performance de la barrière à l'oxygène. De nos jours, la décomposition des racines mortes est très peu comprise (King et al., 2002; Pregitzer et al., 2002). Ni et al. (2019) mentionnent qu'après la mort des racines, elles peuvent perdre jusqu'à 30 % de leur volume en se desséchant, mais seulement si leur succion interne dépasse 1 MPa, ce qui est peu vraisemblable dans les conditions des résidus Goldex du parc 2 avec un degré de saturation qui reste élevé.

Il est à noter que la CRE mesurée pour la SH20H est typique d'un matériel plus fin compacté qui commence à se désaturer à une plus grande succion ($AEV = 94 \text{ kPa}$). Un matériel fin et compacté similaire a été observé sur le profil de la station SH12 (Figure 5.1). On retrouve ici encore une illustration de l'hétérogénéité granulométrique des couches dans le profil des résidus Goldex. Cette CRE n'a pu être mesurée sur les échantillons de l'été 2022, alors qu'il aurait été intéressant de voir si les racines mortes de saule avaient un impact sur ce type de matériau de granulométrie plus fine (silt-SM) (Bussière, 2007).

Tableau 5.1 Récapitulatif des AEV des différentes CRE mesurées lors des deux campagnes de mesures ; NF : représente les essais n'ayant pas fonctionnés à cause des fuites d'azote observées sur les cellules Tempe lors des essais et des perturbations liées au prélèvement des échantillons à partir des carottes de k_{sat} .

Station	Première campagne de mesure été 2021		Deuxième campagne de mesure été 2022	
	AEV Essai 1	AEV Essai 2	AEV Essai1	AEV Essai 2
SH11	15	40	NF	39
SH12	40	NF	NF	12
SH14	NF	12	NF	NF
SH17	40	NF	NF	16
SH20	NF	94	NF	NF
TS21	NF	12	NF	NF

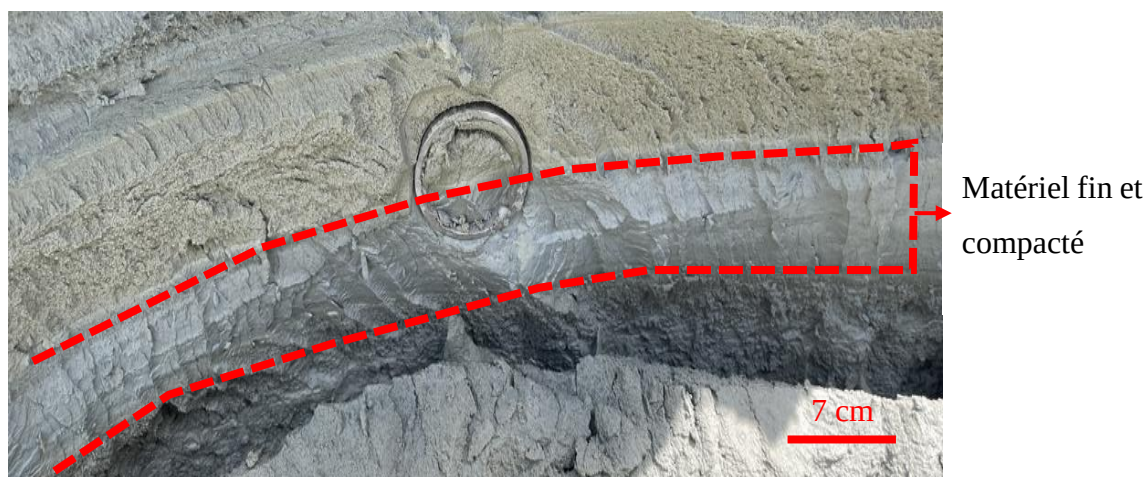


Figure 5.1 Profil de la station SH12 montrant une couche de granulométrie fine et compactée

5.2 Distribution tridimensionnelle des biopores, incluant la validation de la méthode tomographique

5.2.1 Validation de la méthode de calcul de bioporosité à partir d'analyse d'images obtenues par tomographie rayons X sur échantillons non perturbés

Plusieurs travaux antérieurs ont été réalisés pour étudier les biopores. Ces études se sont basées sur l'utilisation de plusieurs approches méthodologiques traditionnelles qui, cependant, étaient limitées par la résolution spatiale (Athmann et al., 2013; Kautz, 2014; Stirzaker et al., 1996; Wuest, 2001). Par exemple, l'endoscopie ne permet d'étudier que les biopores relativement grands (diamètre $\geq 1 \text{ mm}$) (macropores) avec une résolution d'image de 500×582 pixels, tandis que les analyses de biopores ou de racines le long d'un profil racinaire ne permettent qu'une quantification bidimensionnelle.

Grâce à l'approche méthodologique développée dans ce projet de maîtrise, nous avons été capables de visualiser en 3D des biopores occupés par des racines, jusqu'à un diamètre inférieur de $53,3 \mu\text{m}$, dans des échantillons de résidus miniers non perturbés. Le fait que le volume de bioporosité calculé via l'analyse CT-RX et celui des racines extraites des échantillons et analysées par WinRhizo convergent confirme que la totalité du volume des biopores quantifié par CT-RX est occupée par des racines.

Les échantillons de sol imagés avec le CT-RX ont été lavés et les racines qu'ils contenaient ont été extraites, triées à la main et numérisées. Les Figures 5.2, 5.3 et 5.4 présentent des régressions

linéaires entre les paramètres RLD, RSD et RDV obtenus à partir de la CT-RX (longueur, surface et volume cumulés de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et ceux obtenus à partir de l'analyse WinRhizo (longueur, surface et volume cumulés des racines extraites par volume de sol). Ces graphiques montrent qu'il existe une légère variation entre les deux méthodes avec des valeurs positivement corrélées linéairement, mais des valeurs légèrement plus élevées pour les paramètres calculés avec la méthode de la tomographie à rayons X par rapport à la méthode standard d'analyse avec WinRhizo. En ce qui concerne la RLD, on a un coefficient $R^2 = 0,97$ avec une relation exprimée par l'équation $y=1,4291x-0,2625$ (Figure 5.2) et $y=1,3374x-0,1049$ avec $R^2 = 0,96$ pour le RSD (Figure 5.3). Pour le RDV, qui correspond au volume cumulé des biopores, on a un coefficient $R^2 = 0,97$ pour $y=1,5533x-0,0024$ (Figure 5.4). Les raisons potentielles de la différence entre les paramètres obtenus à partir de ces deux méthodes peuvent être dues aux pertes potentielles des racines, surtout celles plus fines lors du lavage, du tri et de la numérisation des racines à la main. La maille du tamis (NO.25 ASTM) utilisé lors du lavage des racines est de 710 μm , ce qui signifie que ce sont seulement les racines ayant un diamètre $\geq 0,7$ mm qui ont pu être triées et scannées sur WinRhizo Pro 2017a contre un diamètre minimal moyen de pore racinaire de 160 μm (soit 3 voxels de 53,3 μm) pour la CT-RX. Ensuite, la visualisation 3D du TS21 montre la présence de quelques pores tubulaires connectés totalisant une bioporosité de 0,28 %, ce qui correspondrait à la précision de la méthode de tomographie pour quantifier le volume des biopores. Par ailleurs, lors de la reconstruction des données d'acquisition par VGstudio max, il n'a pas été possible de distinguer les racines vivantes des autres types de matière organique possiblement présents dans les résidus (organismes du sol ou racines décomposées par exemple). Il est aussi possible qu'il y ait des vides entre les racines et la surface des biopores, qui expliquent les valeurs plus élevées des paramètres obtenues via l'analyse CT-RX. Ces vides ne sont également pas distingués de la matière organique par l'analyse CT-RX effectuée. La manipulation des racines est nulle lors de l'acquisition et de la reconstruction des données tomographiques et permet peut-être de faire moins d'erreurs par rapport à la méthode traditionnelle de lavage, tri et numérisation des racines à la main, qui est fastidieuse et sujette à des erreurs humaines.

Les résultats de tomographie permettent ainsi de visualiser la distribution réelle en 3D des racines, avec une grande résolution (53,3 μm) lors de l'étude des racines dans des échantillons de résidus miniers non perturbés. Le fait que cette étude ait été menée sur des résidus miniers encore relativement pauvres en MO d'autres sources que les racines a probablement contribué à obtenir ces bons résultats via la CT-RX. En effet, l'enrichissement en MO est visible avec

une couleur plus foncée dans le profil des résidus sur les 3-5 premiers cm seulement et cette couche a été retirée des échantillons avant analyses hydrogéologiques et CT-RX.

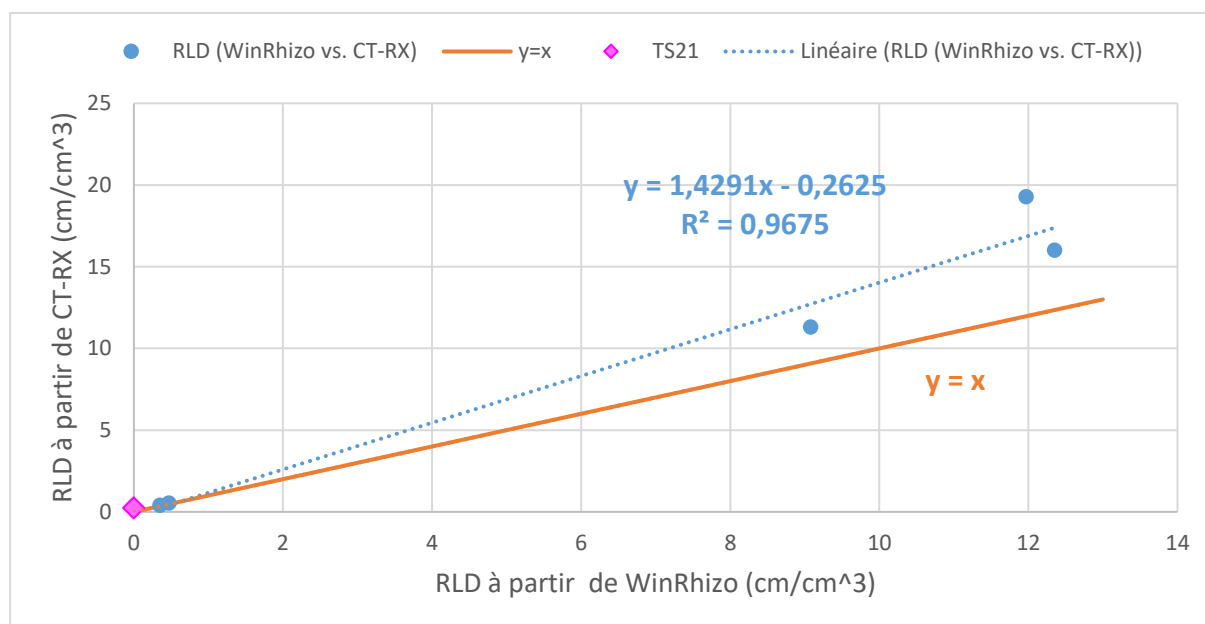


Figure 5.2 Comparaison entre la RLD obtenue à partir de la CT-RX (longueur cumulée de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et celle obtenue à partir de l'analyse WinRhizo (longueur cumulée des racines extraites par volume de sol)

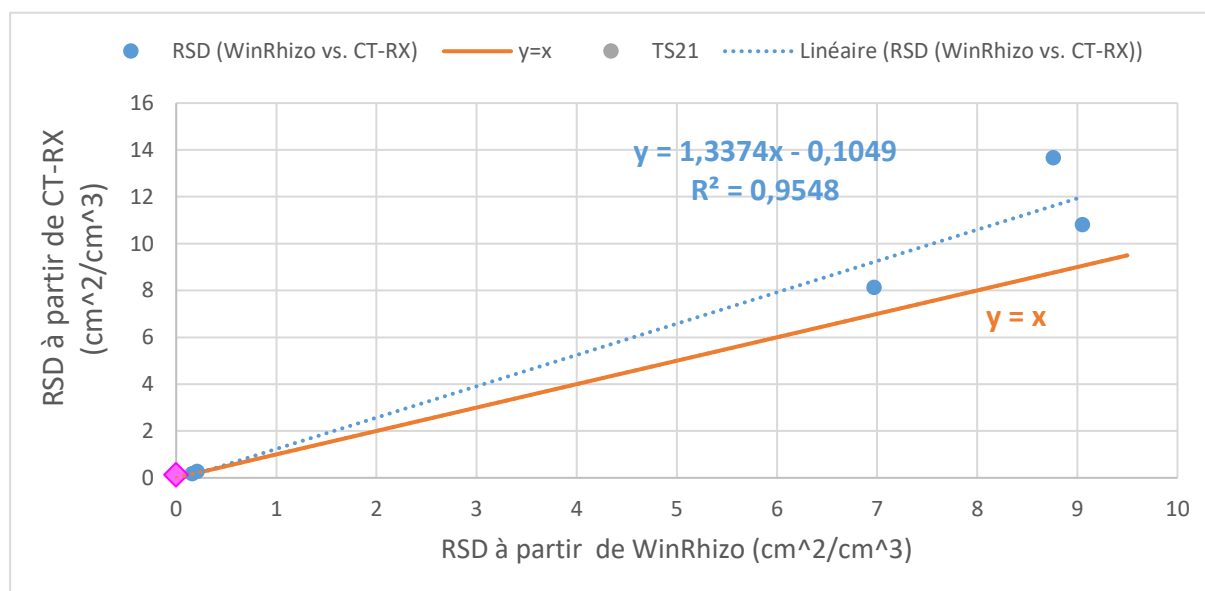


Figure 5.3 Comparaison entre la RSD obtenue à partir de CT-RX (surface cumulée de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et celle obtenue à partir de l'analyse WinRhizo (surface cumulée des racines extraites par volume de sol)

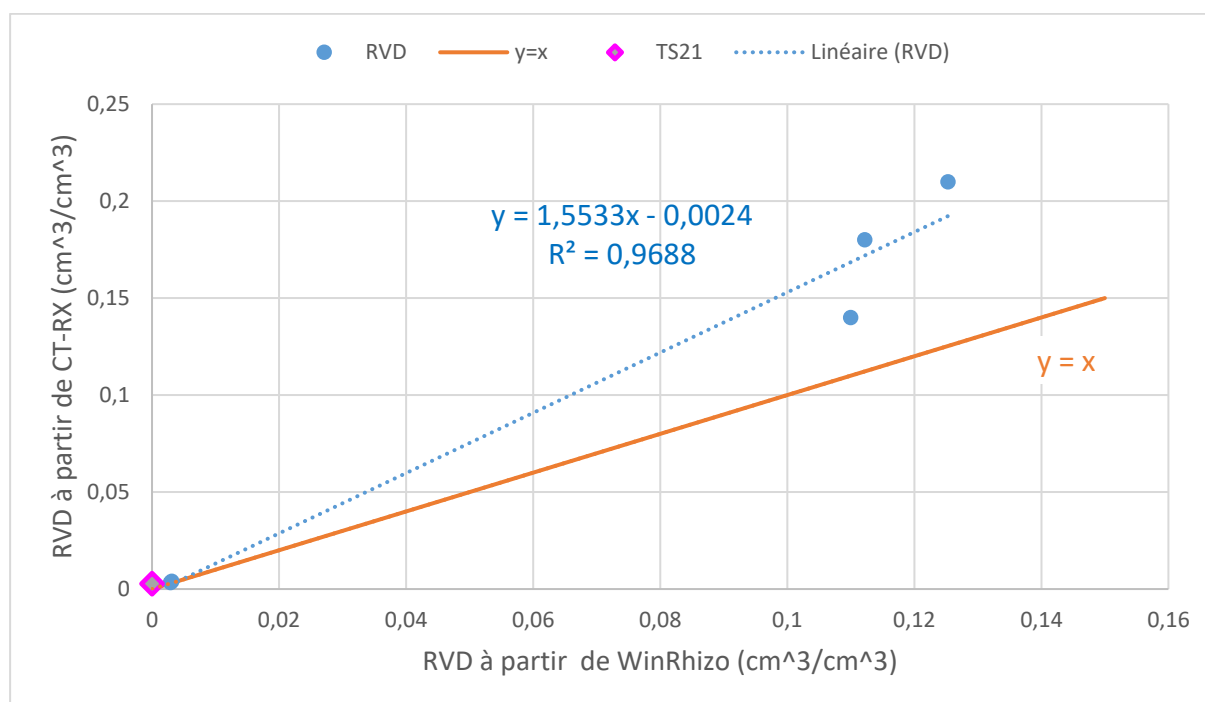


Figure 5.4 Comparaison entre la RVD obtenue à partir de CT-RX (volume cumulé de biopores tubulaires connectés par volume de sol) et celle obtenue à partir de l'analyse WinRhizo (volume cumulé des racines extraites par volume de sol)

5.3 Description de la bioporosité

On voit que les racines des saules et des plantes herbacées ont développé un réseau racinaire ramifié pour les échantillons prélevés dans le haut des carottes. On peut voir à travers la visualisation 3D des analyses tomographiques (Figures 4.12 ; 4.14 et 4.15) que les sous-échantillons prélevés dans les premiers 10 cm des carottes (SH14H, SH17H et SH20H) ont de plus grandes quantités (50 à 100 fois plus de volume) de biopores (ou racines) par rapport aux échantillons SH12B et SH19B (Figures 4.16 et 4.17) qui ont été prélevés dans le bas des carottes (25 à 30 cm de profondeur). Pour les trois échantillons en surface (0-10 cm) des résidus, la bioporosité calculée varie de 17 à 27 % et représente de 26 à 56 % de l'indice des vides initial des résidus, alors que les deux échantillons plus profonds (25-30 cm) ont des bioporosités de 0,3-0,4 %, soit 0,5-0,6 % de l'indice des vides initial des résidus, ce qui est similaire à l'échantillon témoin TS21 ($e_b=0,28$ % soit 0,3 % de l'indice des vides initial des résidus). Les échantillons en surface sont colonisés par des racines plus grossières (plus grand diamètre) par

rapport aux échantillons plus profonds. Par exemple, le diamètre maximal des racines est de 1,03 mm pour SH12B alors qu'il atteint 5,11 mm pour SH17H.

Avec 100 % de mortalité et de décomposition des racines, il pourrait y avoir un développement de biopores de dimension entre 160 μm et 5,11 mm pouvant, représenter jusqu'à 21 % du volume des résidus pour SH17H.

Le diamètre des racines visualisées dans les échantillons SH17H (160 μm à 5,11 mm) et SH14H (160 μm à 3,49 mm) est plus grand que le diamètre maximal des pores attendu dans les résidus Goldex qui varie de 2 à 28 μm . Les diamètres des plus grands pores initiaux des résidus Goldex ont été estimés en calculant la taille des pores correspondants à l'AEV des CRE mesurées des échantillons SH12B, SH14H, SH17H, SH19B et TS21 en utilisant l'équation suivante (Fredlund & Xing, 1994) (Fredlund, 1993) :

$$r = \frac{2T_s}{U_a - U_w} \quad (5.1)$$

Où r : rayon des pores (mN/m^2) où r (mN/m^2) a été converti en r (kPa) puis de r (kPa) en r (μm);

T_s : tension de surface (mN/m), $T_s = 72,75 \text{ mN}/\text{m}$ à $t=20$;

$U_a - U_w$: succion matricielle à un point donné de la CRE (m)

Ceci signifie que la décomposition totale des racines mortes plus grossières pourrait créer des macro-biopores pouvant aller jusqu'à 5,11 mm de diamètre sous les saules, qui se videraient à de faibles succions (0,6 kPa) (Beven & Germann, 2013; Shao et al., 2017). Ces biopores tubulaires et continus sont, en effet, très visibles dans les images obtenues suite aux analyses tomographiques à rayons X (Figure 4.12). Cependant, il est important de préciser que pour qu'il y ait un effet significatif des biopores sur la performance d'une barrière à l'oxygène telle que la monocouche de résidus Goldex, il faut que les macro-biopores connectés puissent atteindre le bas de la monocouche de Goldex, ce qui n'est pas le cas présentement. Un vide dans un sol est considéré comme macropore lorsque son diamètre est supérieur à 100 μm (Gliński & Lipiec, 2018), même si cette valeur varie selon les auteurs.

Zhang et al. (2018) ont récemment étudié « Les caractéristiques tridimensionnelles des biopores et des pores dans le sous-sol (20 à 30 cm de profondeur) réagissant différemment à l'utilisation de la fertilisation des terres » avec une approche de tomographie à rayons X sur des échantillons non perturbés prélevés dans une rizière située « au Jiangxi Institute of Red Soil, comté Jinxian, province Jiangxi, Chine ». Ils ont trouvé que la bioporosité variait de 0,53 à 1,55 % pour une végétation âgée de seulement 1 an avec une résolution de 25 μm . Ceci est comparable à la bioporosité qu'on a trouvée pour les échantillons prélevés à 25-30 cm de la surface des résidus Goldex : SH12B ($n_b=0,4$ %) et SH19B ($n_b=0,3$ %). Les RLD correspondantes variaient entre 10 et 12 cm/cm^3 , ce qui est généralement supérieur aux RLD des échantillons prélevés à 25-30 cm dans notre étude, variant de 0,41 à 0,54 cm/cm^3 . (Kuka et al., 2013) ont également réalisé des études « sur la relation sol-racine dans les sols des prairies avec une approche de tomographie à rayons X » avec une résolution de 40 μm . Leurs résultats ont montré que la bioporosité des sols variait de 1,5 à 7,1 %. Cependant, il n'y avait aucune donnée sur l'âge des racines contenues dans leurs échantillons. Nos résultats ont montré des bioporosités racinaires plus élevées que les résultats de (Zhang et al., 2018) car dans le parc 2 du site Manitou la végétation est non seulement âgée (12-13 ans) mais également, nos échantillons contiennent des racines arborées probablement plus grossières (saules) et donc avec des diamètres de biopores racinaires plus élevés.

5.4 Effet de la décomposition des racines sur les propriétés hydrogéologiques prédites (CRE et k_{sat}) et conséquences attendues sur la capacité de rétention d'eau

5.4.1 Évolution de l'AEV selon les scénarios de décomposition des racines

Les propriétés hydrogéologiques des résidus Goldex ont été significativement affectées par l'augmentation de l'indice des vides en considérant la création de biopores plus ou moins vides selon les quatre scénarios de décomposition des racines mortes. Par exemple, pour la station SH17H ayant été la plus colonisée par les racines, la bioporosité calculée selon les quatre scénarios (0 % ; 25 % ; 50 % ; 75 % et 100 %), ajoutée à l'indice des vides initial des résidus ($e = 48$ %), a entraîné une augmentation nette de l'indice de vides total de 54,6 % (TDR 25 %), 61,4 % (TDR 50 %), 68,1 % (TDR 75 %) et 74,7 % (TDR 100 %), et donc une réduction de la capacité de rétention d'eau des résidus Goldex. Ainsi, la décomposition totale des racines sur la SH17H entraînerait une réduction de la pression d'entrée d'air des résidus de 17 kPa (TDR

100 %) par rapport à celle de la CRE de référence (CRE prédite à 0 % de décomposition des racines) (Figure 4.21 ; Tableau 4.16).

Cette diminution des AEV des CRE prédites en fonction du TDR est due à l'ajout de biopores et à l'augmentation de la porosité totale. Avec cette approche, la décomposition partielle ou totale des racines pourrait avoir un impact significatif sur la désaturation des résidus. Cependant, ces résultats sont à nuancer car nous avons proposé les 4 scénarios de décomposition des racines en considérant que les deux porosités (biopores racinaires et pores préexistants) étaient disjointes, sachant que la porosité préexistante obtenue par calcul avec le G_s ne prend pas en considération le volume des racines dans le sol. Or, des études ont montré que la croissance racinaire peut se faire dans les pores préexistants des sols (Bodner et al., 2014; Scanlan, 2009). Cependant, il est difficile de trouver l'intersection entre le volume des biopores racinaires et celui des pores préexistants des sols.

En considérant que la bioporosité racinaire s'ajoute à la porosité initiale, on maximise l'effet potentiel de la décomposition des racines sur la porosité totale et sur les propriétés hydrogéologiques des résidus (k_{sat} et CRE). Ainsi, même en maximisant l'effet potentiel de la décomposition des racines sur les propriétés hydrogéologiques des résidus, nos résultats montrent que la diminution de l'AEV et l'augmentation de la k_{sat} restent dans des proportions inférieures ou similaires aux changements induits par les variations de granulométrie. Par conséquent, l'effet potentiel de la décomposition des racines reste relativement limité sur les propriétés hydrogéologiques à ce stade de développement de la végétation et pour les espèces investiguées. De plus, la décomposition totale des racines présentes dans les échantillons prélevés dans le bas des carottes (25 à 30 cm), n'a aucun impact significatif sur la désaturation des résidus miniers à cause de leurs faibles colonisations racinaires plus en profondeur.

5.4.2 Hétérogénéité granulométrique

Nos résultats ont aussi montré que l'hétérogénéité granulométrique des résidus entre le matériel le plus fin et le plus grossier du profil d'une station a un impact plus significatif sur la CRE que la décomposition totale des racines et l'augmentation de porosité totale simulée dans les résidus Goldex. Par exemple, pour la SH17H la différence d'AEV due à l'hétérogénéité granulométrique des résidus Goldex est de 33 kPa tandis que la différence d'AEV due à une décomposition totale des racines serait de seulement 17 kPa (Figure 4.25). Également, pour la SH14H, la différence d'AEV due à l'hétérogénéité des résidus Goldex est de 24 kPa contre 6

kPa de différence d'AEV qui serait due à la décomposition totale des racines (Figure 4.26). Cette hétérogénéité des résidus Goldex est due à la technique de déposition conventionnelle des résidus (en pulpe). Cette technique est responsable de cette ségrégation observée entre les particules car les particules fines sont transportées plus loin du lieu de déposition que les particules grossières (Bussière, 2007 ; Pabst, 2011).

5.4.3 Évolution de la k_{sat} selon la décomposition des racines

En ce qui concerne l'évolution de la k_{sat} , le Tableau 4.20 présente les résultats de l'effet que la décomposition des racines selon les 4 scénarios de TDR a sur la conductivité hydraulique saturée des résidus Goldex. On note que cette décomposition des racines mortes entraînerait une augmentation de la k_{sat} prédite. Cependant, cette augmentation de la k_{sat} prédite est non significative pour toutes les stations, c'est-à-dire que cette augmentation de la k_{sat} est de moins d'un demi-ordre de grandeur, qui correspond à la précision de la méthode de mesure de la k_{sat} (Chapuis, 2012). Par exemple, pour l'échantillon SH14H ayant été le plus colonisé par les racines, la k_{sat} prédite (à 0% de TDR) est de $3,78E-05$ cm/s tandis que celle prédite à 100% de décomposition des racines est de $1,07E-04$ cm/s, soit une augmentation de seulement $+6,92 E-05$ cm/s par rapport à la k_{sat} initiale.

Des études ont pourtant montré qu'un changement de porosité sous l'effet des racines des plantes et d'autres processus naturels est capable d'affecter la conductivité hydraulique saturée avec une augmentation de k_{sat} pouvant aller jusqu'à trois ordres de grandeur. Par exemple, (Benson et al., 2007) ont étudié « les modifications post-construction des propriétés hydrauliques des sols restaurés après 2 à 4 ans sur dix sites dans le cadre du programme de recherche « Alternative Cover Assessment Program (ACAP) » aux USA ». Leurs résultats ont montré que la majorité des sols qui avaient des k_{sat} initiales de l'ordre de 10^{-7} cm/s ont augmenté jusqu'à des valeurs comprises entre 10^{-5} et 10^{-4} cm/s (soit + 2 à 3 ordres de grandeur). Ces augmentations de k_{sat} sont plus importantes que celles des résidus Goldex pour plusieurs raisons potentielles :

- Leurs sols ont des propriétés granulométriques très différentes de celles des résidus Goldex. Par exemple, tous leurs sols ont une granulométrie plus fine (argile pour la plupart des échantillons : SC, SC-CL, CL, CL-ML et CL-CH) avec une grande plasticité (I_p variant de 12 à 47), tandis que les résidus Goldex étudiés ont une granulométrie moins fine allant du silt fin au silt sableux et sont faiblement plastiques, car les résidus miniers sont connus pour être peu ou pas plastiques (Bussière, 2007). Ils ont réalisé une

analyse de variance (ANOVA) pour voir si l'indice de plasticité des sols à texture fine pouvait être responsable des plus grandes augmentations de leurs k_{sat} de 2 à 3 ordres de grandeurs. Ainsi, leurs résultats ont montré que la plasticité a un effet significatif sur les changements de porosité et donc sur les k_{sat} . Ceci était cohérent avec leurs résultats de tests d'infiltration car les sols les plus plastiques présentaient généralement les changements les plus importants de k_{sat} .

- Leurs échantillons ont été prélevés dans des sites où les conditions climatiques sont humides à arides, engendrant des cycles de mouillage-séchage. Des études ont montré que les matériaux de granulométrie plus fine (argiles) ont une plus grande sensibilité aux cycles de gel et dégel, de mouillage et séchage, qui pourraient créer des fentes de dessiccation dans le sol et des pores plus larges, modifiant ainsi les propriétés hydrogéologiques des sols (Buol et al., 1997, cité dans Benson et al., 2007).

Par conséquent, les augmentations importantes de k_{sat} mesurées par Benson et al. (2007) sont le résultat de l'effet combiné de sols à granulométrie fine et très plastiques, de variations climatiques engendrant des cycles de mouillage-séchage, mais aussi de celui de processus biologiques (pénétration de racines et enfouissement de vers de terre et d'insectes).

(Proteau et al., 2021) ont montré, à travers une étude faite sur une CEBC construite pour la restauration du parc à résidus minier Lorraine (Québec), que la densité de longueur de racines de diamètre supérieur à 0,5 mm était positivement et linéairement corrélée aux conductivités hydrauliques saturées mesurées sur des échantillons de silt naturel (couche de rétention d'humidité) colonisé par des racines. Cependant, l'écart maximal de k_{sat} entre échantillons peu et plus colonisés par les racines était d'environ un ordre de grandeur, et les mesures correspondaient aux prédictions basées sur les propriétés géotechniques du matériau sans considérer les racines, donc l'effet des racines restait relativement limité, à ce stade d'investigation.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

Cette étude a examiné l'effet potentiel de la décomposition des racines mortes sur la porosité totale, sur la capacité de rétention d'eau et sur la conductivité hydraulique saturée des résidus Goldex utilisés comme recouvrement monocouche combiné à une nappe phréatique surélevée sur le parc 2 du site Manitou restauré depuis 2007 et végétalisé en 2009 par un ensemencement d'espèces herbacées agronomiques. Actuellement, la végétation ligneuse (saule) est en train de recoloniser naturellement le site.

La tomographie aux rayons X, méthode d'étude non destructive, a été utilisée dans le cadre de ce présent projet pour étudier la distribution tridimensionnelle non perturbée des racines, et en parallèle pour quantifier des paramètres racinaires tels que le RLD, le RSD, le RVD et le diamètre des racines. Une résolution spatiale de 53,3 μm pour les biopores racinaires a été atteinte avec compromis entre contrastes, durée d'acquisition et taille d'échantillon (73,9 cm^3). Des images 2D et 3D de la distribution du réseau racinaire de haute qualité (1024 pixels x 1024 pixels) ont été obtenues.

En parallèle, les paramètres des racines ont été obtenus par la méthode standard après extraction, numérisation et analyse des images en 2D avec WinRhizo. La concordance entre les résultats obtenus avec les deux méthodes était bonne pour les trois paramètres RLD, RSD et RVD (régressions linéaires avec $R^2 > 0,96$ et équations proches de $y = x$). Ainsi, l'utilisation de cette méthode de tomographie CT-RX a pu révéler non seulement l'agencement spatial des biopores occupés par les racines des saules et des plantes herbacées dans chaque échantillon de sol non perturbé de 50 mm de diamètre, mais aussi a fourni plusieurs informations quantitatives sur les caractéristiques racinaires des saules et herbacées.

Notre étude a montré que les racines des saules et des plantes herbacées ont développé un réseau racinaire ramifié pour la plupart des échantillons prélevés dans le haut des carottes, c'est à dire situés dans les premiers cm (0-10 cm) du profil de sol (en excluant la couche enrichie en MO à la surface des résidus). Les échantillons prélevés dans le bas des carottes (25 à 30 cm) étaient moins colonisés par les racines. Pour les trois échantillons prélevés en surface (0-10 cm) des résidus, la bioporosité calculée variait de 17 à 27 % et représentait de 26 à 56 % de l'indice des vides initial des résidus. Le diamètre des biopores racinaires détectés (160 μm à 5,11 mm) était supérieur au diamètre des pores les plus grands anticipés dans les résidus en se basant sur la taille des pores correspondant à leur AEV (2 à 22 μm). Donc, ce seraient potentiellement des

nouveaux pores, incluant des macropores (diamètre > 100µm) qui seraient créés par les racines si celles-ci se décomposaient et n'étaient pas remplacées par d'autres racines.

Les k_{sat} et CRE prédites selon les quatre scénarios de décomposition des racines occupant le volume des biopores mesuré par CT-RX ont été comparées à celles prédites sans décomposition des racines, ainsi qu'à celles prédites avec le matériel le plus grossier et le plus fin du profil. La décomposition partielle ou totale des racines mortes pouvait avoir un impact significatif sur la capacité de rétention des résidus Goldex en diminuant leur pression d'entrée d'air. Cependant, pour qu'il y ait un effet significatif de l'augmentation de la porosité totale via la création de biopores sur la performance de l'ensemble de la monocouche en tant que barrière à l'oxygène, il faudrait que les biopores atteignent le bas de la monocouche, ce qui n'est pas le cas présentement car les échantillons prélevés entre 25 et 30 cm de profondeurs présentent une très faible colonisation racinaire (0,3-0,4 %).

Nos résultats ont également révélé que l'hétérogénéité granulométrique des résidus Goldex a généralement un impact plus significatif sur la désaturation rapide des résidus qu'une simulation de décomposition totale des racines engendrant une augmentation de la porosité totale. Ces résultats laissent supposer qu'à ce stade de développement de la végétation sur le parc 2 de Manitou, l'augmentation de la porosité totale via la décomposition des racines, même pour une décomposition totale, aurait peu d'effet sur la k_{sat} et la CRE des résidus. Cependant, les simulations effectuées ne tiennent pas compte de la forme, de la connectivité et de la taille des biopores créés par les racines.

Ce projet montre également qu'il est difficile d'étudier l'effet des racines mortes sur les propriétés hydrogéologiques mesurées à court terme car la décomposition des racines est un processus lent (> 1 an) dans les conditions terrain de l'étude. Des essais de destructions des racines des saules et herbacées contenues dans les échantillons de résidus non perturbés au laboratoire n'ont pas fonctionné sans que les échantillons ne soient perturbés.

6.2 Recommandations

Suite à la réalisation de ce projet, il est recommandé :

- ✓ De continuer d'investiguer la destruction des racines mortes sans remanier les échantillons comme étape préalable aux mesures hydrogéologiques ;

- ✓ De quantifier la proportion et les caractéristiques des racines qui meurent annuellement sur le parc 2 du site Manitou, ainsi que leur taux de décomposition pour mieux évaluer le volume de biopores qui pourrait être créé sur le parc 2 ;
- ✓ Comme la croissance racinaire peut se faire dans les pores ou biopores préexistants, de préciser la fraction que les biopores vides peuvent représenter par rapport à ceux occupés par de nouvelles racines en croissance.
- ✓ Pour ce qui est de la méthode de tomographie, de travailler avec une plus grande résolution pour éventuellement distinguer les vides et les racines ou la MO contenue dans les résidus.
- ✓ Et finalement, de continuer à faire un suivi régulier de la colonisation racinaire sur toute l'épaisseur de la monocouche des résidus Goldex afin de savoir à quelle profondeur vont se situer les racines à plus long terme.

RÉFÉRENCES

- Aachib, M., Mbonimpa, M., & Aubertin, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, air, and soil pollution*, 156, 163-193.
- Aerts, R. (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 439-449.
- Agbogun, H. M., Al, T. A., & Hussein, E. M. (2013). Three dimensional imaging of porosity and tracer concentration distributions in a dolostone sample during diffusion experiments using X-ray micro-CT. *J Contam Hydrol*, 145, 44-53. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.11.008>
- Albright, W. H., Benson, C. H., Gee, G. W., Abichou, T., McDonald, E. V., Tyler, S. W., & Rock, S. A. (2006). Field performance of a compacted clay landfill final cover at a humid site. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 132, 1393-1403. <https://doi.org/10.1061//ASCE/1090-0241/2006/132:11/1393>
- Angers, D. A., & Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure : Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42, 55-72.
- ASTM D422-63. (2007). Standard test method for particle-size analysis of soils. In: ASTM International.
- ASTM D5550-14. (2014). Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer. In *Annual book of standards* (Vol. 4, pp. 376-379): ASTM International.
- ASTM D5856-95. (2007). Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall Permeameter. In : ASTM international.
- Athmann, M., Kautz, T., Pude, R., & Köpke, U. (2013). Root growth in biopores—evaluation with in situ endoscopy. *Plant and Soil*, 371(1-2), 179-190. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1673-5>
- Aubertin, M., & Bussière, B. (2001). Meeting Environmental for Challenges for Mine Waste Management. *GEOTECHNICAL NEWS-VANCOUVER*, 19(3), 21-28.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., Chapuis, R., Julien, M., Belem, T., Simon, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., & Li, L. (2002). *La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement*. Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil, Montréal, Québec, Canada.
- Aubertin, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (1996). Hydraulic conductivity of homogenized tailings from hard rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 33(3), 470-482.
- Aubertin, M., Mbonimpa, M., Bussière, B., & Chapuis, R. P. (2003). A model to predict the water retention curve from basic geotechnical properties. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(6), 1104-1122. <https://doi.org/10.1139/t03-054>
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., & Chapuis, R. P. (1998). A predictive model for the water retention curve: application to tailings from hard-rock mines. *Canadian Geotechnical Journal*, 35, 55-69.
- Benson, C. H., Sawangsuriya, A., Trzebiatowski, B., & Albright, W. (2007). Postconstruction changes in the hydraulic properties of water balance cover soils. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 133(4), 349-359.

- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., & Marion, P. (2000). Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International journal Mineral Process*, 60, 57-74.
- Beven, K., & Germann, P. (2013). Macropores and water flow in soils revisited. *Water Resources Research*, 49(6), 3071-3092. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20156>
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., Weisener, C. G., Paktunc, D., Gould, W. D., & Johnson, D. B. (2014). The Geochemistry of Acid Mine Drainage. In *Treatise on Geochemistry* (pp. 131-190). <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-095975-7.00905-0>
- Bodner, G., Leitner, D., & Kaul, H. P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant Soil*, 380(1-2), 133-151. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2079-8>
- Bodner, G., Scholl, P., Loiskandl, W., & Kaul, H. P. (2013). Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. *Geoderma*, 204-205(100), 120-129. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.04.015>
- Borgegard, S.-O., & Rydin, H. (1989). Biomass, root penetration and heavy metal uptake in birch in a soil cover over copper tailings. *Journal of Applied Ecology*, 585-595.
- Bouchard, H. (2018). *Recrutement des essences boréales dans de jeunes plantations de peupliers hybrides de différentes densités sur pente de stériles miniers* Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands using natural processes. *Ecological Engineering*, 8, 255-269.
- Bradshaw, A. (2000). The use of natural processes in reclamation advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*, 51, 89-100.
- Bradshaw, A. D. (1983). reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*.
- Burger, J. A., & Zipper, C. E. (2018). How to restore forests on surface-mined land.
- Burri, K., Graf, F., & Böll, A. (2009). Revegetation measures improve soil aggregate stability: a case study of a landslide area in Central Switzerland. *Forest Snow and Landscape Research*, 82(1), 45-60.
- Burton, A. J., Pregitzer, K. S., & Hendrick, R. L. (2000). Relationships between fine root dynamics and nitrogen availability in Michigan northern hardwood forests. *Oecologia*, 125(3), 389-399. <https://doi.org/10.1007/s004420000455>
- Bussière, 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. <https://doi.org/10.1139/t07-040>
- Bussière, B. (2009). *Acid mine drainage from abandoned mine sites : problematic and reclamation approaches*
Proc. of Int. Symp. on Geoenvironmental Eng, Hangzhou, China.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2004). A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental geology*, 45, 609-622.

- Bussière, B., Pabst, T., Boulanger-Martel, V., Guittonny, M., Plante, B., Neculita, C. M., Awoh, S., Mbonimpa, M., Demers, I., & Maqsoud, A. (2021). 10 Monitoring the Performance of Mine Site Reclamation.
- Canadell, J. G., Le Qu re, C., Raupach, M. R., Field, C. B., Buitenhuis, E. T., Ciais, P., Conway, T. J., Gillett, N. P., Houghton, R. A., & Marland, G. (2007). Contributions to accelerating atmospheric CO₂ growth from economic activity, carbon intensity, and efficiency of natural sinks. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 104(47), 18866-18870. <https://doi.org/10.1073/pnas.0702737104>
- Cave, L., Al, T., Xiang, Y., & Vilks, P. (2009). A technique for estimating one-dimensional diffusion coefficients in low-permeability sedimentary rock using X-ray radiography: comparison with through-diffusion measurements. *J Contam Hydrol*, 103(1-2), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2008.08.001>
- CEAEQ. (2017). *Arbres et arbustes   utiliser pour la végétalisation des terrains r habilit s par analyse de risque*. . [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/index\(...\).pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/index(...).pdf)
- Chandrasekhar, P., Kreiselmeier, J., Schwen, A., Weninger, T., Julich, S., Feger, K.-H., & Schw rzel, K. (2018). Why We Should Include Soil Structural Dynamics of Agricultural Soils in Hydrological Models. *Water*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/w10121862>
- Chapin, F. S., Matson, P. A., Vitousek, P. M., Chapin, F. S., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). The ecosystem concept. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*, 3-22.
- Chen, W., Koide, R. T., Adams, T. S., DeForest, J. L., Cheng, L., & Eissenstat, D. M. (2016). Root morphology and mycorrhizal symbioses together shape nutrient foraging strategies of temperate trees. *Proc Natl Acad Sci U S A*, 113(31), 8741-8746. <https://doi.org/10.1073/pnas.1601006113>
- Clark, L., Whalley, W., & Barraclough, P. (2003). How do roots penetrate strong soil? Roots: The Dynamic Interface between Plants and the Earth: The 6th Symposium of the International Society of Root Research, 11–15 November 2001, Nagoya, Japan,
- Clausnitzer, V., & Hopmans, J. W. (2000). Pore-scale measurements of solute breakthrough using microfocus X-ray computed tomography. *Water Resources Research*, 36(8), 2067-2079. <https://doi.org/10.1029/2000wr900076>
- Crow, P. (2005). *The influence of soils and species on tree root depth: information note*. Forestry Commission.
- Cui, Z., Wu, G.-L., Huang, Z., & Liu, Y. (2019). Fine roots determine soil infiltration potential than soil water content in semi-arid grassland soils. *Journal of Hydrology*, 578. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124023>
- D019. (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière* (ISBN : 978-2-550-64507-8 (PDF)).
- DeJong, J., Tibbett, M., & Fourie, A. (2014). Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental Earth Sciences*, 73(3), 1067-1082. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3460-x>
- Demers, I. (2008). *Performance d'une barrière à l'oxygène constitu e de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide* Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].

- Demers, I., & Pabst, T. (2021). Covers with capillary barrier effects. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittonny, M., Eds.
- Dobson, M., & Moffat, A. (1995). A re-evaluation of objections to tree planting on containment landfills. *Waste management & research*, 13(5), 579-600.
- Douglas, G. B., McIvor, I. R., Potter, J. F., & Foote, L. G. (2010). Root distribution of poplar at varying densities on pastoral hill country. *Plant and Soil*, 333(1-2), 147-161. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0331-4>
- Ebel, B. A., & Moody, J. A. (2013). Rethinking infiltration in wildfire-affected soils. *Hydrological Processes*, 27(10), 1510-1514. <https://doi.org/10.1002/hyp.9696>
- Ehleringer, J. R., & Sandquist, D. R. (2006). Ecophysiological constraints on plant responses in a restoration setting. *Foundations of restoration ecology*, 42.
- Eldridge, D. J., Wang, L., & Ruiz-Colmenero, M. (2015). Shrub encroachment alters the spatial patterns of infiltration. *Ecohydrology*, 8(1), 83-93. <https://doi.org/10.1002/eco.1490>
- Ethier, M.-P. (2018). *Évaluation de la performance d'un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d'un parc à résidus miniers abandonné* [Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Broda, S., & Aubertin, M. (2018). Three-dimensional hydrogeological modeling to assess the elevated-water-table technique for controlling acid generation from an abandoned tailings site in Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 26(4), 1201-1219. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1713-y>
- Farber, L., Tardos, G., & Michaels, J. N. (2003). Use of X-ray tomography to study the porosity and morphology of granules. *Powder Technology*, 132(1), 57-63. [https://doi.org/10.1016/s0032-5910\(03\)00043-3](https://doi.org/10.1016/s0032-5910(03)00043-3)
- Franklin, J. A., Zipper, C. E., Burger, J. A., Skousen, J. G., & Jacobs, D. F. (2012). Influence of herbaceous ground cover on forest restoration of eastern US coal surface mines. *New Forests*, 43(5-6), 905-924. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9342-8>
- Fredlund, D. G., & Xing, A. (1994). Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 521-532.
- Freschet, G. T., Cornwell, W. K., Wardle, D. A., Elumeeva, T. G., Liu, W., Jackson, B. G., Onipchenko, V. G., Soudzilovskaia, N. A., Tao, J., & Cornelissen, J. H. (2013). Linking litter decomposition of above-and below-ground organs to plant-soil feedbacks worldwide. *Journal of Ecology*, 101(4), 943-952.
- Gadi, V. K., Tang, Y.-R., Das, A., Monga, C., Garg, A., Berretta, C., & Sahoo, L. (2017). Spatial and temporal variation of hydraulic conductivity and vegetation growth in green infrastructures using infiltrometer and visual technique. *Catena*, 155, 20-29. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.02.024>
- Genuchten, M. T. V. (1980). A closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils. *Soil Sci. Soc. AM. J.*, 44, 892-898.
- Ghestem, M., Sidle, R. C., & Stokes, A. (2011). The Influence of Plant Root Systems on Subsurface Flow: Implications for Slope Stability. *BioScience*, 61(11), 869-879. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.11.6>
- Gliński, J., & Lipiec, J. (2018). *Soil physical conditions and plant roots*. CRC press.

- Goebel, M., Hobbie, S. E., Bulaj, B., Zadworny, M., Archibald, D. D., Oleksyn, J., Reich, P. B., & Eissenstat, D. M. (2011). Decomposition of the finest root branching orders: linking belowground dynamics to fine-root function and structure. *Ecological Monographs*, 81(1), 89-102.
- Goulding, K. W. (2016). Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use Manag*, 32(3), 390-399. <https://doi.org/10.1111/sum.12270>
- Grabosky, J., & Bassuk, N. (1996). Increase streettree rooting volumes. *J. Arboric*, 22, 255.
- Gualda, G. A. R., & Rivers, M. (2006). Quantitative 3D petrography using x-ray tomography: Application to Bishop Tuff pumice clasts. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 154(1-2), 48-62. <https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2005.09.019>
- Guillonny, M. (2021). 12 Revegetation of Mine Sites. *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*, 297.
- Guillonny, M., Bussière, B., Maqsoud, A., Proteau, A., Khouya, B. B., & Botula, Y.-D. (2018). *Colonisation racinaire dans les recouvrements miniers et impact sur leur fonctionnement* Symposium Mines et environnement Rouyn,
- Guillonny-Larcheveque, M., Bussiere, B., & Pednault, C. (2016). Tree-Substrate Water Relations and Root Development in Tree Plantations Used for Mine Tailings Reclamation. *J Environ Qual*, 45(3), 1036-1045. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.09.0477>
- Guillonny-Larchevêque, M., & Lortie, S. (2017). Above- and Belowground Development of a Fast-Growing Willow Planted in Acid-Generating Mine Technosol. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1462-1471. <https://doi.org/10.2134/jeq2017.03.0128>
- Guo, D., Li, H., Mitchell, R. J., Han, W., Hendricks, J. J., Fahey, T. J., & Hendrick, R. L. (2008). Fine root heterogeneity by branch order: exploring the discrepancy in root turnover estimates between minirhizotron and carbon isotopic methods. *New Phytologist*, 177(2), 443-456.
- Guo, L., Liu, Y., Wu, G.-L., Huang, Z., Cui, Z., Cheng, Z., Zhang, R.-Q., Tian, F.-P., & He, H. (2019). Preferential water flow: Influence of alfalfa (*Medicago sativa* L.) decayed root channels on soil water infiltration. *Journal of Hydrology*, 578. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124019>
- Hayashi, Y., Ken'ichirou, K., & Mizuyama, T. (2006). Changes in pore size distribution and hydraulic properties of forest soil resulting from structural development. *Journal of Hydrology*, 331(1-2), 85-102. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.05.003>
- Huang, Z., Tian, F. P., Wu, G. L., Liu, Y., & Dang, Z. Q. (2016). Legume Grasslands Promote Precipitation Infiltration better than Gramineous Grasslands in arid Regions. *Land Degradation & Development*, 28(1), 309-316. <https://doi.org/10.1002/ldr.2635>
- Kautz, T. (2014). Research on subsoil biopores and their functions in organically managed soils: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 30(4), 318-327. <https://doi.org/10.1017/s1742170513000549>
- Ketcham, R. A., & Carlson, W. D. (2001). Acquisition, optimization and interpretation of X-ray computed tomographic imagery: applications to the geosciences. *Computers & Geosciences*, 27(4), 381-400.

- King, J. S., Albaugh, T. J., Allen, H. L., Buford, M., Strain, B. R., & Dougherty, P. (2002). Below-ground carbon input to soil is controlled by nutrient availability and fine root dynamics in loblolly pine. *New Phytologist*, 154(2), 389-398.
- Kuka, K., Illerhaus, B., Fox, C. A., & Joschko, M. (2013). X-ray Computed Microtomography for the Study of the Soil-Root Relationship in Grassland Soils. *Vadose Zone Journal*, 12(4). <https://doi.org/10.2136/vzj2013.01.0014>
- Lambers, H., Chapin, F. S., & Pons, T. L. (2008). *Plant physiological ecology* (Vol. 2). Springer.
- Larcheveque, M., Desrochers, A., Bussiere, B., Cartier, H., & David, J. S. (2013). Revegetation of non-Acid-generating, thickened tailings with boreal trees: a greenhouse study. *J Environ Qual*, 42(2), 351-360. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0111>
- Leung, A. K., Garg, A., Co, J. L., Ng, C. W. W., & Hau, B. C. H. (2015). Effects of the roots of *Cynodon dactylon* and *Schefflera heptaphylla* on water infiltration rate and soil hydraulic conductivity. *Hydrological Processes*, 29(15), 3342-3354. <https://doi.org/10.1002/hyp.10452>
- Li, H., Si, B., & Li, M. (2018). Rooting depth controls potential groundwater recharge on hillslopes. *Journal of Hydrology*, 564, 164-174. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.002>
- Lima, A. T., Mitchell, K., O'Connell, D. W., Verhoeven, J., & Van Cappellen, P. (2016). The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environmental Science & Policy*, 66, 227-233. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.07.011>
- Liu, Y., Cui, Z., Huang, Z., López-Vicente, M., & Wu, G.-L. (2019). Influence of soil moisture and plant roots on the soil infiltration capacity at different stages in arid grasslands of China. *Catena*, 182. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104147>
- Liu, Y., Li, P., Xu, G. C., Xiao, L., Ren, Z. P., & Li, Z. B. (2017). Growth, morphological, and physiological responses to drought stress in *Bothriochloa ischaemum*. *Frontiers in Plant Science*, 8, 230.
- Liu, Y., Wang, G., Yu, K., Li, P., Xiao, L., & Liu, G. (2018). A new method to optimize root order classification based on the diameter interval of fine root. *Sci Rep*, 8(1), 2960. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-21248-6>
- Livneh, B., Kumar, R., & Samaniego, L. (2015). Influence of soil textural properties on hydrologic fluxes in the Mississippi river basin. *Hydrological Processes*, 29(21), 4638-4655. <https://doi.org/10.1002/hyp.10601>
- Loomer, D. B., Scott, L., Al, T. A., Mayer, K. U., & Bea, S. (2013). Diffusion–reaction studies in low permeability shale using X-ray radiography with cesium. *Applied Geochemistry*, 39, 49-58. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.019>
- Lu, J., Zhang, Q., Werner, A. D., Li, Y., Jiang, S., & Tan, Z. (2020). Root-induced changes of soil hydraulic properties – A review. *Journal of Hydrology*, 589. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125203>
- Lucas, M., Schlüter, S., Vogel, H.-J., & Vetterlein, D. (2019). Soil structure formation along an agricultural chronosequence. *Geoderma*, 350, 61-72. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.041>

- Mao, L., Li, Y., Hao, W., Mei, X., Bralts, V. F., Li, H., Guo, R., & Lei, T. (2016). An approximate point source method for soil infiltration process measurement. *Geoderma*, 264, 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.011>
- Maqsoud, A., Bussière, B., Aubertin, M., & Mbonimpa, M. (2012). Predicting Hysteresis of the Water Retention Curve from Basic Properties of Granular Soils. *Geotechnical and Geological Engineering*, 30(5), 1147-1159. <https://doi.org/10.1007/s10706-012-9529-y>
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., & Wilson, W. (2007). Instrumentation and monitoring techniques for oxygen barrier covers used to control acid mine drainage. Mining Industry Conference, CIM, Montréal CD-rom,
- Marshall, B. (2020). *La situation de l'industrie minière du Canada*, Association minière du Canada.
- Materechera, S., Dexter, A., & Alston, A. (1992). Formation of aggregates by plant roots in homogenised soils. *Plant and Soil*, 142, 69-79.
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Water, gas, and heat movement in cover materials. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittouy, M., Eds.
- McCormack, M. L., Dickie, I. A., Eissenstat, D. M., Fahey, T. J., Fernandez, C. W., Guo, D., Helmisaari, H. S., Hobbie, E. A., Iversen, C. M., & Jackson, R. B. (2015). Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to terrestrial biosphere processes. *New Phytologist*, 207(3), 505-518.
- MERN. (2022). Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au québec. . *Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles*. , ISBN 978-2-550-92682-5 (PDF). <https://mern.gouv.qc.ca/mines/publications/guides/>
- Meyer, W. S., Barrs, H. D., Smith, R. C. G., White, N. S., Heritage, A. D., & Short, D. L. (1985). Effect of irrigation on soil oxygen status and root and shoot growth of wheat in a clay soil. *Australian Journal of Agricultural Research*, 36(2). <https://doi.org/10.1071/ar9850171>
- Ni, Leung, A. K., & Ng, C. W. W. (2019). Modelling effects of root growth and decay on soil water retention and permeability. *Canadian Geotechnical Journal*, 56(7), 1049-1055.
- Olajuyigbe, S., Tobin, B., Hawkins, M., & Nieuwenhuis, M. (2012). The measurement of woody root decomposition using two methodologies in a Sitka spruce forest ecosystem. *Plant and Soil*, 360(1-2), 77-91. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1222-7>
- Osuji, G., Okon, M., Chukwuma, M., & Nwarie, I. (2010). Infiltration characteristics of soils under selected land use practices in Owerri, Southeastern Nigeria. *World journal of Agricultural sciences*, 6(3), 322-326.
- Ouangrawa, M., Aubertin, M., Molson, J. W., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2010). Preventing Acid Mine Drainage with an Elevated Water Table: Long-Term Column Experiments and Parameter Analysis. *Water, Air, & Soil Pollution*, 213(1-4), 437-458. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0397-x>
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Zagury, G. (2007). Predicting the performance of an elevated water table for preventing acid mine drainage. Proceedings: 60th Canadian Geotechnical Conference and 8th Joint CGS-IAH-CNC Conference, CD-ROM,

- Overbeek, C. C., van der Geest, H. G., van Loon, E. E., & Admiraal, W. (2018). Decomposition of Standing Litter Biomass in Newly Constructed Wetlands Associated with Direct Effects of Sediment and Water Characteristics and the Composition and Activity of the Decomposer Community Using *Phragmites australis* as a Single Standard Substrate. *Wetlands*, 39(1), 113-125. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1081-y>
- Pabst, T. (2011). *Étude expérimentale et numérique du comportement hydrogéochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés* Polytechnique de Montréal].
- Pabst, T. (2021). Elevated water table with monolayer covers. *Hard Rock Mine Reclamation. From Prediction to Management of Acid Mine Drainage*; Bussière, B., Guittonny, M., Eds.
- Palmer, M. A., Zedler, J. B., & Falk, D. A. (2016). *Foundations of restoration ecology*. Springer.
- Pedroli, B., De Blust, G., Van Looy, K., & van Rooij, S. (2002). Setting targets in strategies for river restoration. *Landscape ecology*, 17(Suppl 1), 5-18.
- Persson, H. (1980). Death and replacement of fine roots in a mature Scots pine stand. *Ecological Bulletins*, 251-260.
- Pierret, A., Doussan, C., Capowiez, Y., Bastardie, F., & Pagès, L. (2007). Root functional architecture: a framework for modeling the interplay between roots and soil. *Vadose Zone Journal*, 6(2), 269-281.
- Pilon, R. (2011). *Dynamique du système racinaire de l'écosystème prairial et contribution au bilan de carbone du sol sous changement climatique* Université Blaise Pascal-Clermont-Ferrand II].
- Pires, L. F., Bacchi, O. O. S., & Reichardt, K. (2005). Gamma ray computed tomography to evaluate wetting/drying soil structure changes. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 229(3-4), 443-456. <https://doi.org/10.1016/j.nimb.2004.12.118>
- Pires, L. F., Borges, J. A. R., Rosa, J. A., Cooper, M., Heck, R. J., Passoni, S., & Roque, W. L. (2017). Soil structure changes induced by tillage systems. *Soil and Tillage Research*, 165, 66-79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.010>
- Plante, B., Schudel, G., & Benzaazoua, M. (2021). Generation of acid mine drainage. In *Hard Rock Mine Reclamation: From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (pp. 1-20). CRC Press.
- Pregitzer, K. S. (2002). Fine roots of trees: a new perspective. *The New Phytologist*, 154(2), 267-270.
- Proteau, A. (2021). *Influence de la végétation et des racines sur la performance d'une couverture à effets de barrière capillaire sur un site minier dix-sept ans après restauration* Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2020). Oxygen migration through a cover with capillary barrier effects colonized by roots. *Canadian Geotechnical Journal*, 57(12), 1903-1914. <https://doi.org/10.1139/cgj-2019-0515>
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., & Maqsoud, A. (2021). Impact of Roots on Hydrogeological Parameters Supporting the Performance of a Cover with Capillary

- Barrier Effects. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 147(8), 04021069.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122-137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Raich, J. W., Russell, A. E., & Valverde-Barrantes, O. (2009). Fine root decay rates vary widely among lowland tropical tree species. *Oecologia*, 161(2), 325-330. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1379-9>
- Rizza, J., Franklin, J., & Buckley, D. (2007). The Influence of Different Ground Cover Treatments on the Growth and Survival of Tree Seedlings on Remined Sites in Eastern Tennessee. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 2007(1), 663-677. <https://doi.org/10.21000/jasmr07010663>
- Romero, E., Gens, A., & Lloret, A. (1999). Water permeability, water retention and microstructure of unsaturated compacted Boom clay. *Engineering Geology*, 54(1-2), 117-127.
- Scanlan, C. A. (2009). *Processes and effects of root-induced changes to soil hydraulic properties* University of Western Australia Perth, Australia].
- Schlüter, S., Weller, U., & Vogel, H. J. (2011). Soil-structure development including seasonal dynamics in a long-term fertilization experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 174(3), 395-403. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000103>
- Scholl, P., Leitner, D., Kammerer, G., Loiskandl, W., Kaul, H. P., & Bodner, G. (2014). Root induced changes of effective 1D hydraulic properties in a soil column. *Plant Soil*, 381(1-2), 193-213. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2121-x>
- Shao, W., Ni, J., Leung, A. K., Su, Y., & Ng, C. W. W. (2017). Analysis of plant root-induced preferential flow and pore-water pressure variation by a dual-permeability model. *Canadian Geotechnical Journal*, 54(11), 1537-1552. <https://doi.org/10.1139/cgj-2016-0629>
- Silver, W. L., & Miya, R. K. (2001). Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 129(3), 407-419. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Skousen, J., Ziemkiewicz, P., & Venable, C. (2006). Tree recruitment and growth on 20-year-old, unreclaimed surface mined lands in West Virginia. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 20(2), 142-154.
- Solly, E. F., Schöning, I., Boch, S., Kandeler, E., Marhan, S., Michalzik, B., Müller, J., Zscheischler, J., Trumbore, S. E., & Schrumpf, M. (2014). Factors controlling decomposition rates of fine root litter in temperate forests and grasslands. *Plant and Soil*, 382(1-2), 203-218. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2151-4>
- Steingrobe, B., Schmid, H., Gutser, R., & Claassen, N. (2001). Root production and root mortality of winter wheat grown on sandy and loamy soils in different farming systems. *Biology and Fertility of Soils*, 33(4), 331-339. <https://doi.org/10.1007/s003740000334>
- Stirzaker, R., Passioura, J., & Wilms, Y. (1996). Soil structure and plant growth: impact of bulk density and biopores. *Plant and Soil*, 185, 151-162.
- Tordoff, G., Baker, A., & Willis, A. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41(1-2), 219-228.

- Upadhaya, K., Pandey, H. N., Law, P. S., & Tripathi, R. S. (2005). Dynamics of fine and coarse roots and nitrogen mineralization in a humid subtropical forest ecosystem of northeast India. *Biology and Fertility of Soils*, 41(3), 144-152. <https://doi.org/10.1007/s00374-004-0827-2>
- Volpe, V., Marani, M., Albertson, J. D., & Katul, G. (2013). Root controls on water redistribution and carbon uptake in the soil–plant system under current and future climate. *Advances in Water Resources*, 60, 110-120. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2013.07.008>
- Walker, G. R., Zhang, L., Ellis, T. W., Hatton, T. J., & Petheram, C. (2002). Estimating impacts of changed land use on recharge: review of modelling and other approaches appropriate for management of dryland salinity. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 68-90. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0181-5>
- Walker, L. R., & del Moral, R. (2009). Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*, 12(1), 55-67.
- Wang, G., Fahey, T. J., Xue, S., & Liu, F. (2013). Root morphology and architecture respond to N addition in *Pinus tabuliformis*, west China. *Oecologia*, 171(2), 583-590. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2441-6>
- Watabe, Y., Leroueil, S., & Bihan, J.-P. L. (2000). Influence of compaction conditions on pore-size distribution and saturated hydraulic conductivity of a glacial till. *Canadian Geotechnical Journal*, 37, 1184-1194.
- Waugh, W. J. (2001). Uranium mill tailings covers: Evaluating long-term performance. Paper 244, Proc., 2001 Int. Conf. and Remediation Technology Conf. and Exhibition, DOE/EM-0620, Paper,
- Wildenschild, D., Vaz, C., Rivers, M., Rikard, D., & Christensen, B. (2002). Using X-ray computed tomography in hydrology: systems, resolutions, and limitations. *Journal of Hydrology*, 267(3-4), 285-297.
- Wu, G.-L., Cui, Z., & Huang, Z. (2021). Contribution of root decay process on soil infiltration capacity and soil water replenishment of planted forestland in semi-arid regions. *Geoderma*, 404. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115289>
- Wu, G.-L., Liu, Y., Yang, Z., Cui, Z., Deng, L., Chang, X.-F., & Shi, Z.-H. (2017). Root channels to indicate the increase in soil matrix water infiltration capacity of arid reclaimed mine soils. *Journal of Hydrology*, 546, 133-139. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.047>
- Wu, G.-L., Yang, Z., Cui, Z., Liu, Y., Fang, N.-F., & Shi, Z.-H. (2016). Mixed artificial grasslands with more roots improved mine soil infiltration capacity. *Journal of Hydrology*, 535, 54-60. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.059>
- Wuest, S. B. (2001). Soil biopore estimation: effects of tillage, nitrogen, and photographic resolution. *Soil and Tillage Research*, 62(3-4), 111-116.
- Zhang, X., & Wang, W. (2015). The decomposition of fine and coarse roots: their global patterns and controlling factors. *Sci Rep*, 5, 9940. <https://doi.org/10.1038/srep09940>
- Zhang, Y., Niu, J., Zhang, M., Xiao, Z., & Zhu, W. (2016). Interaction Between Plant Roots and Soil Water Flow in Response to Preferential Flow Paths in Northern China. *Land Degradation & Development*, 28(2), 648-663. <https://doi.org/10.1002/ldr.2592>

- Zhang, Z., Liu, K., Zhou, H., Lin, H., Li, D., & Peng, X. (2018). Three dimensional characteristics of biopores and non-biopores in the subsoil respond differently to land use and fertilization. *Plant and Soil*, 428, 453-467.
- Zhang, Z., Shu, W., Lan, C., & Wong, M. H. (2001). Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restoration Ecology*, 9(4), 378-385.
- Zhao, Y., Wu, P., Zhao, S., & Feng, H. (2013). Variation of soil infiltrability across a 79-year chronosequence of naturally restored grassland on the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, 504, 94-103. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.039>

ANNEXE A VALEURS D'INDICE DE SURFACE FOLIAIRE (LAI) POUR DES SAULES

Tableau A.1 Valeurs de LAI de saules de 1 à 3 ans calculées selon différentes méthodes (extrait de Estonian Academy of Science, 2004). Les parcelles fertilisées (sdF) présentaient une valeur de LAI plus élevée que les parcelles témoins non fertilisées (svC). NE : non estimé

Parcelle	Year	Allometric LAI Estimation	LAI estimation from litter collection	Indirect LAI Estimation by “fish-eye” photography_canopy (v2.0A; Regent Instruments Inc., Québec, Canada) program
svC	1995	1,50	NE	NE
	1996	1,00	NE	NE
	1997	2,30	4,30	2,40
svF	1995	4,50	NE	NE
	1996	5,10	NE	NE
	1997	6,10	6,80	2,70
sdC	1995	1,20	NE	NE
	1996	3,20	NE	NE
	1997	2,80	4,90	2,90
sdF	1995	7,20	NE	NE
	1996	16,60	NE	NE
	1997	9,20	6,40	2,40

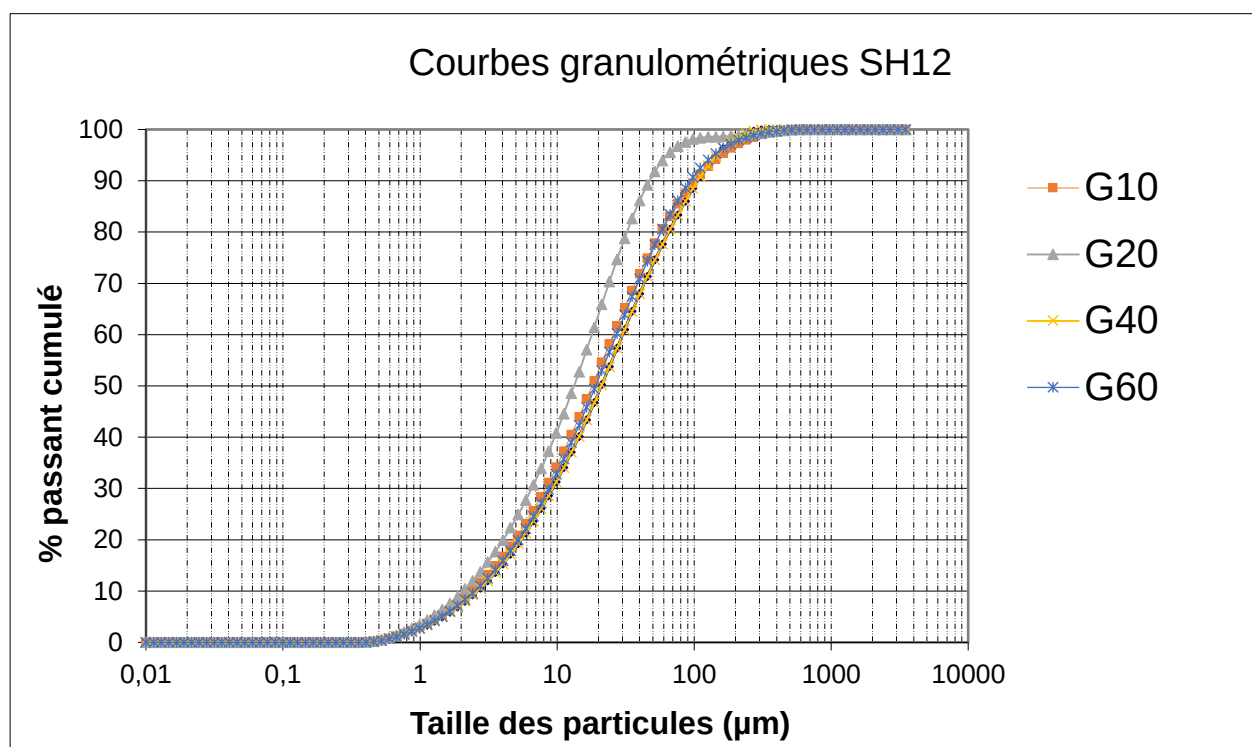
ANNEXE B PROFILS GRANULOMÉTRIQUES DES STATIONS

Figure B.1 Profil granulométrique de la SH12

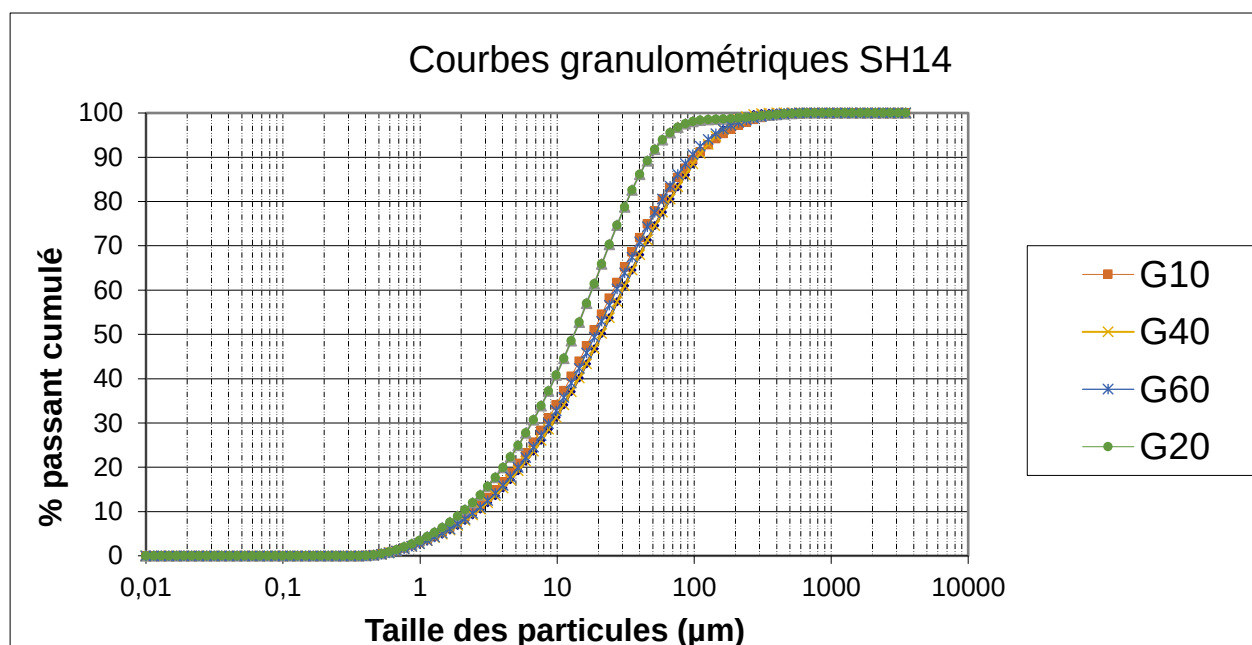


Figure B.2 Profil granulométrique de la SH14

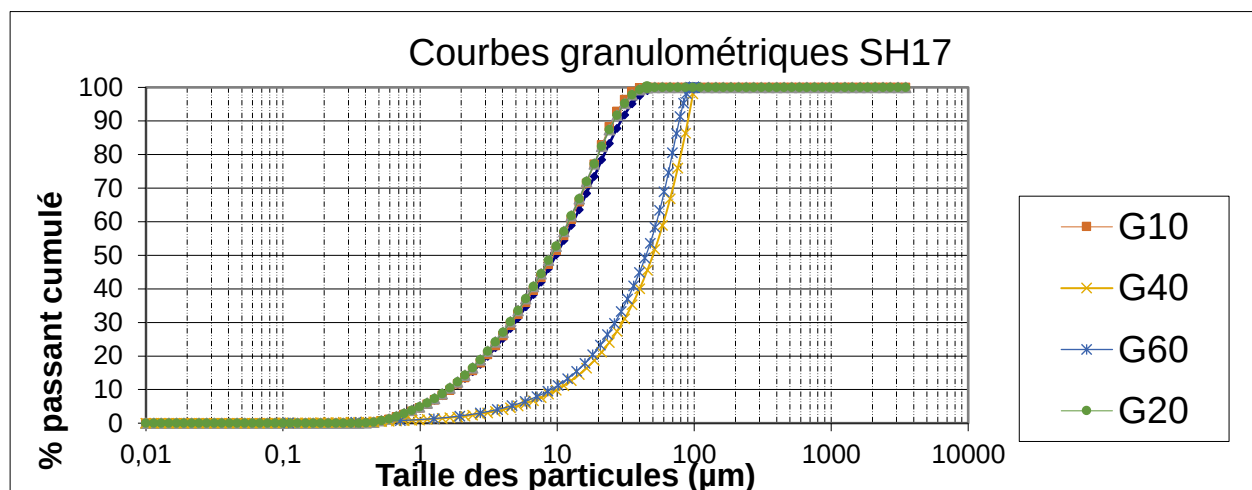


Figure B.3 Profil granulométrique de la SH17

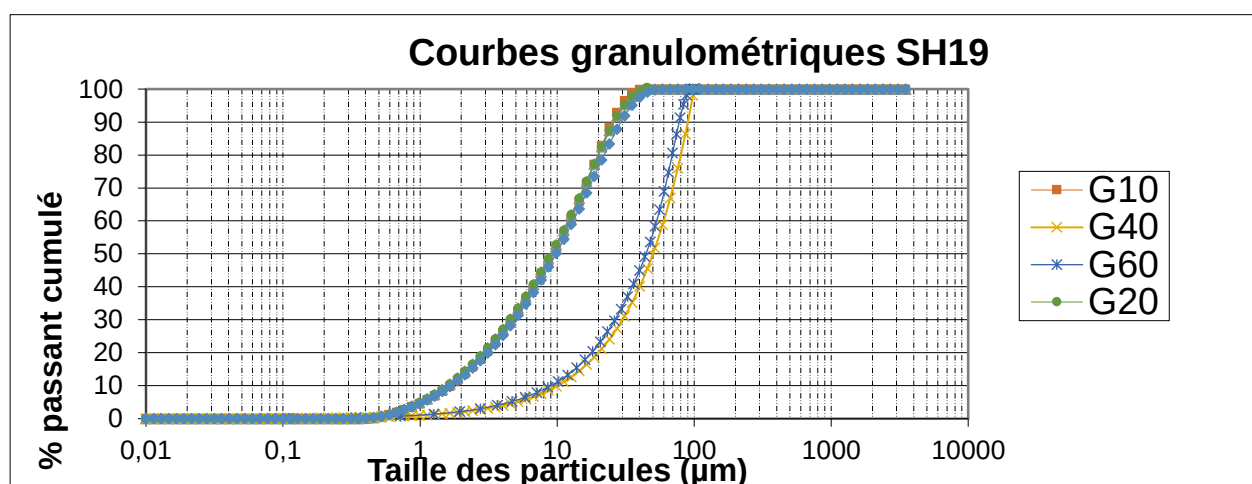


Figure B.4 Profil granulométrique de la SH19

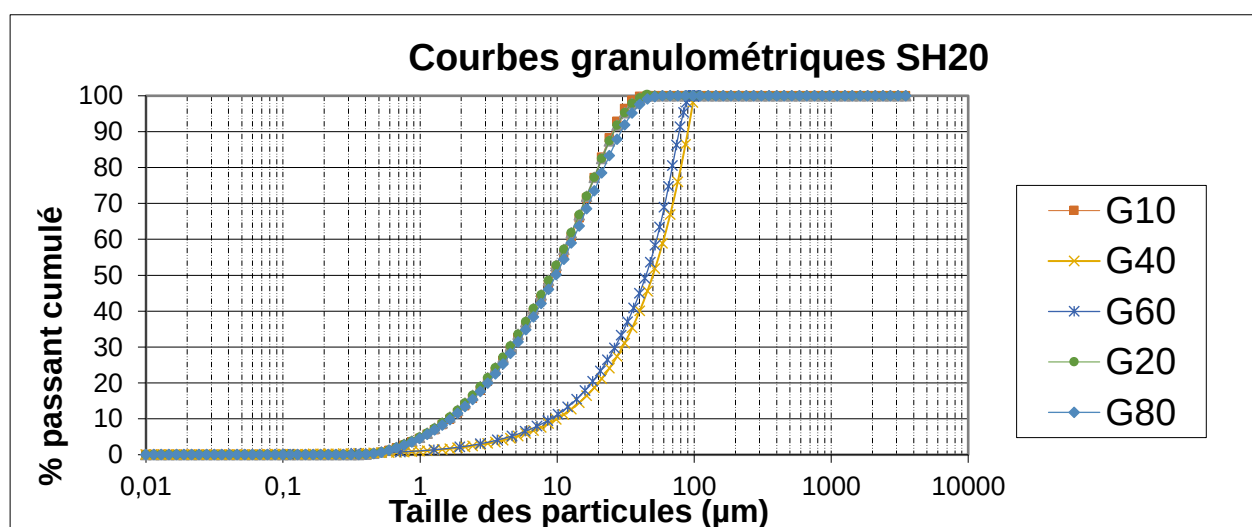


Figure B.5 Profil granulométrique de la SH14

ANNEXE B COMPARAISON ENTRE LES MÉTHODES D'ÉTUDE DES RACINES AVEC WINRHIZO ET TOMOGRAPHIE AUX RAYONS X

Tableau B.2 : Avantages et limites de la méthode d'étude des racines par WinRhizo et Tomographie aux rayons X (Rabot et al., 2018 ; Abbogun et al., 2012; Wildenschild et al., 2002)

Méthode d'étude des racines par WinRhizo		Méthode d'étude des racines par Tomographie	
Avantages	Limites	Avantages	Limites
Identification et acquisition rapides d'images des racines (en quelques secondes)	Méthode d'étude destructive	Méthode d'étude non destructive	Temps d'acquisition d'images long (2,5h par balayage pour chaque échantillon)
Analyse rapide des racines ainsi qu'une rapide quantification de leurs longueurs et diamètres	Temps de lavage, de récupération et de numérisation des racines très long (plusieurs jours dépendamment de la quantité de racines par volume de sol)	Pas de lavage ou numérisation des racines	Temps de traitement et d'analyse d'images longs (plusieurs jours par échantillon)
Pas besoin de traitement d'images avec des filtres	Pertes potentielles des racines fines ($d < 2 \text{ mm}$) lors de leurs manipulations	Pas de pertes des racines	Distinction difficile entre les objets de faible absorption des rayons X tels que l'air ou l'eau des pores ou encore la MO des racines
	Taille minimale de la maille du tamis de lavage des racines ($710 \mu\text{m}$) ne permettant pas d'analyser les racines de taille $\leq 710 \mu\text{m}$	Résolution fine de $53,3 \mu\text{m}$ permettant de détecter des racines de taille minimale de $160 \mu\text{m}$	Limite de volume des échantillons pouvant être scannés (40 cm^3 dans cette étude)

		Visualisation 3D de la distribution réelle non perturbée du système racinaire	Méthode couteuse en énergie
--	--	---	-----------------------------