



Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de la personne autrice de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'autrice ou l'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

**Modélisation du bilan hydrique de cellules expérimentales de roches stériles
avec ou sans recouvrement végétalisé**

JULIETA JALABERT

Département des génies civil, géologique et des mines

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

Génie Minéral

Mai 2024

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

et

l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Ce mémoire intitulé :

**Modélisation du bilan hydrique de cellules expérimentales de restauration sur
roches stériles avec et sans végétation**

présenté par **Julieta JALABERT**

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

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

Éric ROSA, président

Marie GUITTONNY, membre et directrice de recherche

Bruno BUSSIÈRE, membre et codirecteur de recherche

François DUHAIME, membre

DÉDICACE

À ma famille, à mon conjoint, à mes amis, qui m'ont toujours soutenu et encouragé.

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude envers ma directrice de recherche, Marie Guittonny, pour son encadrement précieux et son soutien. Je te suis reconnaissante d'avoir discerné mon potentiel et de m'avoir accordé ta confiance pour mener à bien ce projet. Tes encouragements ont été une source d'inspiration tout au long de ce parcours académique. Je souhaite également exprimer ma gratitude envers mon co-directeur, Bruno Bussière, pour son appui et ses précieux conseils, notamment dans les domaines de l'hydrogéologie et de la modélisation numérique.

Je souhaite exprimer ma gratitude à la mine Canadian Malartic de Mines Agnico Eagle Limitée pour m'avoir accordé l'accès au site afin d'effectuer les suivis bimensuels, ainsi que pour m'avoir fourni les matériaux nécessaires pour la réalisation de ce projet. Je tiens particulièrement à remercier Nathalie Chevé, Blandine Arseneault et Marie-Pier Éthier pour leur soutien.

Je souhaite également adresser mes remerciements à l'Institut de Recherche en Mines et Environnement (IRME) UQAT – Polytechnique Montréal, ainsi qu'à ses partenaires de la chaire industrielle CRSNG-UQAT pour le financement de mon projet de recherche.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers l'équipe technique de l'URSTM pour leur aide précieuse lors des travaux sur le terrain et en laboratoire. Un remerciement particulier à Sylvette Awoh, Pierre-Alain Jacques, Guillaume Noirant, Jean-Christophe Turcotte, Gwendoline Hotton, Joël Beauregard et Alain Perreault pour m'avoir accompagnée, aidée et conseillée tout au long de la réalisation de la partie technique de ce projet.

Enfin, je souhaite remercier mes amis, Vincent Marmier et Aurélia Clément, pour leur présence tout au long de mon parcours et pour leur écoute inconditionnelle. J'ai eu la chance de vous rencontrer car vous m'avez aidée à grandir en tant qu'être humain.

RÉSUMÉ

L'industrie minière génère de grandes quantités de roches stériles qui doivent être entreposées en surface dans des haldes. Ces haldes occupent une superficie importante et peuvent atteindre une hauteur considérable. Elles constituent un milieu favorable à l'infiltration de l'eau. La gestion des volumes d'eau importants engendrés par cette percolation représente un défi pour l'industrie minière pendant les opérations et après restauration, en particulier si l'eau est contaminée ou lors d'événements extrêmes de précipitations. Ainsi, toute réduction de ces volumes représente un avantage pour les gestionnaires de sites.

Dans un climat humide comme celui du Québec, des volumes importants d'eau peuvent s'infiltrer et percoler à travers les haldes à stériles. Il a été démontré que l'utilisation d'un recouvrement de sol végétalisé est une technique prometteuse pour réduire le volume d'eau des précipitations qui percole. Cette technique combine l'utilisation d'une couverture ayant la capacité de stocker l'eau de pluie pendant les périodes humides et de la relarguer par évaporation pendant les périodes sèches. La présence de plantes contribue également à diminuer la quantité d'eau disponible dans le sol. Cette approche s'apparente au concept d'un recouvrement évapotranspirant de type stockage-relargage (SR).

L'approche de conception des recouvrements recommandée en restauration minière intègre l'utilisation de modèles numériques couplée à des essais à différentes échelles pour identifier les meilleurs designs. Il semble essentiel d'intégrer l'effet de la végétation dans ces approches, mais peu de travaux sont encore disponibles sur la capacité des modèles numériques à intégrer cet effet de manière satisfaisante.

Ce projet vise à évaluer l'effet de la végétalisation sur le bilan hydrique de roches stériles et à déterminer la capacité d'un modèle numérique d'hydrogéologie non saturée à simuler cet effet. L'approche proposée pour la réalisation de ce projet s'est appuyée dans un premier temps sur l'évaluation et la quantification des composantes du bilan hydrique dans un contexte minier réel. Trois cellules lysimétriques à grande échelle (64 m^2 - 71 m^2), équipées de sondes de teneur en eau, de réservoirs collecteurs et de sondes de niveau pour mesurer la percolation, et d'une station météorologique pour quantifier les différents paramètres météorologiques, ont été construites sur la berme ouest du parc à résidus de la mine Canadian Malartic (MCM). La première cellule était

composée de 1,2 m de roches stériles seules (Lys-5), la deuxième de 1,2 m de roches stériles avec un recouvrement en sol de 0,5 m d'épaisseur (Lys-4), et la troisième de 1,2 m de roches stériles avec un recouvrement en sol de 0,5 m d'épaisseur végétalisé avec une plantation de saule à croissance rapide (*Salix miyabeana* Sx64) (Lys-2). Le recouvrement en sol des cellules Lys-4 et Lys-2 comportait 0,4 m de mort-terrain, classifié comme du sable silteux avec gravier, présentant une distribution granulométrique faiblement étalée (SP – Classification USCS) (désigné sous le nom de MT ou MT-SP dans le présent document), et 0,1 m de terre végétale.

Un suivi sur cinq saisons de croissance (2017-2021), de juin à octobre, a montré que la percolation représente la principale composante du bilan hydrique des roches stériles non restaurées (Lys-5). Sur roches stériles seules, la percolation a atteint des valeurs entre 75 % et 86 % des précipitations cumulées. L'ajout d'une couche de sol de 0,5 m (Lys-4) a entraîné une diminution de 36 % du volume d'eau de précipitation percolant au cours de la première année, atteignant un maximum de 64 % de réduction en 2021. Et finalement, l'ajout d'une plantation de saules à croissance rapide sur le recouvrement de sol, a permis de mieux contrôler le volume de percolation. Les résultats ont montré une réduction pouvant aller jusqu'à 88 % de la percolation par rapport à la cellule de stériles sans recouvrement (Lys-5) et jusqu'à 34 % par rapport à la cellule avec un recouvrement non végétalisé (Lys-4).

Dans un deuxième temps, l'approche a consisté à utiliser un modèle numérique d'éléments finis (SEEP/W) pour simuler la dynamique d'écoulement observée sur les trois cellules de terrain. Les modèles ont été calibrés et vérifiés à l'aide des données de terrain en ajustant les propriétés hydrogéologiques des matériaux et les paramètres de végétation.

Les résultats des simulations du logiciel SEEP/W ont démontré la possibilité de simuler efficacement la dynamique de percolation observée sur chaque cellule de terrain. Le calibrage et la vérification du Cas 1 avec roches stériles seules indiquent que le modèle est capable de reproduire la dynamique de percolation générale observée sur le terrain, mais qu'il peut exister une légère surestimation ou sous-estimation de la percolation pendant certains épisodes pluvieux (RMSE 0,005 - 0,008 m³). Pour les simulations avec couche de sol ± plantation de saules (Cas 2 et Cas 3), les simulations ont également été capables de reproduire la dynamique de percolation avec des RMSE de 0,005 - 0,006 m³ pour le Cas 2, et de 0,003 - 0,0013 m³ pour le cas 3. Cependant, des écarts ont été observés entre les valeurs simulées et mesurées de teneur en eau volumique dans le

sol, particulièrement dans le mort-terrain (RMSE de 0,040 - 0,048 m³/m³ pour le Cas 2, et de 0,092 - 0,099 m³/m³ pour le cas 3). Dans les Cas 1 et 2, il a été nécessaire d'augmenter d'un ordre de grandeur les valeurs de conductivité hydraulique saturée mesurées au laboratoire des trois matériaux (stériles, MT-SP et terre végétale), tout en restant dans une gamme de valeurs réalistes, pour obtenir un modèle reflétant la percolation sur le terrain.

Deux paramètres entraînent des divergences importantes entre évapotranspiration simulée et déduite des mesures terrain, lorsque l'équation de Penman-Wilson est utilisée : l'indice de surface foliaire et la pression interstitielle minimale à la surface du modèle. Pour poursuivre les travaux, il serait conseillé d'évaluer pourquoi le modèle de Penman-Wilson, lorsque combiné à des valeurs de LAI plus élevées, donne des résultats d'évapotranspiration qui dépassent les précipitations. Il serait également nécessaire d'étudier la nécessité d'imposer une pression interstitielle minimale à la surface du modèle pour contrôler la perte d'eau par évaporation. Sans contrainte, les succions générées à la surface atteignent des valeurs excessivement élevées, atteignant plusieurs dizaines de milliers de kPa.

ABSTRACT

The mining industry generates large quantities of waste rock, which must be stored on the surface in stockpiles. These stockpiles occupy large areas and can reach considerable heights. They constitute a favorable environment for water infiltration. Managing the large volumes of water generated by this percolation is a challenge for the mining industry during operations and after reclamation, particularly if the water is contaminated or during extreme precipitation events. Thus, any reduction in these volumes represents an advantage for site managers.

In a humid climate like Quebec's, large volumes of water can infiltrate and percolate through waste rock piles. The use of a vegetated soil cover has been shown to be a promising technique for reducing the volume of water percolating from precipitation. This technique combines the use of a cover with the capacity to store rainwater during wet periods and release it by evaporation during dry periods. The presence of plants also helps to reduce the amount of water available in the soil. This approach is similar to the concept of an evapotranspiration storage-release (SR) cover.

This concept of covers recommended for mine incorporates the use of numerical models coupled with testing at different scales to identify the best designs. It seems essential to incorporate the effect of vegetation in these approaches, but little work is yet available on the ability of numerical models to integrate this effect satisfactorily.

The aim of this project is to assess the effect of vegetation on the water balance of waste rock, and to determine the ability of a numerical model of unsaturated hydrogeology to simulate this effect. The approach proposed for this project was based initially on the evaluation and quantification of water balance components in a real mining context. Three large-scale lysimeter cells (64 m^2 – 71 m^2), equipped with water content probes, collection tanks, level probes to measure percolation and a weather station to quantify the various meteorological parameters, were built on the western bench of the Canadian Malartic Mine (CMM) tailings facility. The first cell consisted of 1.2 m of waste rock alone (Lys-5), the second of 1.2 m of waste rock with a 0.5 m thick soil cover (Lys-4), and the third of 1.2 m of waste rock with a 0.5 m thick vegetated soil cover consisting of a plantation of fast-growing willow (*Salix miyabeana* Sx64) (Lys-2). The soil cover of cells Lys-4 and Lys-2 consisted of 0.4 m of overburden, classified as silty sand with gravel, with a poorly graded particle

size distribution (SP - USCS Classification) (referred to as MT or MT-SP in this document) and 0.1 m of topsoil.

Monitoring over five growing seasons (2017-2021), from June to October, showed that percolation represents the main component of the water balance on unrestored waste rock (Lys-5). On waste rock alone, percolation reached values between 75 % and 86 % of cumulative precipitation. The addition of a 0.5 m layer of soil (Lys-4) resulted in a 36 % reduction in the volume of precipitation percolating in the first year, reaching a maximum reduction of 64 % in 2021. And finally, the addition of a fast-growing willow plantation on the soil cover helped to better control percolation volume. Results showed a reduction of up to 88 % in percolation compared with the waste rock cell without a cover (Lys-5) and up to 34 % compared with the cell with an unvegetated cover (Lys-4).

Secondly, a numerical finite element model (SEEP/W) was used to simulate the flow dynamics observed on the three field cells. The models were calibrated and validated using field data, adjusting the hydrogeological properties of the materials and vegetation parameters.

The results of the SEEP/W software simulations demonstrated the ability to effectively simulate the percolation dynamics observed on each field cell. Calibration and verification of Case 1 with waste rock alone indicate that the model is capable of reproducing the general percolation dynamics observed in the field, but that there may be a slight overestimation or underestimation of percolation during certain rainfall events (RMSE 0.005 - 0.008 m³). For simulations with soil layer ± willow planting (Case 2 and Case 3), the simulations were also able to reproduce percolation dynamics with RMSE of 0.005 - 0.006 m³ for Case 2, and 0.003 - 0.0013 m³ for Case 3. However, discrepancies were observed between simulated and measured soil volumetric water content values, particularly in the overburden (RMSE of 0.040 - 0.048 m³/m³ for Case 2, and 0.092 - 0.099 m³/m³ for Case 3). In Cases 1 and 2, it was necessary to increase the saturated hydraulic conductivity values measured in the laboratory for the three materials (waste rock, overburden – MT-SP and topsoil) by an order of magnitude, while remaining within a realistic range of values, to obtain a model reflecting percolation in the field.

Two parameters cause significant discrepancies between simulated evapotranspiration and that deduced from field measurements, when the Penman-Wilson equation is used: leaf area index and minimum pore water pressure at the model surface. For further work, it would be advisable to

assess why the Penman-Wilson model, when combined with higher LAI values, gives evapotranspiration results that exceed precipitation. It would also be necessary to investigate the need to impose a minimum pore water pressure at the model surface to control evaporative water loss. Without this constraint, suctions generated at the surface reach excessively high values, reaching several tens of thousands of kPa.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVI
LISTE DES ANNEXES.....	XXXIII
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Contexte de l'étude.....	1
1.2 Problématique.....	3
1.3 Objectifs du projet et approche méthodologique.....	5
1.4 Structure et contenu du mémoire.....	7
1.5 Retombées du projet	8
2 REVUE DE LITTÉRATURE	10
2.1 Approches de restauration des sites miniers.....	10
2.1.1 Généralités.....	10
2.1.2 Recouvrement stockage-relargage ou évapotranspirant.....	11
2.2 Végétation.....	12
2.2.1 Contexte forestier au Canada	13
2.2.2 Végétalisation en contexte minier sur des roches stériles	14
2.2.3 Rôle de la couche de terre végétale	15
2.2.4 Rôle de la couche de support à la végétation	15
2.3 Bilan hydrique	16

2.3.1	Bilan hydrique et ses composantes.....	16
2.3.2	Infiltration, variation du stockage d'eau et percolation.....	18
2.3.3	Évapotranspiration	22
2.3.4	Évapotranspiration : Estimation et mesure.....	25
2.3.5	Évaluation du bilan hydrique en contexte minier.....	27
2.3.6	Ratio infiltration/évaporation sur roche stérile.....	32
2.3.7	Effet de l'ajout d'une couche de sol sur le bilan hydrique.....	33
2.4	Effet de la végétation sur le bilan hydrique.....	34
2.4.1	Stockage (ΔS).....	34
2.4.2	Infiltration/percolation	35
2.4.3	Interception.....	36
2.4.4	Évapotranspiration	36
2.5	Modélisation numérique.....	37
2.5.1	Modèle numérique SEEP/W	40
2.5.2	Limites du logiciel SEEP/W	58
3	MATÉRIAUX ET MÉTHODES	59
3.1	Programme de terrain	60
3.1.1	Description du site et du climat.....	60
3.1.2	Dispositifs expérimentaux.....	63
3.1.3	Caractérisation des matériaux	66
3.1.4	Suivi de terrain	79
3.2	Modèles numériques pour simuler l'écoulement de l'eau dans le sol.....	97
3.2.1	Détermination des périodes à utiliser pour la modélisation	97
3.2.2	Sélection des données de terrain pour la modélisation	99
3.2.3	Spécifications du modèle numérique	101

3.3	Nomenclature des modèles	114
3.4	Série de modélisations	114
3.5	Outil de sélection de la meilleure simulation	116
4	RÉSULTATS ET DISCUSSION – MESURES DE TERRAIN	117
4.1	Mesures de précipitations	117
4.2	Caractérisation de la percolation et du bilan hydrique des roches stériles et évaluation de l'effet de l'ajout d'une couche de sol sur les stériles	119
4.3	Ratio infiltration/évaporation pour les roches stériles	122
4.4	Évaluation de l'effet potentiel de la végétation sur l'évapotranspiration et le bilan hydrique	123
4.5	Discussion sur les résultats de terrain et incertitudes	131
4.5.1	Percolation et bilan hydrique des roches stériles non restaurées – Cellule Lys-5..	132
4.5.2	Efficacité du recouvrement de sol pour réduire la percolation – Cellule Lys-4	134
4.5.3	Efficacité du recouvrement de sol végétalisé pour réduire la percolation en augmentant la composante d'évapotranspiration.	135
4.5.4	Défis et incertitudes liés aux mesures dans les cellules terrain	136
5	RÉSULTATS ET DISCUSSION – MODÉLISATION NUMÉRIQUE	140
5.1	Cas 1 – Calibrage et vérification du modèle en ajustant les paramètres hydrogéologiques des roches stériles de la cellule Lys-5	140
5.2	Cas 2 – Calibrage et vérification du modèle en faisant varier les paramètres hydrogéologiques du mort-terrain et de la terre végétale de la cellule Lys- 4	143
5.3	Cas 3 – Calibrage et vérification du modèle en faisant varier les paramètres de végétation de la cellule Lys-2	147
5.4	Analyse de la dynamique de percolation et de l'évolution de la TEV des modèles vérifiés et calibrés	150
5.4.1	Cas 1 : Roches stériles (Lys-5)	151
5.4.2	Cas 2 : Roches stériles avec couverture de sol sans végétation (Lys-4)	153

5.4.3	Cas 3 : Roches stériles avec couverture de sol et végétation (Lys-2)	157
5.5	Discussion sur les résultats de la modélisation numérique.....	163
5.5.1	Analyse des écarts entre TEV mesurées et simulées avec des modèles calibrés et vérifiés	163
5.5.2	Modification de la conductivité hydraulique des matériaux	165
5.5.3	Effets de barrière capillaire	166
5.5.4	Paramètres d'ajustement pour limiter l'évaporation	168
6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	172
6.1	Principales conclusions.....	172
6.2	Recommandations	174
	RÉFÉRENCES.....	177
	ANNEXES	189

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Compilation des études quantitatives des composantes du bilan hydrique réalisées en contexte minier sur des roches stériles en pourcentage des précipitations cumulées. Pr : percolation, ΔS : variation du stockage d'eau, R : ruissellement, I : infiltration, E : évaporation et T : transpiration.	29
Tableau 2.2 : Paramètres en lien avec les propriétés des matériaux à entrer dans SEEP/W en condition saturée ou non saturée.	41
Tableau 3.1 : Normales mensuelles des précipitations moyennes (solides et liquides) et température moyenne journalière à la station météorologique de Val-d'Or aéroport (période de 1971 à 2000) (Environnement Canada, 2023b).	62
Tableau 3.2 : Configuration des cellules lysimètres.	66
Tableau 3.3 : Caractéristiques agronomiques moyennes de la terre végétale (moyenne $\pm$ erreur standard, N=3).	66
Tableau 3.4 : Valeurs moyennes (N=5) $\pm$ l'erreur standard et valeurs minimale et maximale [] de la densité relative des grains (G_s) par cellule et type de sol.	69
Tableau 3.5 : Masse volumique sèche moyenne (ρ_s) par la méthode du cône de sable (N=5) et de l'anneau (N=8 mort-terrain et N=4 terre végétale) en 2021.	71
Tableau 3.6 : Teneur en eau massique moyenne (N échantillons), minimum et maximum [] et teneur en eau volumique.	72
Tableau 3.7 : Mesures de la porosité (n) effectuées durant le projet avec les méthodes d'échantillonnage pour le mort-terrain (MT) et la terre végétale (TS).	73
Tableau 3.8 : Propriétés granulométriques moyennes du mort-terrain, de la terre végétale et des roches stériles.	75
Tableau 3.9 : Pourcentage moyen de matière organique dans la terre végétale par perte au feu..	76
Tableau 3.10 : Mesures d'épaisseur des couches de couverture réalisées pendant le démantèlement (19 octobre 2021).	84

Tableau 3.11 : Données de végétation pour le calcul du LAI moyen par arbre (N=3).	88
Tableau 3.12 : Nombre d'arbustes et taux de survie des saules dans la cellule Lys- 2.....	89
Tableau 3.13 : Évolution de la fraction du couvert végétal sur la cellule Lys-2.....	89
Tableau 3.14 : Profondeur d'enracinement maximale moyenne et erreur standard observées le 19 octobre 2021 (N=4).	90
Tableau 3.15 : Compilation des résultats racinaires pour le calcul du RLD de la cellule Lys-2 observés le 1 ^{er} octobre 2020 (N=4).	90
Tableau 3.16 : Dimensions des réservoirs de collecte d'eau de percolation et des cellules lysimètres et valeur du facteur de conversion.....	91
Tableau 3.17 : Périodes et estimation des volumes de débordement des réservoirs d'eau de percolation.	93
Tableau 3.18 : Dates de début et fin des mesures de terrain et de la saison de croissance pour les années 2017 à 2021.	98
Tableau 3.19 : Dates de début et de fin à utiliser pour les modélisations numériques.	98
Tableau 3.20 : Dates de début et de fin utilisées pour les modélisations numériques et durée de chaque modèle.....	101
Tableau 3.21 : Conditions aux limites pour le calibrage et la vérification de chaque cas.	107
Tableau 3.22 : Propriétés hydrogéologiques des matériaux correspondant aux modèles numériques calibrés et vérifiés.....	114
Tableau 3.23 : Série de modèles du Cas 1.....	115
Tableau 3.24 : Série de modèles du Cas 2.....	115
Tableau 3.25 : Série de modèles du Cas 3.....	115
Tableau A.1 : Propriétés granulométriques du mort-terrain (MT-SP).....	189
Tableau A.2 : Propriétés granulométriques de la terre végétale.	189

Tableau C.3 : Ports des sondes TEV pour le calcul du stockage de 2017 à 2021 pour la terre végétale (TS) et le mort-terrain (MT-SP).	195
Tableau G.4 : Synthèse des propriétés hydrogéologiques de roches stériles	214
Tableau G.5 : Mesures des propriétés hydrogéologiques du mort-terrain (MT-SP) avant et après 10 cycles de gel-dégel.	216

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : a) Courbe de rétention d'eau (CRE); b) Fonction de conductivité hydraulique, adapté de Khire et al. (1999).....	12
Figure 2.2 : Représentation schématique du bilan hydrique de la zone racinaire (adapté de Hillel et al., 1998).....	17
Figure 2.3 : Profil hydrique du sol pendant une infiltration (Anctil et al., 2012).	20
Figure 2.4 : Quantité d'eau disponible dans le sol pour les plantes en fonction de la texture du sol (Chapin III et al., 2011).	21
Figure 2.5 : Variation du potentiel hydrique dans le continuum sol-plante-atmosphère (Hillel, 2004).....	24
Figure 2.6 : Représentation schématique d'un lysimètre volumique (adapté d'Anctil et al., 2012).	27
Figure 2.7 : Approche conceptuelle de la modélisation numérique (Bussière, 1999, modifié de Woessner et Anderson, 1996).	39
Figure 2.8 : Coefficients d'albédo pour l'eau et différents matériaux terrestres avec ou sans végétation (Adapté de Fredlund et al., 2012).	43
Figure 2.9 : Représentation schématique du LAI.....	50
Figure 2.10 : Exemple de fonction de LAI pour trois différents types de couverture végétale sur une période d'un an. (Tiré de Fredlund et al., 2012, adapté de Tratch et al., 1995).	51
Figure 2.11 : Schéma du profil racinaire avec séquence de carottage et échantillon cylindrique pour analyse.....	53
Figure 2.12 : Schéma d'un profil racinaire d'une plante avec le taux d'extraction d'humidité par tranche et la profondeur maximale d'enracinement.....	54
Figure 2.13 : Variation du coefficient de réduction de l'absorption d'eau ($\propto r_w$) par les racines en fonction de la charge hydraulique du sol (h) (cm) et du taux de transpiration potentiel (T) (cm/jour) (tiré de Feddes et al., 2001).	55

Figure 2.14 : Représentation graphique de la fraction du couvert végétal.....	57
Figure 3.1 : Carte des provinces géologiques et projets miniers sur le long de la Faille Cadillac en Abitibi-Témiscamingue (MRNF, 2023).....	61
Figure 3.2 : Vue aérienne de la mine Canadian Malartic (MCM) et des cellules lysimètres expérimentales (Google Earth Pro, 2021). Altitude : 6,3 km (pour image à droite) et 650 m pour les cellules lysimètres (image à gauche). Reproduit avec permission.	63
Figure 3.3 : Représentation schématique des lysimètres construits à MCM en 2017. a) Lysimètre témoin (Lys-5); b) Lysimètre avec recouvrement (MT-SP et terre végétale) (Lys-2 et Lys 4), avec plantation de saules à croissance rapide (Lys-2) (adapté de Chevé et al., 2018).....	64
Figure 3.4 : Réservoir de collecte d'eau de percolation avec une capacité de 2000 L (à gauche) et trois réservoirs de collecte de capacité cumulative de 4000 L (à droite).	65
Figure 3.5 : Représentation schématique de la position des boutures de saules plantées et photo de la cellule Lys-2.	65
Figure 3.6 : Points d'échantillonnage sur chaque lysimètre.	68
Figure 3.7 : Cellules de Tempe connectées en série à une bombonne d'azote.....	79
Figure 3.8 : a) Sonde TEV ECH ₂ O (DECAGON - EC-5) et b) Système d'acquisition des données ZL06.	81
Figure 3.9 : a) réservoir de 2000 L, b) TD-Diver et c) lecteur Diver.....	82
Figure 3.10 : Position des tranchées pour mesure de l'épaisseur des couches et suivi racinaire du Lys-2. La goutte d'eau représente une observation d'une résurgence d'eau au fond de la tranchée. Les arbustes encadrés en orange ont été utilisés pour déterminer le LAI.....	83
Figure 3.11 : Photo de la tranchée T4 du Lys-1 prise le 19 octobre 2021.	84
Figure 3.12 : a) Résurgence d'eau dans une tranchée d'observation de la cellule Lys-2. b) Excavation de la cellule vis-à-vis le drain. c) Géotextile de protection du drain.....	86
Figure 3.13 : Défoliation d'un arbuste effectuée le 3 octobre 2018 (photo prise par l'équipe URSTM).....	87

Figure 3.14 : Scanner LI-3100 Area Meter.	88
Figure 3.15 : Mesures d'élévation et d'épaisseur des matériaux de la cellule Lys-2.	94
Figure 3.16 : Identification des périodes avec des données de terrain complètes pour calculer le bilan hydrique, basée sur le chevauchement des données de teneur en eau volumique (TEV) et de percolation (Pr), de la saison de croissance (SC) et des débordements pour les cellules Lys- 2, Lys- 4 et Lys-5 de 2017 à 2021.	100
Figure 3.17 : Modèle conceptuel des cellules de terrain et géométrie du modèle numérique unidimensionnel.	103
Figure 3.18 : Étapes du calibrage et vérification des propriétés hydrogéologiques des matériaux.	104
Figure 3.19 : Types de conditions aux limites utilisées dans la modélisation sur SEEP/W. Exemple du modèle numérique du Cas 1 avec à gauche les conditions limites en régime permanent et à droite les conditions limites en régime transitoire.....	107
Figure 3.20 : Exemple de répartition sinusoïdale journalière sur SEEP/W pour la vérification cas 3 sans végétation en 2017.....	108
Figure 3.21 : Variation du LAI minimum, moyen et maximum en fonction du temps pour les années 2020 et 2021 et fonctions de LAI utilisées pour le calibrage et la vérification du cas 3 végétalisé.....	110
Figure 3.22 : Fonctions de densité de racines normalisée selon la profondeur normalisée pour la modélisation sur SEEP/W.	111
Figure 3.23 : Fonctions de la fraction du couvert végétal pour la modélisation sur SEEP/W....	112
Figure 3.24 : Fonction de la limite d'humidité insérée dans SEEP/W.	112
Figure 3.25 : CRE et fonctions de perméabilités des matériaux correspondant aux modèles numériques calibrés et vérifié.	113
Figure 4.1 : Évolution des précipitations et comparaison entre les périodes de mesure du bilan hydrique au cours des cinq années de suivi.....	118

- Figure 4.2 : Percolation cumulative (Pr) et précipitations cumulées pour les années 2017 à 2021 pour les cellules lysimètres (Lys-5 : cellule témoin sans recouvrement – Lys-4 : cellule avec recouvrement non végétalisé)..... 120
- Figure 4.3 : Proportion relative des composantes du bilan hydrique en termes de pourcentage des précipitations cumulées pour les périodes de mesures en 2017-2021 : percolation cumulée (Pr), évaporation cumulée (E) et stockage relatif (ΔS) d'eau pour les cellules Lys- 4 et Lys- 5. 121
- Figure 4.4 : Évolution des moyennes (N=81) du diamètre et de la hauteur des saules de la cellule Lys-2 sur cinq ans (2017-2021). 124
- Figure 4.5 : : Évolution de la teneur en eau (lignes) dans le mort-terrain (MT-SP) (à 40 et 20 cm de profondeur, soit MT40 et MT20) et la terre végétale (à 5 cm de profondeur, soit TS5) des cellules Lys-2 (rose) et Lys-4 (bleu) et des précipitations (gris) entre 2017 et 2021. Mesures de la teneur en eau massique convertie en TEV (points) (méthode de l'anneau et cône de sable). Porosité moyenne (n) (lignes pointillées) par matériau obtenues avec la méthode de l'anneau. 126
- Figure 4.6 : Évaporation et évapotranspiration cumulative (trait plein), percolation cumulative (trait pointille) et précipitations cumulées pour les années 2017 à 2021 pour les cellules lysimètres (Lys- 4 (bleu) : cellule avec recouvrement non végétalisé – Lys-2 (rouge) : cellule avec recouvrement végétalisé)..... 129
- Figure 4.7 : Distribution des composantes du bilan hydrique en termes de pourcentage des précipitations cumulées pour les périodes de mesures en 2017-2021 : percolation cumulée (Pr), évaporation cumulée (E – Lys-4), évapotranspiration cumulée (ET – Lys-2) et stockage relatif (ΔS) d'eau pour les cellules Lys- 2 et Lys- 4..... 130
- Figure 5.1 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation (Pr) et d'évaporation (E) de la cellule Lys-5 en 2018 et résultats des modélisations numériques de calibrage du Cas 1. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation. 141

- Figure 5.2 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-5 en 2021 et résultats des modélisations numériques de la vérification du Cas 1. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation. 142
- Figure 5.3 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-4 en 2018 et résultats des modélisations numériques de calibrage du Cas 2. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation. 144
- Figure 5.4 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-4 en 2020 et résultats des modélisations numériques de vérification du Cas 2. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation. 146
- Figure 5.5 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-2 en 2020 et résultats des modélisations numériques de calibrage du Cas 3. Valeurs de RMSE pour le volume de percolation et les teneurs en eau volumiques dans le mort-terrain et la terre végétale observés et prédits par simulation. ... 148
- Figure 5.6 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-2 en 2021 et résultats des modélisations numériques de vérification du Cas 3. Valeurs de RMSE pour le volume de percolation et les teneurs en eau volumiques dans le mort-terrain et la terre végétale observés et prédits par simulation. ... 149
- Figure 5.7 : Dynamique de percolation cumulée (Pr) pour les modèles M1-C-C1 en 2018 (a) et M1- V-C1 en 2021 (b) (ligne verte pointillée) avec la percolation cumulée observée sur la cellule Lys- 5 (ligne verte pleine). 152
- Figure 5.8 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle M5-C-C2 simulée avec SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV dans le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) observés sur la cellule Lys-4 en 2017. 155

- Figure 5.9 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle M3-V-C2 simulée avec SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV dans le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) observés sur la cellule Lys-4 en 2020. 156
- Figure 5.10 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle vérifié M1-V-C3 sans végétation simulée sur SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV pour le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) mesurés sur la cellule Lys-2 en 2017..... 160
- Figure 5.11 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle calibré M5-C-C3 avec végétation simulée sur SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV pour le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) mesurés sur la cellule Lys-2 en 2020..... 161
- Figure 5.12 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle vérifié M2-V-C3 avec végétation simulée sur SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV pour le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) mesurés sur la cellule Lys-2 en 2021..... 162
- Figure 5.13 : Profil de pression (ou succion) du modèle M5-C-C2 pour l'état initial (équilibre hydrostatique) et à 3,5 et 16,5 jours de simulation..... 167
- Figure 5.14 : Évolution de la pression à la surface du modèle M5-C-C2 pour une MPWP = -12 kPa (ligne pleine) et MPWP définie par le logiciel (ligne pointillée). 169
- Figure 5.15 : Évolution du débit d'eau à la base du modèle M5-C-C2 pour une MPWP = -12 kPa (ligne pleine) et MPWP définie par le logiciel (ligne pointillée). 169
- Figure 5.16 : Évolution de la teneur en eau volumique (TEV) dans le mort-terrain (MT-SP_ (ligne bleue) et la terre végétale (ligne rose) du modèle M5-C-C2 pour une MPWP = -12 kPa (ligne pleine) et MPWP définie par le logiciel (ligne pointillée). 170

Figure A.1 : Courbes granulométriques combinées (tamisage et Malvern) pour le mort-terrain (MT-SP).	190
Figure A.2 : Courbes granulométriques combinées (tamisage et Malvern) pour la terre végétale.	190
Figure A.3 : Courbe granulométrique des roches stériles utilisées dans le projet de mémoire de Lavoie-Deraspe (2019) (stériles tamisés à 5 cm).	191
Figure B.4 : Courbe de calibrage de la terre végétale pour conversion des données de teneur en eau volumique enregistrées en tension électrique (mV). Calibrage réalisé par l'équipe de l'URSTM.....	194
Figure B.5 : Courbe de calibrage du MT-SP pour conversion des données de teneur en eau volumique enregistrées en tension électrique (mV). Calibrage réalisé par l'équipe de l'URSTM.....	194
Figure F.6 : Représentation schématique d'un volume de sol constitué de solides (S) avec des vides intermédiaires remplis d'eau (W) et d'air (A). (Adapté de O'Kane et al., 2002).	203
Figure F.7 : Schématisation de la courbe de rétention d'eau avec les points critiques : θ_s : teneur en eau à saturation [-]; θ_r : teneur en eau résiduelle [-]; ψ_a : pression d'entrée d'air (AEV) [L]; ψ_r : pression d'entrée d'eau (WEV) ou succion résiduelle [L] (tiré de Peregoedova, 2012).	205
Figure F.8 : Courbe de rétention d'eau caractéristique d'un milieu à double porosité (Burger et Shackelford, 2001).	207
Figure F.9 : Courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité utilisées dans les modélisations numériques.	215
Figure H.10 : Schéma 2D de la cellule Lys-5 avec les épaisseurs testées avec un modèle 1D (Jalabert, 2020).	217
Figure H.11 : Dynamique des précipitations et des percolations pour trois épaisseurs de roches stériles (0,5, 1,0 et 1,2 m).	218

Figure H.12 : Distribution des composantes de percolation et variation du stockage d'eau dans le sol pour trois épaisseurs de roches stériles (0,5, 1,0 et 1,2 m).	219
--	-----

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Abréviations	Description
A_c	Valeur d'entrée d'eau (WEV) (Figure 2.1)
A_f	Surface des feuilles [L^2]
A_i	Surface couverte du sol par la canopée (Figure 2.14) [L^2]
A_s	Surface du sol [L^2]
AEV	Pression d'entrée d'air (Air Entry Value, ψ_a) [L]
AP	Alex Proteau – simplification de la provenance des CRE
ASTM	American Society for Testing and Materials
a_c	Coefficient d'adhérence [-]
B	Aire grande base (Équation 3.8) [L^2]
BAPE	Bureau d'audience publique sur l'environnement
BH	Bilan Hydrique
b	Aire petite base (Équation 3.8) [L^2]
C	Calculé (Computed) – lien avec MPWP
C	Constante associée à la géométrie des grains du modèle de prédiction KC [-]
C_U	Coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$) [-]
C_d	Paramètre basé sur le diamètre effectif ($C_d = 1/\alpha^2$) [-]
$C_{e,x}$	Paramètres de tortuosité des pores [-]
CE	Conductivité électrique (Tableau 3.3) [$mS.cm^{-1}$]
CEBC	Couverture à effets de barrière capillaire
COT	Carbone organique total [-]
CRE	Courbe de rétention d'eau
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie
CSPA	Continuum sol-plante-atmosphère
c_{sa}	Capacité thermique spécifique de l'air (Équation 2.10) ($MJ/kg/^\circ C$)
D	Percolation (Équation 2.2) [L]
D_H	Diamètre équivalent des grains (Équation D.7) [L]

D_{10}	Diamètre des particules correspondant à 10 % passant sur la courbe granulométrique [L]
D_{60}	Diamètre des particules correspondant à 60 % passant sur la courbe granulométrique [L]
DMA	Drainage minier acide
d	Hauteur de déplacement du vent dans le plan zéro (Équation 2.11) [L]
E	Évaporation (Équation 2.2) [L]
ET	Évapotranspiration [L]
ET_P	Évapotranspiration potentielle [L]
ET_R	Évapotranspiration réelle (Équation 2.4) [L]
ET_{cr}	Évapotranspiration d'une culture de référence [L]
EDP	Équations aux dérivées partielles
EVP	Évaporation pendant les événements pluvieux sur SEEP/W
e	Indice des vides [-]
FC	Facteur de conversion de cm d'eau de percolation en mm d'eau de pluie (Équation 3.7) [-]
G_s	Densité relative des grains [-]
g	Accélération gravitationnelle (Équation D.1) [L.T ⁻²]
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
h	Charge hydraulique (Équation D.1) [L]
IRME	Institut de Recherche en Mines et Environnement
I	Irrigation (Équation 2.2) [L]
i	Gradient hydraulique (Équation D.3) [-]
h_{co}	Remontée capillaire [L]
h_a	Humidité relative de l'air [-]
h_c	Hauteur de la culture (Équation 2.11) [L]
h_{fg}	Chaleur latente de vaporisation ou énergie nécessaire pour évaporer une unité de masse d'eau (Équation 2.10) (MJ.M ⁻¹)
h_s	Humidité relative du sol [-]
K	Concentration en potassium (Tableau 3.3) [M.M ⁻¹]
KC	Kozeny-Carman

KCM	Kozeny-Carman modifié
k_{vK}	Constante de von Karman (Équation 2.11) [-]
k	Constante régissant l'extinction du rayonnement par le couvert végétal en fonction de l'angle du soleil (Équation 2.17) [-]
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée [L.T ⁻¹]
k_u	Conductivité hydraulique [L.T ⁻¹]
$k(\psi)$	Conductivité hydraulique de l'équation de Richards [L.T ⁻¹]
$k(u_w)$	Fonction de perméabilité [L.T ⁻¹]
kPa	kiloPascal [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
k_u	Fonction de perméabilité [L.T ⁻¹]
L	Hauteur de l'échantillon [L]
LAI	Indice de surface foliaire (leaf area index)
LCI	Interaction sol-atmosphère (land climate interaction)
Lys-2,4,5	Nom des cellules lysimètres
M_e	Masse de l'eau [M]
M_h	Masse du matériau humide [M]
M_c	Masse du contenant (Équation 3.4) [M]
M_{cds}	Masse du contenant et masse sèche de l'échantillon (Équation 3.4) [M]
M_{cms}	Masse du contenant et masse humide de l'échantillon (Équation 3.4) [M]
M_s	Masse sèche de l'échantillon (Équation 3.4) [M]
M_w	Masse d'eau (Équation 3.4) [M]
MCM	Mine Canadian Malartic
MDDEP	Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs (ancienne appellation)
MEF	Méthode des éléments finis
MELCCFP	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (nouvelle appellation depuis octobre 2022)
MERN	Ministère de l'Environnement et des Ressources Naturelles (ancienne appellation)
MK	Modèle modifié de Kovacs
MO	Matière organique

MPWP	Pression minimale d'eau interstitielle (Minimum Pore Water Pressure)
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (nouvelle appellation)
MT-SP	Mort-terrain classifié comme un sable silteux avec roche avec une pauvre distribution granulométrique
MT20	Mort-terrain (MT-SP) à 20 cm de la surface du sol (nom de la sonde)
MT40	Mort-terrain (MT-SP) à 40 cm de la surface du sol (nom de la sonde)
m	Coefficient de la distribution de taille des pores ($m \approx 1/C_U$ pour les matériaux granulaires) [-]
m_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) (Équation 2.5) [-]
NRLD	Densité de longueur racinaire normalisée
N_{tot}	Concentration totale en azote (Tableau 3.3) [M.M ⁻¹]
n_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle de van Genuchten (1980) (Équation 2.5) [-]
P	Pression statique (Équation D.1) [ML ⁻¹ T ⁻²]
P	Concentration en phosphore (Tableau 3.3) [M.M ⁻¹]
P	Précipitations[L]
PM	Équation de Penman-Monteith
PTFs	Fonctions de pédotransfert
PW	Équation de Penman-Wilson
PE	Évaporation potentielle (Potential Evaporation) (Équation 2.8) [L.T ⁻¹]
Pr	Percolation (Équation 2.4) [L]
p_{v0}^a	Pression de vapeur saturante à la température moyenne de l'air (Équation 2.10) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
p_v^a	Pression de vapeur saturante à la hauteur de référence (Équation 2.10) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
p_v^a	Pression de vapeur saturante à la hauteur de référence (Équation 2.16) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
q_{AE}	Flux d'évaporation réelle (Équation 2.15) [L.T ⁻¹]
q_E	Flux d'eau d'évaporation (Équation 2.7) [L.T ⁻¹]

q_I	Flux d'eau de l'infiltration (Équation 2.7) [L.T ⁻¹]
q_M	Flux d'eau de la fonte de neige (Équation 2.7) [L.T ⁻¹]
q_P	Flux d'eau des précipitations (Équation 2.7) [L.T ⁻¹]
q_{PE}	Flux d'évaporation potentielle (Équation 2.14) [L.T ⁻¹]
q_{PET}	Flux d'évapotranspiration potentielle (Équation 2.14) [L.T ⁻¹]
q_{PT}	Flux de transpiration potentielle (Équation 2.14) [L.T ⁻¹]
q_R	Flux d'eau de ruissellement (Équation 2.7) [L.T ⁻¹]
q_g	Flux thermique du sol (Équation 2.10) (MJ/m ² /jour)
q_n	Radiation nette (Équation 2.10) (MJ/m ² /jour)
q_n^*	Radiation nette (Équation 2.15) (mm/jour)
q_{root}^{max}	Flux maximal d'absorption d'eau par les racines par volume de sol [L.T ⁻¹]
R	Ruissellement (Équation 2.2) [L]
R _{I-E}	Ratio infiltration / évaporation [-]
RLD	Densité de longueur racinaire (Root Length Density) [L.L ⁻³]
R _{P-E}	Ratio percolation / évaporation
R _{tmax}	Profondeur maximale d'enracinement [L]
RLD	Densité de longueur racinaire (Root length Density) [L.L ⁻³]
r_a	Résistance aérodynamique (Équation 2.10) [T.L ⁻¹]
r_c	Résistance de la canopée (Équation 2.10) [T.L ⁻¹]
S_a	Degré de saturation dû aux forces d'adhésion (Équation D.16) [-]
S	Stockage en eau [L]
S_r	Degré de saturation [-]
S_s	Surface spécifique [L ² .M ⁻¹]
SC	Saison de croissance
SR	Stockage-relargage
Sx67	Espèce de saule à croissance rapide <i>Salix miyabeana</i>
Sx64	Espèce de saule à croissance rapide <i>Salix miyabeana</i>
T	Transpiration végétale [L]
TS	Terre végétale (topsoil)
TS5	Terre végétale à 5 cm de la surface du sol (nom de la sonde)
TEM	Teneur en eau massique

TEV	Teneur en eau volumique
T	Transpiration végétale (Équation 2.2) [L]
T	Taux de transpiration potentiel (Figure 2.13) [L.T ⁻¹]
U	Remontée capillaire vers la zone racinaire [L]
u	Vitesse du vent (Équation 2.9, 2.11 et 2.16) [L.T ⁻¹]
$u_{v_0}^{air}$	Pression de vapeur dans l'air au-dessus de la surface (Équation 2.9) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
u_v^{air}	Pression de vapeur saturée à la température moyenne de l'air (Équation 2.9) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
u_a	Pression atmosphérique (Équation 2.9) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
u_w	Pression de l'eau (Équation 2.9) [M.L ⁻¹ .T ⁻²]
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
URSTM	Unité de Recherche et service en technologies minières
V	Volume [L ³]
V _s	Volume occupé par le sol [L ³]
v	Vitesse du fluide (Équation D.1) [L.T ⁻¹]
W _w	Vitesse du vent (Équation 2.9) [L.T ⁻¹]
WEV	Valeur/pression d'entrée d'eau
w	Teneur en eau massique (TEM) [-]
z _{oh}	Hauteur de rugosité pour la chaleur et le flux de vapeur (Équation 2.11) [L]
z _{om}	Hauteur de rugosité de la surface pour le flux de quantité de mouvement (Équation 2.11) [L]
z _{ref}	Hauteur de référence (1.5 m) des mesures du vent, humidité relative et température (Équation 2.11) [L]
z	Élévation relative (Équation D.1) [L]
α_{rw}	Coefficient de réduction de l'absorption d'eau (Figure 2.13) [-]
α_4	Albédo [-]
α_{pente}	Angle de la pente de surface (Équation 2.7) [°]
α_{rw}	Facteur de réduction de l'absorption d'eau par la plante (Équation 2.21) [-]
α_{Kovacs}	Facteur de forme des particules [-]
α_{vG}	Paramètre d'ajustement en lien avec l'AEV (1/AEV) [L ⁻¹]

ΔS	Variation du stockage d'eau dans le sol (Équation 2.2) [L]
ΔV	Variation du stockage d'eau dans la plante (Équation 2.2) [L]
γ_w	Poids volumique de l'eau [$M.L^{-2}.T^{-2}$]
π_{root}	Distribution normalisée de l'absorption de l'eau (NRLD) (Équation 2.21)
Γ	Pente de la courbe de la pression saturante en fonction de la température (Équation 2.8) [$kPa.^{\circ}C^{-1}$]
θ	Teneur en eau volumique [$L^3.L^{-3}$]
θ_e	Teneur en eau équivalente réduite [-]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle [-]
θ_{sat}	Teneur en eau volumique à saturation [-]
θ_w	Teneur volumique en eau [-]
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau (10^{-3} Pa.s à 20°C) [$M.L^{-1}.T^{-1}$]
ρ	Masse volumique du fluide (Équation D.1) [$M.L^{-3}$]
ρ_s	Masse volumique sèche [$M.L^{-3}$]
ρ_a	Densité moyenne de l'air atmosphérique (Équation 2.10) [$M.L^{-3}$]
ρ_w	Masse volumique de l'eau [$M.L^{-3}$]
ψ	Succion matricielle [L]
ψ_a	Pression d'entrée d'air (ou AEV) [$M.L^{-1}.T^{-2}$]
ψ_r	Succion résiduelle
ψ_0	Succion à l'état sec (si h_{co} et ψ sont exprimés en cm, $\psi_0 = 10^7$ cm) [L]
ψ_n	Paramètre de normalisation (si h_{co} et ψ sont exprimés en cm, $\psi_n = 1$ cm) [L]
ψ_r	Succion pour atteindre la teneur en eau résiduelle (WEV)
γ_w	Poids volumique de l'eau (9,8 kN/m ³ à 20°C) [$M.L^{-2}.T^{-2}$]
γ	Constante psychrométrique (Équation 2.10 et 2.15) [$kPa.^{\circ}C^{-1}$]

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Caractérisation et courbes granulométriques	189
ANNEXE B	Calibrage des sondes de teneur en eau volumique.....	192
ANNEXE C	Sondes TEV utilisées pour le calcul du stockage.....	195
ANNEXE D	Éléments d'information en lien avec l'écoulement en milieu saturé et non saturé	196
ANNEXE E	Propriétés hydrogéologiques des roches stériles	212
ANNEXE F	Courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité des matériaux utilisées dans les modélisations numériques.....	215
ANNEXE G	Conductivité hydraulique saturée du mort-terrain après 10 cycles de gel-dégel	216
ANNEXE H	Analyse de l'influence de l'épaisseur des roches stériles sur la percolation	217

1 INTRODUCTION

1.1 Contexte de l'étude

L'industrie minière joue un rôle crucial dans l'extraction et la production des matières premières minérales nécessaires pour soutenir le niveau de vie de la population mondiale (8 Mds d'habitants) (ONU, 2023). Chaque année, la demande en matières premières minérales augmente, tandis que les gisements exploités présentent des concentrations de plus en plus faibles. Cela conduit à la production de volumes plus importants de rejets à stocker, en particulier dans le cas des exploitations à faible teneur et à fort tonnage (BAPE, 2016).

L'exploitation minière consiste à extraire le minerai d'un gisement, qui est par la suite acheminé au concentrateur (usine de traitement) pour extraire la partie ayant une valeur économique. À la fin du procédé de concentration, la partie restante (sans valeur économique), connue sous les noms de résidus miniers ou rejets du concentrateur, est entreposée dans un parc à résidus miniers. La roche extraite pour accéder au gisement est généralement une roche avec peu ou sans valeur économique, considérée comme un rejet. Cette roche est communément appelée roche stérile ou stérile minier et est entreposée en surface en empilement connu sous le nom de halde à stérile.

L'extraction d'un volume plus important de roche entraîne une augmentation de la taille des aires d'entreposage des rejets. Dans les climats humides, comme au Québec, d'importantes quantités d'eau peuvent s'infiltrer à travers les haldes à stériles. Pendant les activités minières, cette eau est captée, traitée, et soit réutilisée dans les opérations minières, soit renvoyée dans l'environnement. Cependant, une fois les activités minières terminées et le site restauré, tout entretien et suivi, y compris la gestion et le traitement de l'eau, doivent être éliminés (MERN, 2022).

La réglementation associée à la restauration minière au Québec est essentielle pour encadrer les entreprises minières dans leurs démarches de mitigation de leurs impacts sur l'environnement. Les activités minières sont régies par le ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) ainsi que le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP), qui ont mis en

place des lois telles que la Loi sur les mines (Gouvernement du Québec, 2024a), la Loi sur la qualité de l'environnement (Gouvernement du Québec, 2024b) et la Directive 019 (MDDEP, 2012) sur l'industrie minière. La Loi sur les mines exige des compagnies minières un plan de réaménagement et de restauration ainsi qu'une garantie financière pour couvrir les coûts futurs de restauration des aires d'entreposage (Aubertin et al., 2002). La Directive 019 est un outil couramment utilisé pour évaluer les projets miniers nécessitant un certificat d'autorisation en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (Gagnon, 2014). Cet outil présente les balises pour la caractérisation des contaminants dans les eaux, l'air et les rejets miniers et fournit les critères de performance en lien avec la qualité des eaux de l'effluent final pour la restauration des aires d'entreposage génératrices de drainage minier acide (DMA) ou d'autres contaminants.

Les rejets solides entreposés peuvent contenir des minéraux sulfureux. Lorsqu'ils sont exposés à l'eau et à l'oxygène atmosphérique, ces minéraux sulfureux s'oxydent, libérant ainsi de l'acide sulfurique. Ce processus peut entraîner une diminution du pH de l'eau de percolation et la libération de métaux, donnant ainsi naissance au drainage minier acide (DMA).

L'objectif de la restauration est d'atteindre un état satisfaisant défini par l'élimination des risques pour la santé et la sécurité, la limitation de la production et de la propagation de contaminants, le retour du site à un état visuellement acceptable, et la remise des infrastructures dans un état compatible avec l'usage futur (MERN, 2022).

La limitation à la source de la production de contaminants, pour les rejets potentiellement générateurs de DMA, peut être atteinte par la mise en place d'un système de recouvrement lors de la restauration du site minier, pour confiner les rejets réactifs (Bussière et Guittonny, 2021a). Le système de recouvrement peut inclure une composante végétale dans le but de reconstituer l'aspect naturel du site en harmonie avec le milieu avoisinant (MERN, 2022). Dans les cas où les aires d'entreposage ne présentent pas de risque de génération de contaminants, un plan de végétalisation minière est suffisant pour répondre aux exigences gouvernementales québécoises relatives à l'atteinte de l'état satisfaisant. L'ajout de plantes permet non seulement d'améliorer l'aspect visuel du site minier mais aussi de contrôler,

voire diminuer, la quantité d'eau de percolation dans les aires d'accumulation, pour éviter le contact de l'eau avec les minéraux générateurs de DMA contenus dans les roches stériles.

La restauration des haldes à stériles est un processus complexe qui s'inscrit dans un cadre réglementaire précis au Québec. En effet, la réglementation exige l'excavation et l'entreposage séparés du mort-terrain et de la terre végétale avant le début des opérations minières, ainsi que leur protection contre l'érosion. Ces mesures visent à garantir la disponibilité de ces matériaux pour la restauration du site et à prévenir les impacts environnementaux négatifs (MERN, 2022).

La végétalisation d'une halde à stérile représente un défi important en raison de ses caractéristiques physiques particulières. Les haldes à stériles sont généralement caractérisées par une granulométrie assez grossière (Aubertin et al., 2002), ce qui entraîne une faible rétention d'eau. Cette faible capacité de rétention d'humidité constitue un obstacle à l'établissement de la végétation. Afin de permettre l'établissement de la végétation sur une halde à stérile ou autre structure à granulométrie grossière, l'ajout de matériaux plus fins et riches en matière organique est nécessaire.

Les couches de sol servant de support à la végétation permettent d'augmenter la quantité d'eau stockée dans le sol, qui est essentielle pour la croissance optimale des plantes, tout en réduisant le taux de percolation dans les rejets miniers (Fourie et Tibbett, 2007; Guittonny et al., 2019).

1.2 Problématique

L'intégration de l'effet de la végétation dans l'évaluation de la performance des différentes techniques de restauration est devenue l'une des exigences du Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MERN, 2022). La présence de végétation sur un site restauré peut résulter d'une action anthropique (végétalisation assistée) ou de la recolonisation naturelle des espèces de l'écosystème environnant (végétalisation passive) (Guittonny, 2021). La présence de végétation peut affecter le bilan hydrique du recouvrement et des rejets sous-jacents ainsi que les propriétés hydrogéologiques des matériaux (Bussière et Guittonny, 2021b). D'une part, les racines fines des plantes (< 2 mm) absorbent de l'eau pour permettre le développement végétal. Cette eau est ensuite évacuée vers l'atmosphère au

niveau des stomates des feuilles par le processus de transpiration (Lambers et al., 2008). Ce processus modifie la réserve d'eau (aussi appelé stockage) dans le sol colonisé par les racines des plantes (Guittonny et al., 2019). D'autre part, la modification des propriétés hydrogéologiques du sol est induite principalement par la pénétration des racines qui affecte la porosité du sol (Angers et Caron, 1998; Bussière et Guittonny, 2021b; Proteau et al., 2021).

Ces modifications du bilan hydrique peuvent affecter positivement ou négativement la performance des recouvrements utilisés pour restaurer le site minier. Dans le cas de recouvrements de type barrières à l'eau, comme les recouvrements de type stockage-relargage, la présence de la végétation peut contribuer à diminuer la quantité d'eau stockée dans le sol (matériaux de recouvrement), favoriser l'évapotranspiration et, par conséquent, diminuer le volume d'eau qui peut percoler dans les roches stériles. Par exemple, la présence de jeunes saules (âgés de 2 ans) peut diminuer jusqu'à 30% la percolation d'eau dans des matériaux de recouvrement placés sur des roches stériles en région boréale (Guittonny et al., 2019). À l'inverse, dans le cas de recouvrements de type barrière à l'oxygène comme une CEBC (couverture à effets de barrière capillaire), la performance peut être diminuée si les racines des plantes atteignent la couche de rétention d'humidité et la désaturent (Proteau et al., 2021).

La modélisation hydrogéologique est un outil largement utilisé pour concevoir et évaluer l'efficacité des systèmes de recouvrement utilisés en restauration minière. Ces modèles permettent de prendre en compte l'impact de différents facteurs sur le bilan hydrique et la performance des recouvrements, dont l'impact de la végétation. Cependant, malgré son importance, l'intégration des paramètres de végétation dans la conception des recouvrements via la modélisation reste encore rare.

Une des principales raisons de cette rareté réside dans les barrières interdisciplinaires ainsi que dans l'incertitude entourant la capacité des modèles à représenter de manière précise l'effet de la végétation sur le bilan hydrique. En effet, dans la modélisation, l'effet de la végétation est souvent simplifié car les principaux modèles numériques d'hydrogéologie non saturée ne prennent pas en compte l'effet de la végétation sur l'interception et le ruissellement (Botula et al., 2019), ce qui peut conduire à des résultats approximatifs. De

plus, il existe encore peu d'études fournissant des paramètres de végétation représentatifs du contexte des recouvrements miniers à la fois à court et à long terme.

Pour améliorer la fiabilité des évaluations de performance des systèmes de recouvrement, il est essentiel d'intégrer les paramètres de végétation dans les modèles hydrogéologiques. Cela permettrait une meilleure compréhension de l'évolution potentielle de la performance des systèmes de recouvrement après construction et intégration dans le milieu environnant, offrant ainsi des perspectives plus solides pour planifier une végétalisation minière capable d'assurer la performance à long terme de la méthode de restauration choisie.

1.3 Objectifs du projet et approche méthodologique

L'objectif principal du projet de recherche est d'améliorer les connaissances sur l'effet potentiel des composantes de la végétalisation (végétation et matériaux colonisés par les racines) sur le bilan hydrique de roches stériles, et en particulier sur la composante percolation, et sur la capacité d'un modèle numérique d'hydrogéologie non saturée à intégrer cet effet. L'ajout de sol végétalisé au-dessus des roches stériles se rapprochera ainsi conceptuellement d'une couverture évapotranspirante pour limiter la percolation d'eau.

Pour ce faire, deux objectifs spécifiques ont été déterminés comme suit :

- Quantifier l'effet de l'ajout de sol et d'une plante modèle ligneuse à croissance rapide sur la répartition relative (contribution individuelle) des composantes du bilan hydrique (évapotranspiration, variation du stockage d'eau dans le sol, percolation) des roches stériles restaurées.
- Évaluer la performance de modèles numériques 1D pour simuler les composantes percolation et stockage du bilan hydrique *in situ* des roches stériles restaurées en intégrant les paramètres de végétation.

Cette étude se base sur une situation réelle, soit la détermination du bilan hydrique de trois cellules expérimentales à échelle intermédiaire, construites en 2017 à la mine Canadian Malartic (MCM). Cette exploitation minière à faible teneur/fort tonnage se situe dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, Québec, Canada, en région boréale, et c'est l'une des plus grandes mines d'or à ciel ouvert au Canada. Les cellules de type lysimètre volumique

étaient composées de roches stériles seules (cellule témoin) ou avec des couches de sol avec ou sans végétation. Elles ont été suivies pendant 5 ans (2017-2021), durant la saison de croissance (période avec sol dégelé). Le sol de couverture était constitué de mort-terrain (MT) de type sable silteux avec gravier (sable peu étalé, ou SP) et de terre végétale. La végétation étudiée était une plantation de saules à croissance rapide, utilisée comme plante modèle. Le MT-SP provenait de la halde à mort-terrain où il était stocké depuis 2010, après le décapage de la fosse. La terre végétale utilisée pour le recouvrement provenait d'un fossé à proximité du parc à résidus et a été excavée quelques jours avant la construction des cellules de terrain.

L'approche méthodologique pour atteindre les objectifs de ce projet se divise en 5 volets : terrain, laboratoire, traitement des données, modélisations numériques et analyse de sensibilité.

Volet terrain :

- Mesurer les conditions météorologiques sur le terrain;
- Mesurer le comportement hydrogéologique des cellules de terrain;
- Caractériser les propriétés des matériaux en présence ou non de végétation;
- Caractériser l'évolution de la végétation pour les cellules végétalisées (hauteur, diamètre, canopée, surface foliaire, profil racinaire);
- Démantèlement des cellules, mesures de l'épaisseur des matériaux et de la profondeur racinaire maximale à l'aide de tranchées.

Volet laboratoire :

- Mesurer les propriétés des matériaux (physique et hydrogéologique);
- Mesurer les paramètres de végétation (surface foliaire, densité de longueur racinaire).

Volet traitement des données :

- Compiler et traiter les données de terrain (teneur en eau, percolation et données météorologiques, calcul du bilan hydrique) sur une période de 5 ans;

- Identifier les années et les cellules de terrain pertinentes pour la modélisation numérique;
- Identifier les propriétés des matériaux à utiliser pour les modélisations numériques;
- Mise en forme des paramètres de végétation requis pour la modélisation numérique.

Volet modélisation numérique :

- Détermination des conditions initiales pour chaque modèle;
- Calibrer et vérifier successivement trois modèles numériques en ajustant les propriétés des roches stériles (Cas 1), puis les propriétés des sols (Cas 2), puis les paramètres de végétation (Cas 3).

1.4 Structure et contenu du mémoire

Le mémoire est articulé autour de six chapitres : introduction, revue de littérature, matériel et méthodes, résultats, discussion et conclusion et recommandations.

Le chapitre 2 présente une revue de littérature en lien avec les six thèmes suivants : l'approche de restauration des sites miniers, en mettant l'accent sur le recouvrement évapotranspirant, la végétation et la végétalisation en contexte de restauration minière, le bilan hydrique, l'écoulement de l'eau en milieu non saturé, l'effet de la végétation sur le bilan hydrique et enfin la modélisation numérique.

Le chapitre 3 expose la méthodologie appliquée sur le terrain, en laboratoire et dans les modélisations numériques pour atteindre les objectifs du projet. Ce chapitre détaille le programme de terrain, comprenant la description du site et du climat, les dispositifs expérimentaux, et l'instrumentation utilisée. Il présente également la caractérisation des matériaux, avec notamment la planification de l'échantillonnage et la caractérisation environnementale de la terre végétale. En outre, il décrit les méthodes utilisées pour le suivi sur le terrain, y compris les mesures météorologiques, le suivi de la teneur en eau dans le sol, et le suivi de la croissance de la végétation. Enfin, ce chapitre aborde la méthodologie de calcul des composantes du bilan hydrique et les modèles numériques utilisés pour simuler l'écoulement de l'eau dans le sol.

Le chapitre 4 présente les résultats des mesures de terrain réalisées sur cinq saisons de croissance (2017-2021) pour quantifier l'impact de l'ajout de sol et de la végétation sur le bilan hydrique des roches stériles restaurées. En plus de présenter les résultats, ce chapitre discute de plusieurs points importants. Il examine d'abord la dynamique de la percolation et du bilan hydrique sur des roches stériles. Ensuite, il évalue l'efficacité du recouvrement de sol non végétalisé à réduire la percolation et à améliorer le bilan hydrique des roches stériles. L'efficacité du recouvrement de sol végétalisé à réduire la percolation en augmentant la composante d'évapotranspiration est également étudiée. Enfin, les défis et incertitudes liés aux mesures de terrain sont discutés.

Le chapitre 5 se focalise sur l'évaluation de la performance de modèles numériques pour prédire les composantes du bilan hydrique des roches stériles restaurées avec un recouvrement de sol. Il présente d'abord les résultats du bilan hydrique obtenus par simulation numérique sur le logiciel SEEP/W pour chaque cas étudié. Une analyse comparative est ensuite réalisée entre les données réelles (mesurées sur le terrain) et les résultats numériques pour les modèles calibrés et vérifiés. En plus de la présentation des résultats, ce chapitre discute des performances des modèles numériques et des défis rencontrés lors de l'étude.

Le chapitre 6 présente ensuite les principales conclusions de l'étude et des recommandations pour la poursuite des travaux de recherche futurs. Enfin, le mémoire se termine par une liste des références bibliographiques et des annexes qui présentent des informations supplémentaires sur le projet.

1.5 Retombées du projet

Ce projet de maîtrise a permis d'évaluer *in situ* le volume d'eau de percolation à travers des roches stériles pour trois scénarios différents : une cellule de stérile sans recouvrement, une cellule de stérile avec recouvrement, et une cellule de stérile avec recouvrement végétalisé. Il a permis de quantifier l'effet de l'ajout de sol et d'une jeune plantation ligneuse sur la réduction du volume d'eau de percolation dans les roches stériles pendant 5 saisons de croissance. Les données de terrain ont été utilisées pour calibrer et vérifier des modèles numériques à l'aide du logiciel SEEP/W, en intégrant les paramètres de végétation. Ces modèles ont été utilisés pour réaliser des analyses de sensibilité prenant en compte la

variation des conditions météorologiques, l'évolution de la végétation vers une forêt mature, ainsi que différentes épaisseurs de recouvrement. Ces résultats revêtent une grande importance pour la restauration des sites miniers, car ils permettent d'intégrer l'effet de la végétation dans la conception et l'évaluation de la performance, à l'aide d'outils numériques, de méthodes visant à contrôler la percolation. D'un point de vue plus appliqué, ces résultats aideront la mine Canadian Malartic à optimiser l'épaisseur du recouvrement, en considérant la réduction des volumes d'eau de percolation, les coûts et les problèmes potentiels liés à la disponibilité des matériaux nécessaires pour le recouvrement de la halde à stérile, mais aussi l'évolution de la contribution de la végétation à long terme.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Approches de restauration des sites miniers

2.1.1 Généralités

Plusieurs approches de restauration peuvent être envisagées pour réhabiliter les aires d'entreposage de rejets miniers en climat continental froid, comme au Québec. Ces différentes approches visent à limiter les apports en eau et/ou oxygène afin d'empêcher l'établissement des conditions propices à la formation du DMA (SRK, 1989; Aubertin et al., 2002).

Parmi les approches limitant l'apport d'oxygène, on retrouve :

- le recouvrement en eau,
- la nappe phréatique surélevée avec recouvrement monocouche, et
- la couverture à effets de barrière capillaire (CEBC).

Les différentes méthodes permettant de limiter la percolation de l'eau sont :

- le recouvrement à faible conductivité hydraulique saturée, et
- le recouvrement stockage-relargage (SR) ou évapotranspirant.

Il existe une dernière méthode de restauration, mais elle ne s'applique que dans des climats froids avec pergélisol. Cette technique est connue sous le nom de recouvrement isolant (Bussière et Guittonny, 2021a).

Dans le cadre des exploitations fort-tonnage/faible teneur comme la mine Canadian Malartic, les haldes à stériles de grand volume impliquent de grands volumes d'eau de percolation à gérer. La diminution du taux de percolation d'eau à travers les haldes avant et après la fermeture du site peut diminuer les coûts de gestion de l'eau et favoriser une stabilité géotechnique et géochimique à long terme de la halde (Aubertin et al., 2005). Une étude menée par Guittonny et al. (2019) a démontré que l'ajout de couches de sol sur une pile de roches stériles, par exemple, peut augmenter la capacité évapotranspirante du système, réduisant ainsi le volume d'eau de percolation. Dans ce contexte, bien que MCM n'ait pas encore défini de technique de restauration spécifique, un recouvrement végétalisé évapotranspirant, représente une option intéressante.

2.1.2 Recouvrement stockage-relargage ou évapotranspirant

Le recouvrement stockage-relargage (SR) est une méthode de restauration qui est généralement appliquée dans des climats arides et semi-arides (Albright et al., 2010; Bussière et Ward, 2021), mais elle peut également être utilisée dans des climats plutôt humides (Swanson et al., 2003; Strunk et al., 2009; Zhang et Chen, 2010; Zhang et Sun, 2014).

Cette méthode exploite les effets de barrière capillaire (entre le recouvrement et les roches stériles) et d'évapotranspiration pour réguler l'infiltration de l'eau à la surface des rejets miniers (Bussière et Ward, 2021). En d'autres termes, elle vise à contrôler la percolation de l'eau sous le recouvrement. L'objectif principal de la méthode SR est d'emmagasiner l'eau des précipitations dans la couche SR (stockage) et que cette eau soit évacuée par évaporation et par transpiration avant de percoler vers la couche de bris capillaire (entre la base du recouvrement et le dessus des roches stériles). Généralement, la couche SR est constituée de matériau fin, comme du silt non plastique (Khire et al., 2000), avec une forte capacité pour stocker l'eau des précipitations lors des périodes humides et relarguer l'eau par évapotranspiration lors des périodes sèches (Power et al., 2018).

La conception de l'épaisseur de la couche SR dépend de plusieurs facteurs, mais principalement des conditions du site telles que le climat, le comportement hydrogéologique des matériaux et la géochimie des rejets réactifs (Power et al., 2018).

La couche SR est placée au-dessus d'une couche de granulométrie grossière pour permettre l'établissement d'un bris capillaire. Une barrière capillaire entre deux couches de sol réduit grandement le passage de l'eau de la couche fine vers la couche grossière, car le matériau fin doit être à un haut degré de saturation pour que l'eau puisse migrer vers la couche à granulométrie grossière. L'eau pénètre dans le sol grossier sous-jacent lorsque la succion matricielle à la surface de la couche grossière dépasse le point A_c (Figure 2.1 b). Lorsqu'il n'y a pas de phénomène d'hystérésis, le point A_c représente la valeur d'entrée d'eau (WEV), ce qui correspond à la teneur en eau résiduelle dans la CRE (Khire et al., 1999).

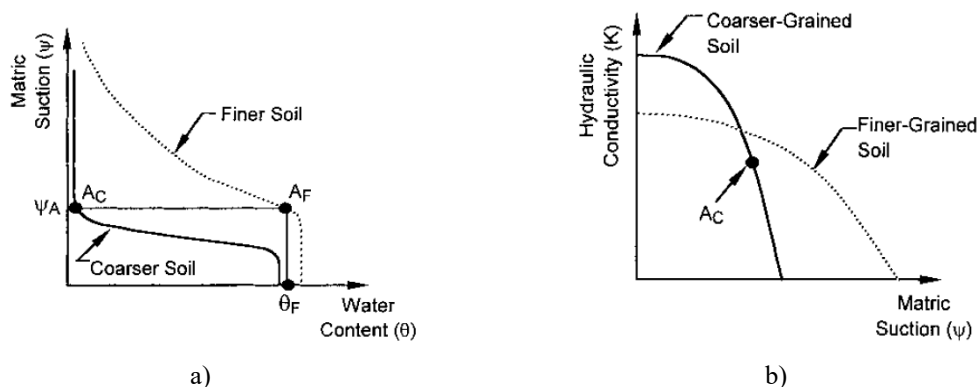


Figure 2.1 : a) Courbe de rétention d'eau (CRE); b) Fonction de conductivité hydraulique, adapté de Khire et al. (1999)

Dans le cadre de ce projet de recherche, substrat utilisé comme couche SR était du mort-terrain (MT) de type sable silteux avec gravier (sable poorly graded, ou SP). Ce choix de matériau a été fait pour exploiter le contraste de propriétés hydrogéologiques entre le MT- SP et les roches stériles sous-jacentes. Ce contraste est essentiel pour créer une barrière capillaire qui limite l'infiltration d'eau vers les roches stériles et favorise l'évaporation et la transpiration. Il est anticipé que le MT-SP utilisé comme couverture aura une conductivité hydraulique plus faible que celle de roches stériles, ce qui permettra de créer l'effet de barrière capillaire souhaité.

2.2 Végétation

Dans la section précédente, il a été mentionné que l'ajout d'une couche de matériau fin peut contribuer à diminuer la percolation de l'eau au travers d'une halde à stérile. L'ajout d'un couvert végétal peut également contribuer à diminuer l'eau qui percole vers les roches stériles en diminuant le volume d'eau stocké dans le sol, grâce à la transpiration.

Les travaux de Guittonny et al. (2019) réalisés sur des cellules lysimétriques avec un recouvrement évapotranspirant ont démontré qu'une plantation de saules jeunes de 2 ans permet de diminuer de 27 à 30 % le volume d'eau de percolation. Ces résultats confirment le potentiel des systèmes de recouvrement végétalisés (recouvrement évapotranspirant) pour réduire la percolation de l'eau sur les haldes à stériles.

Au Canada, les activités minières se déroulent habituellement en région boréale, c'est-à-dire que les sites miniers sont généralement entourés par la forêt boréale. Lorsqu'un plan

de végétalisation est produit, il est important de considérer la réintégration du site dans le milieu environnant et d'anticiper une forêt avec une végétation ligneuse mature comme écosystème final.

2.2.1 Contexte forestier au Canada

La forêt boréale est l'écosystème dominant au Canada avec 307 millions d'hectares (Gouvernement du Canada, 2020). Cet écosystème est généralement composé de plantes ligneuses (arbres et arbustes) notamment des pins, des épinettes, des mélèzes, des sapins, des peupliers et des bouleaux (Gouvernement du Canada, 2020).

De manière générale, les composantes du bilan hydrique susceptibles de changer en présence de végétation sont : 1) le stockage d'eau dans le sol; 2) l'évapotranspiration; 3) l'infiltration; 4) la percolation; 5) le ruissellement et 6) l'interception. Les différentes composantes du bilan hydrique sont abordées à la section 2.3 et l'effet de la végétation sur le bilan hydrique sera développé à la sous-section 2.4.

Une étude menée par Yunusa et al. (2010) a démontré que les arbres et les arbustes ont un effet plus important sur certaines composantes du bilan hydrique que les plantes herbacées, en particulier en ce qui concerne l'infiltration et le prélèvement d'eau. Ils ont également constaté que les plantes herbacées sont en compétition avec les espèces ligneuses pour les ressources (nutriments et eau) au niveau de la couche superficielle, tandis que seules les plantes ligneuses puisent de l'eau des couches plus profondes (Schenk et Jackson, 2002). En effet, Canadell et al. (1996) ont documenté que la profondeur d'enracinement maximale était décroissante des arbres et arbustes vers les plantes herbacées (7,0 m pour les arbres, 5,1 m pour les arbustes et 2,6 m pour les plantes herbacées en moyenne).

Dans le contexte de forêt boréale où se situent de nombreuses mines au Québec et au Canada, incluant MCM, il semble important de considérer que la végétation qui sera présente à long terme sur les haldes à stériles restaurées sera forestière. Ainsi, les scénarios de végétation utilisés pour concevoir les recouvrements devraient privilégier les plantes ligneuses. Parmi celles-ci, le saule (*Salix sp.*) est souvent utilisé en végétalisation minière sur les rejets miniers, car il est une espèce arborée très adaptable, capable de tolérer la présence de métaux et de faibles concentrations de nutriments dans le sol. Le saule fait

partie des espèces pionnières ligneuses de la forêt boréale et est fréquemment observé sur des parcs à résidus et des haldes à stériles (Guittonny-Larchevêque et Lortie, 2017).

Dans le cadre de ce projet, l'espèce de saule à croissance rapide, *Salix miyabeana* Sx64, a été choisie pour deux raisons : 1) accélérer l'obtention de données sur l'impact de la végétation sur le bilan hydrique sur le terrain avec une espèce à croissance rapide ; 2) le saule étant une espèce végétale ligneuse, les résultats obtenus pourront être extrapolés aux autres espèces ligneuses de la forêt boréale. Cette approche permettra d'améliorer notre compréhension des interactions entre la végétation forestière et le bilan hydrique dans le contexte de la gestion de l'eau et de la restauration des haldes à stériles minières.

2.2.2 Végétalisation en contexte minier sur des roches stériles

L'utilisation d'une couverture végétale sur les haldes à stériles présente plusieurs avantages à différents niveaux, notamment: 1) la réduction de l'érosion, car les racines fixent le substrat alors que la canopée protège le sol du vent et de la pluie; 2) la diminution de l'eau de percolation, qui est renvoyée vers l'atmosphère par transpiration des plantes; et 3) l'amélioration de l'apparence visuelle du paysage (Tordoff et al., 2000).

Cependant, les haldes de roches stériles constituent un environnement très défavorable à l'établissement des plantes en raison de la présence de plusieurs facteurs limitant leur croissance (Guittonny, 2021) : la possible présence de contaminants, la carence en macronutriments (N et P principalement), la mauvaise structure du substrat, la très faible (voire nulle) rétention hydraulique, les températures extrêmes, la topographie avec de fortes pentes, le vent et l'instabilité des pentes.

Par conséquent, pour que le couvert végétal puisse s'établir sans contrainte, il est nécessaire de recréer des conditions de sol similaires à celles avant les perturbations (Ngugi et al., 2015) en ajoutant des matériaux favorables à l'établissement de la végétation (Guittonny, 2021). La Directive 019 recommande la conservation et la réutilisation du mort-terrain, excavé en début de projet, pour la végétalisation minière (MDDEP, 2012). Aubertin et al. (2002) décrivent le mort-terrain comme l'ensemble des sols (terre végétale, terre minérale) résultants du décapage avant d'atteindre le massif rocheux. Dans ce mémoire, le terme « mort-terrain » sera employé uniquement pour désigner le sol de type minéral (sol

profond, par exemple $> 0,3$ m pour MCM), ne contenant pas de matière organique (horizon B, Chapin III et al., 2011).

La quantité disponible de terre végétale est souvent très limitée pour recouvrir toutes les surfaces affectées par les activités minières. Toutefois, sa combinaison à une couche de sol minéral est souvent nécessaire pour offrir un support de qualité suffisante à la végétation (Guittonny, 2021).

2.2.3 Rôle de la couche de terre végétale

La couche de terre végétale est composée de matière organique (MO) et d'éléments minéraux servant de support aux racines des plantes (Falkenberg, 2011) et aux organismes du sol. La matière organique est nécessaire pour rétablir la structure physique du sol et elle contribue à augmenter la capacité de rétention d'humidité. De plus, la MO qui se minéralise permet de fournir lentement les nutriments qui favorisent l'établissement des espèces végétales (Tordoff et al., 2000).

Le sol végétal est le substrat le plus propice à l'implantation végétale, car il possède une banque de graines ou de propagules des espèces végétales de la forêt environnante (Singh et al., 2002; Bouchard, 2018; Guittonny, 2021).

2.2.4 Rôle de la couche de support à la végétation

En dessous de la couche de terre végétale se trouve une couche de mort-terrain minéral (MT-SP). Le sol minéral, généralement démunie de MO et de graines (Singh et al., 2002), est d'intérêt comme substrat meuble pour la végétalisation des espaces dégradés par les activités minières. Cette couche de support à la végétation a une fonction stabilisatrice (Falkenberg, 2011), car elle permet l'ancrage des racines. De plus, elle joue un rôle important en termes de stockage d'humidité permettant aux plantes de s'approvisionner en eau absorbée par les racines fines (diamètre < 2 mm). Cette couche de support à la végétation pourrait voir ses propriétés hydrogéotechniques modifiées suite à la colonisation par les racines des plantes (Bussière et Guittonny, 2021b). La modification des propriétés hydrogéologiques implique également une modification du bilan hydrique du système (Bussière et Guittonny, 2021b).

2.3 Bilan hydrique

2.3.1 Bilan hydrique et ses composantes

L'étude du bilan hydrique en hydrologie et en agriculture repose sur l'application du principe de conservation de la masse (Hillel et al., 1998). Dresser le bilan hydrique nécessite de connaître les différents mouvements d'eau dans le milieu, tels que les précipitations, l'évaporation, la transpiration, le ruissellement, l'eau emmagasinée dans le sol (voir figure 2.2) (Pédelaborde, 1968). L'approche du bilan hydrique permet d'évaluer quantitativement les volumes d'eau ajoutés, soustraits et stockés dans un volume connu de sol (système fermé) pendant une période spécifique (Hillel et al., 1998) selon l'équation suivante :

$$\text{Variation du stockage} = \text{Gains} - \text{Pertes} \quad 2.1$$

Dans l'équation 2.1, les apports en eau découlent principalement des précipitations, qu'il s'agisse de pluie, de neige fondue, ou dans certains cas, d'irrigation (Dunne et Leopold, 1978). Au cours d'un épisode pluvieux, l'eau peut s'infiltrer rapidement dans le sol, rester en surface formant des flaques, ou bien ne jamais pénétrer dans le système. Ce dernier cas est qualifié de ruissellement, et son apparition dépend étroitement du relief du terrain.

La formation de flaques en surface peut être attribuée principalement à deux facteurs : un sol saturé et/ou une faible conductivité hydraulique du sol, comme c'est le cas pour l'argile. Ces accumulations d'eau peuvent se dissiper par trois mécanismes : soit par évaporation, soit par infiltration lorsque le sol sous-jacent se désature, soit par ruissellement.

L'eau qui s'infiltré dans le sol subit une redistribution complexe. Celle qui est présente dans la couche superficielle du sol peut être perdue par évaporation, absorbée par les racines des plantes et redirigée vers l'atmosphère par le mécanisme de transpiration, demeurer dans la zone racinaire augmentant ainsi le degré de saturation du sol, ou évacuée du système par percolation (Hillel et al., 1998).

Le calcul du bilan hydrique dans la zone racinaire (Hillel et al., 1998) peut être exprimé avec l'équation suivante :

$$\Delta S + \Delta V = (P + I + U) - (R + D + E + T) \quad 2.2$$

Dans cette équation, ΔS représente la variation de l'eau stockée dans le sol, ΔV représente la variation de l'eau dans la plante, P est la précipitation, I désigne l'irrigation, U correspond à la remontée capillaire vers la zone racinaire, R représente le ruissellement, D désigne la percolation, E est l'évaporation directe à partir de la surface du sol et T représente la transpiration végétale. La figure 2.2 représente schématiquement l'équation 2.2.

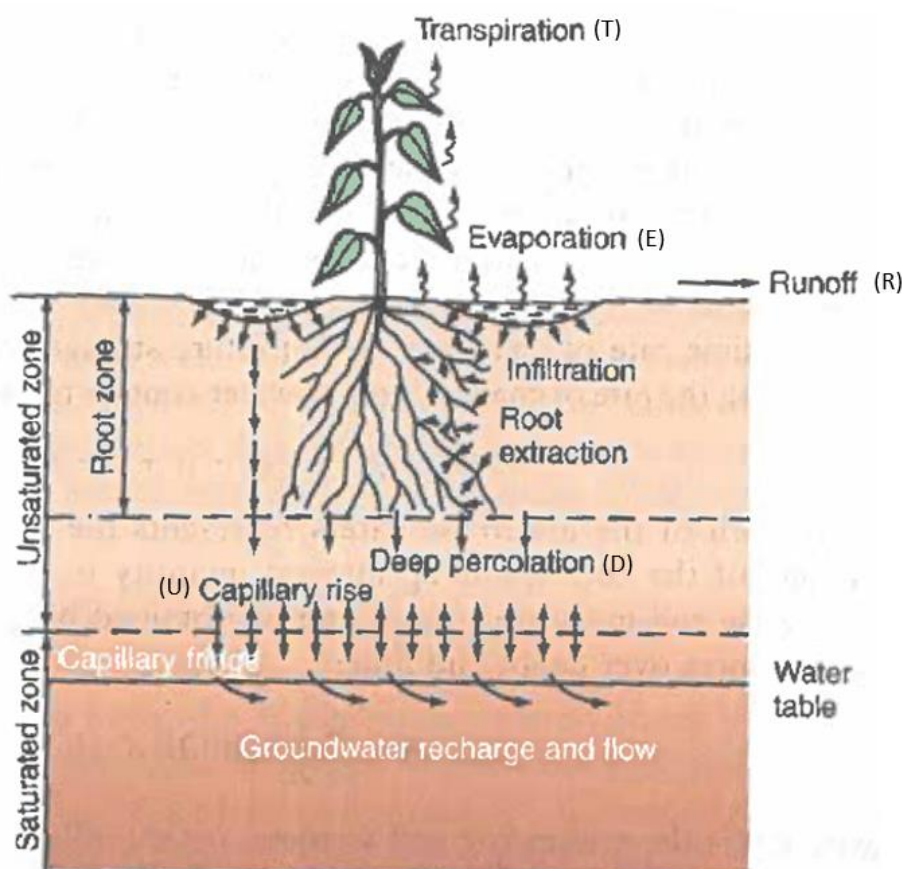


Figure 2.2 : Représentation schématique du bilan hydrique de la zone racinaire (adapté de Hillel et al., 1998).

L'équation 2.2, telle que proposée par Hillel et al. (1998) est une équation générale qui nécessite une adaptation en fonction de chaque cas d'étude. Dans le cadre de ce projet de maîtrise, les composantes ΔV , I , U et R ne seront pas utilisées. En effet, aucune source d'irrigation n'est présente, la variation de l'eau dans la plante n'a pas été étudiée dans ce

projet, la granulométrie grossière des roches stériles ne permet pas la remontée capillaire et la surface plane des cellules rend impossible tout ruissellement. Ainsi, l'équation 2.3, qui représente une version simplifiée du bilan hydrique, sera employée dans les calculs dans le cadre de ce projet.

$$\Delta S = P - (D + E + T) \quad 2.3$$

2.3.2 Infiltration, variation du stockage d'eau et percolation

L'infiltration (I), la variation du stockage d'eau dans le sol (ΔS) et la percolation (Pr) peuvent être analysées conjointement par le fait que ces trois composantes partagent le même milieu physique : le sol.

L'infiltration est un phénomène de surface permettant de séparer l'eau qui pénètre dans le sol de celle qui reste en surface (Anctil et al., 2012). La quantité d'eau qui s'infiltre dans le sol dépend non seulement de la conductivité hydraulique du milieu mais aussi de la présence de macropores dans la structure du sol (Chapin III et al., 2011). Horton (1940), propose d'utiliser le terme « terrain » à la place du terme « sol », car la capacité d'infiltration ne dépend pas seulement de sa composition minérale, de sa texture et de sa microstructure, mais aussi de ses macrostructures telles que les systèmes racinaires, la couverture végétale, les canaux créés par la bio-intrusion et la teneur en eau.

La variation du stockage d'eau (ΔS) représente l'augmentation ou la diminution de la quantité d'eau stockée à l'intérieur du sol pendant une période déterminée. La quantité d'eau qui peut être stockée dans le sol dépend principalement du volume total de pores et de la surface spécifique des grains (Chapin III et al., 2011). D'autres facteurs influencent également cette quantité, tels que les conditions climatiques durant la période considérée, la durée de cette période ainsi que la densité, le type de végétation présents (Seyfried et Wilcox, 2006) et la teneur en eau au temps « t ». Selon Chapin III et al. (2011), les espèces herbacées, telles que le gazon, absorbent moins d'eau que les espèces arborées. Ainsi, la contribution des herbacées à la variation du stockage d'eau dans le sol est moins significative que celle des arbres. Il est important de noter que cette variation peut être

négligeable lorsqu'elle est calculée sur une longue période. Cependant, pour de courtes périodes, cette variation peut être significative et doit être mesurée (Hillel, 2004).

La percolation (P_r) est la portion de l'eau qui s'écoule en profondeur hors de la zone racinaire (Hillel, 2004), ou plus généralement, du système fermé considéré. La vitesse et le taux de percolation sont principalement gouvernés par les paramètres intrinsèques du sol en condition saturée ou non saturée tels que les fonctions de conductivité hydraulique et l'anisotropie (Seiler et Gat, 2007). L'anisotropie du sol fait référence à la variation de la conductivité hydraulique dans différentes directions. Certains sols peuvent présenter une conductivité hydraulique plus élevée dans une direction que dans une autre. Cela peut influencer la vitesse et la direction de la percolation de l'eau à travers le sol (Seiler et Gat, 2007).

Lorsque l'eau s'infiltre dans le sol, des modifications se produisent au niveau de la teneur en eau du sol et la succion. Ces modifications s'atténuent ensuite progressivement sous l'action de la percolation (Anctil et al., 2012). La figure 2.3 schématise la variation de la teneur en eau (θ) dans le profil du sol après un épisode pluvieux. Lors du processus d'infiltration, l'humidité initiale du sol (θ_i) augmente jusqu'à atteindre une valeur (θ_0). Au niveau de la surface, le sol est à saturation (présence de flaques d'eau) suivi par une zone de transmission où le sol est proche de la saturation car il est difficile d'éliminer complètement la présence de bulles d'air. Pendant ce temps, le front d'humidification se déplace vers le bas, donnant lieu à la percolation (Anctil et al., 2012).

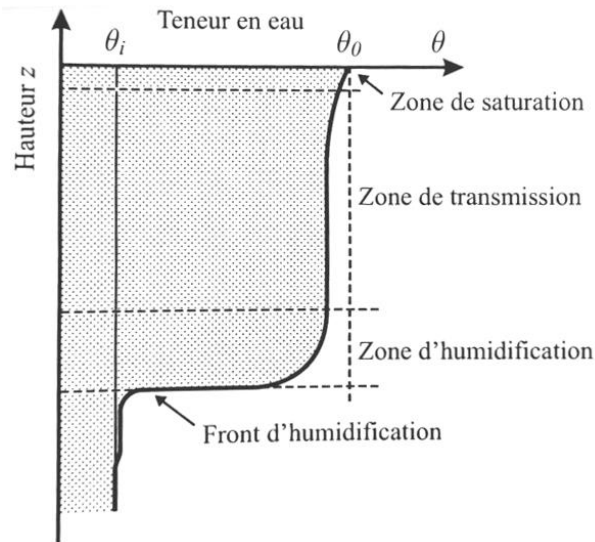


Figure 2.3 : Profil hydrique du sol pendant une infiltration (Anctil et al., 2012).

Dans le sol non saturé, l'eau est principalement retenue dans des fines pellicules d'eau à la surface des particules du sol. Pendant le processus d'infiltration, l'eau pénètre dans le sol et remplit les pores grossiers en premier. Ceux-ci se vident rapidement sous l'influence de la gravité. Lorsque les forces d'adhésion permettant de retenir une pellicule d'eau sur les particules du sol deviennent équivalentes à la force gravitationnelle, l'eau ne s'écoule plus librement et le sol atteint sa capacité au champ (Chapin III et al., 2011). La capacité au champ est atteinte lorsque le sol est soumis à une succion d'environ 10 kPa. Lorsque les plantes ne sont plus capables de pomper de l'eau du sol, le point de flétrissement est atteint, correspondant à une succion dans le sol pouvant atteindre 1500 kPa en moyenne pour les plantes mésiques (Chapin III et al., 2011). La quantité d'eau disponible dans le sol pour l'absorption racinaire des plantes est représentée par la différence entre le point de flétrissement permanent et la capacité au champ du sol tel qu'illustré à la figure 2.4, et varie selon la texture du sol (proportion des particules minérales de différentes tailles – argile, limon, sable - qui composent la matrice du sol pour la fraction $< 2\text{mm}$).

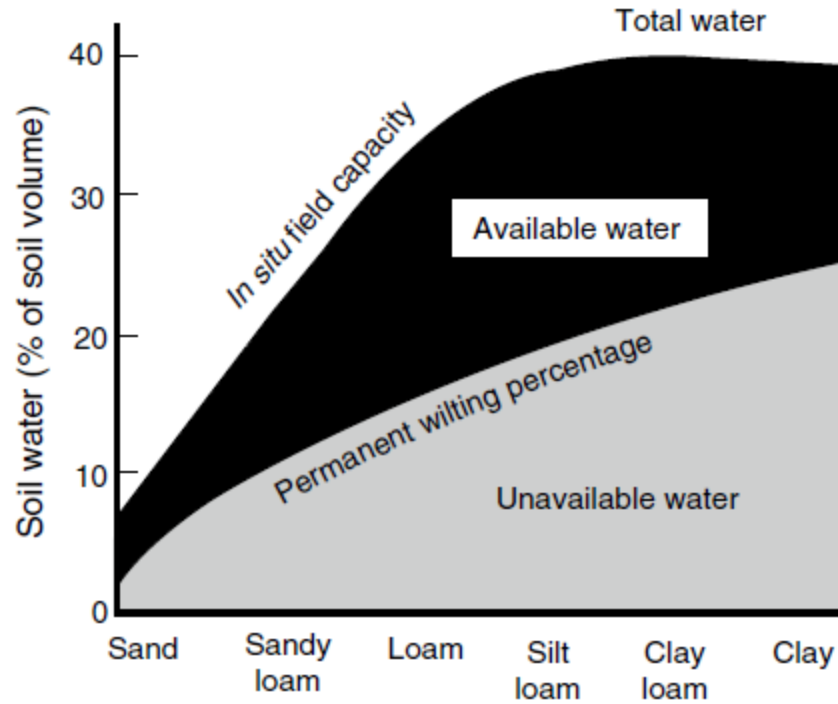


Figure 2.4 : Quantité d'eau disponible dans le sol pour les plantes en fonction de la texture du sol (Chapin III et al., 2011).

Pour un sol sableux, la teneur en eau au point de flétrissement est basse, ce qui signifie que pratiquement toute l'eau se draine lorsque la succion dans le sol atteint 1500 kPa. De plus, il présente une teneur en eau à la capacité au champ très faible, indiquant qu'après le drainage par gravité, il retient peu d'eau, limitant ainsi la disponibilité d'eau utile pour les plantes. En revanche, pour un sol argileux, la teneur en eau à la capacité au champ est élevée, mais celle au point de flétrissement permanent est également élevée. Cela se traduit par une grande capacité de rétention d'eau, mais l'eau disponible pour les plantes est moindre qu'un silt. Un sol silteux présente une capacité de rétention totale en eau légèrement inférieure à celle d'une argile, mais une réserve en eau utile plus grande.

Bien que la figure précédente ne présente pas les sols organiques, il est important de noter que la matière organique a une incidence sur la rétention d'eau. Les sols riches en matière organique présentent généralement une grande capacité de rétention hydrique, attribuable à leur grande surface spécifique (Chapin III et al., 2011), leur faible densité apparente et leur grande porosité (Lal, 2020).

2.3.3 Évapotranspiration

L'évapotranspiration (*ET*) comprend tous les processus au cours desquels l'eau (liquide et solide) se transforme en vapeur d'eau (Dassargues, 2020). Ce terme combine deux composantes : l'évaporation (*E*) et la transpiration végétale (*T*). L'évapotranspiration est souvent la composante la plus importante en termes de pertes dans le bilan hydrique (Hillel et al., 1998; Chapin III et al., 2011).

2.3.3.1 Évaporation

L'évaporation (*E*) est un processus physique au cours duquel l'eau en état liquide se transforme en vapeur d'eau par un transfert d'énergie thermique (Allen et al., 1998; Organisation Météorologique Mondiale, 2008). Ce phénomène se produit depuis une surface vers l'atmosphère en raison d'un gradient de concentration de vapeur d'eau entre ces milieux. L'évaporation peut se manifester sur divers types de surfaces, notamment un plan d'eau (eau libre), un sol nu et une végétation mouillée (interception par la canopée) (Allen et al., 1998; Hillel et al., 1998).

Au cours du phénomène d'évaporation, l'air en contact avec la surface évaporative se sature progressivement en vapeur d'eau. Si cet air humidifié n'est pas dirigé vers l'atmosphère et remplacé par de l'air sec, le processus peut diminuer de vitesse voire se suspendre (Allen et al., 1998) car les flux d'évaporation et de condensation atteignent l'équilibre.

Différents facteurs contrôlent le taux d'évaporation à partir d'une surface, notamment les facteurs météorologiques, les facteurs liés à l'eau et les facteurs liés à la surface (Allen et al., 1998; Organisation Météorologique Mondiale, 2008). Les facteurs météorologiques sont la température de l'air, la vitesse du vent, la pression atmosphérique, l'humidité relative de l'air et le rayonnement solaire. Plus la température est élevée, le vent est fort et l'air est sec, plus l'évaporation est rapide. Les facteurs liés à l'eau sont la qualité et la profondeur de l'eau. La présence de contaminants, tels que les sels, peut ralentir l'évaporation, tandis qu'une eau plus profonde met plus de temps à s'évaporer. Les facteurs liés à la surface sont l'albédo, le type et la nature du sol. Une surface plus claire réfléchit plus de rayonnement solaire et s'évapore moins rapidement. La texture, la structure et la composition du sol influencent l'infiltration et la rétention d'eau, et donc l'évaporation.

2.3.3.2 Interception

L'interception est la partie des précipitations qui est capturée par la partie aérienne d'une couverture végétale, sans jamais atteindre la surface du sol, puis retournée vers l'atmosphère par évaporation (Dunkerley, 2000). La quantité d'eau qui peut être interceptée par le feuillage des arbres dépend, d'un côté, de différentes caractéristiques morphologiques de la plante et, d'un autre côté, des caractéristiques des précipitations, comme l'intensité, la durée et la fréquence. Les caractéristiques de la plante qui contrôlent l'interception sont : la forme, la taille, la rugosité des feuilles, l'âge, le type de végétation ainsi que la densité, d'où l'intérêt de mesurer l'indice de surface foliaire (LAI, décrit à la section 2.5.1.6.2). Généralement, plus dense est le feuillage, plus grande sera l'interception (Dunne et Leopold, 1978).

Des études ont montré que l'interception peut varier considérablement selon le type de végétation, atteignant 20 à 50% des précipitations annuelles pour les forêts (Dunne et Leopold, 1978; Andreasen et al., 2023), 4 % pour les arbustes dans l'État de l'Utah (Dunne et Leopold, 1978), 30 % pour les herbacées en climat aride (Dunkerley et Booth, 1999) et 27 % pour les champs arbustifs en zones semi-arides au Mexique (Návar et Bryan, 1990).

2.3.3.3 Transpiration végétale

La transpiration végétale (T) est un processus physiologique par lequel l'eau retenue dans le sol est extraite par les racines des plantes, puis perdue subséquemment par les stomates des feuilles associés aux processus de photosynthèse (Dassargues, 2020). Ce mécanisme permet aux plantes de réguler la température de leurs feuilles, les aidant à se refroidir durant les journées chaudes (Dunne et Leopold, 1978). D'un point de vue hydrologique, les plantes se comportent comme des pompes en absorbant l'eau du sol, qui est ensuite libérée dans l'atmosphère (Organisation Météorologique Mondiale, 2008). Ce transfert hydrique implique une interaction complexe entre le sol, la plante et l'atmosphère, formant ainsi un ensemble interconnecté connu sous le nom de continuum sol-plante-atmosphère (CSPA) (Chapin III et al., 2011) comme illustré à la figure 2.5.

La quantité d'eau transpirée par une plante dépend des facteurs physiologiques propres à la plante (espèce végétale, durée de la saison de croissance, cycles végétaux), de facteurs climatiques tels que la température, l'humidité et le rayonnement solaire (Organisation

Météorologique Mondiale, 2008; Dassargues, 2020) ainsi que des variables locales comme le type de sol, l'angle d'exposition et l'utilisation et l'humidité du sol (Dassargues, 2020).

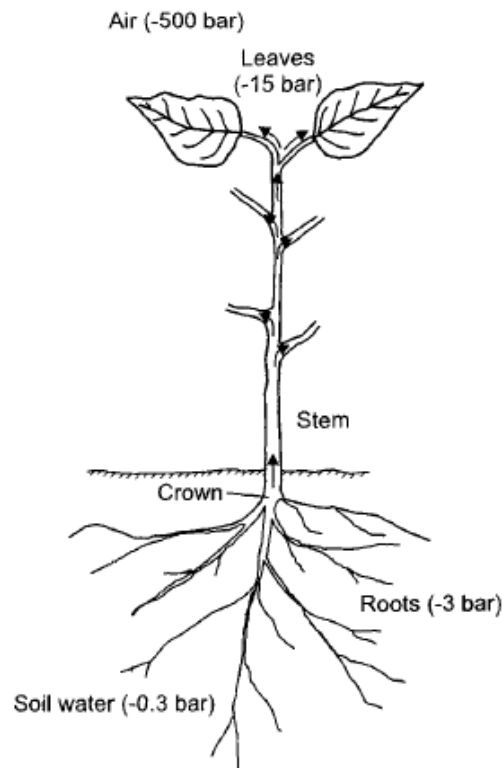


Figure 2.5 : Variation du potentiel hydrique dans le continuum sol-plante-atmosphère (Hillel, 2004).

Le déplacement de l'eau à travers le CSPA est généré par la présence d'un gradient de pression d'eau entre ses différentes composantes, comme illustré à la figure 2.5. Ce gradient de pression est communément désigné sous le terme de potentiel hydrique décroissant (Chapin III et al., 2011) ou d'une succion croissante (Fredlund et al., 2012). Il résulte de la combinaison de la réponse physiologique de la partie aérienne de la plante aux conditions météorologiques et atmosphériques et de la capacité d'absorption d'eau par les racines (Hillel et al., 1998). Le potentiel hydrique devient de plus en plus négatif en progressant du sol vers l'atmosphère. Il peut atteindre des valeurs inférieures à -100 MPa au niveau des feuilles lorsque l'humidité relative est de 50 % et la température de 22 °C (adapté de Fredlund et al., 2012). En effet, les conditions atmosphériques exercent un déficit de pression sur la surface des feuilles, créant ainsi une tension qui se propage

jusqu'aux racines de la plante grâce au CSPA. Le potentiel hydrique entre les racines et les feuilles varie aussi en fonction de la disponibilité en eau dans le sol.

Lorsque l'eau dans le sol est dans la gamme de teneur en eau correspondant à la réserve utile, l'alimentation en eau vers la plante se produit sans contrainte. Dans le cas où la succion au niveau du sol atteint une valeur proche de du potentiel hydrique au niveau des feuilles (1500 kPa) (Lambers et al., 2008), le gradient entre le sol et les feuilles est nul et la plante n'est plus capable d'absorber de l'eau du sol. Ce phénomène correspond au point de flétrissement permanent.

2.3.4 Évapotranspiration : Estimation et mesure

L'évaluation de l'évapotranspiration est une pratique fréquente dans les domaines de l'hydrologie, de l'agronomie et de la climatologie (Yates et Strzepek, 1994). La quantification de l'évapotranspiration est difficile due à la complexité inhérente au continuum sol-plante-atmosphère. L'évapotranspiration (ET) peut être divisée en trois aspects distincts : ET potentielle, ET d'une culture de référence et ET réelle. Les méthodes d'évaluation de l'évapotranspiration se répartissent en trois catégories principales: les méthodes de bilan de masse et de bilan énergétique, les méthodes analytiques et les estimations empiriques (Yates et Strzepek, 1994).

Dans le cadre de ce projet, l'évapotranspiration a été évaluée de deux manières distinctes. Sur le terrain, la méthode du bilan de masse a été utilisée. En parallèle, dans les modélisations numériques, deux équations spécifiques peuvent être utilisées : Penman-Wilson (PW) et Penman-Monteith (PM). Ces deux équations seront expliquées en détail à la section 2.5 du mémoire sur la modélisation numérique.

2.3.4.1 Définitions

L'évapotranspiration potentielle (ET_P) est une mesure de la capacité atmosphérique à éliminer l'eau de la surface d'un sol ayant un couvert végétal continu bien alimenté en eau. Différents facteurs doivent être considérés dans l'estimation de l' ET_P , tels que la température, la radiation solaire, l'albédo de la surface, l'humidité relative, la vitesse du vent et la végétation (Fredlund et al., 2012).

L'évapotranspiration d'une culture de référence (ET_{cr}) représente l'évapotranspiration à partir d'une culture de graminées idéale avec des paramètres fixes : 0,12 m de hauteur, un albédo de 0,23 et une résistance de surface de 69 sm^{-1} (Yates et Strzepek, 1994).

L'évapotranspiration réelle (ET_R) est généralement une fraction de l' ET_P qui dépend des conditions climatiques, de l'humidité du sol, de la densité de la couverture végétale ainsi que de la densité racinaire (Hillel, 2004). L' ET_R est la quantité d'eau éliminée d'une surface (par le sol ou par les végétaux) en réponse au processus d'évaporation et de transpiration lorsque la disponibilité de l'eau peut être limitée. Le terme ET ($E + T$) de l'équation du bilan hydrique (équation 2.3) est la valeur de l'évapotranspiration réelle (ET_R) et non la valeur potentielle (ET_P) (Hauser, 2016). Lorsque la disponibilité de l'eau dans le sol n'est pas limitée, l' ET_R est égale à l' ET_P (Dunne et Leopold, 1978).

2.3.4.2 Évaluation de l'évapotranspiration par le bilan hydrique

L'évaluation de l'évapotranspiration à l'échelle du terrain peut être réalisée par l'application de la méthode du bilan hydrique discutée à la section 2.3.1 à des systèmes fermés constitués par des lysimètres volumiques. Il est alors nécessaire de quantifier les différentes composantes du bilan hydrique : la précipitation (P), la variation du stockage d'eau dans le sol (ΔS), la percolation (Pr) et le ruissellement (R) des lysimètres. En partant de l'équation 2.3, l'évapotranspiration réelle du terrain peut être déterminée selon l'équation suivante :

$$ET_R = P - Pr - \Delta S \quad 2.4$$

Pour un terrain plat, le ruissellement (R) est considéré comme nul. Par conséquent, la déduction de l' ET_R peut être obtenue à partir des mesures de précipitation, de percolation et de variation du stockage d'eau dans le sol sur une période donnée (Ancil et al., 2012).

Le lysimètre volumique est une cuve étanche enterrée dans le sol, présentant une géométrie et des dimensions variables, ouverte en surface avec un drain percé au fond pour la collecte de l'eau de percolation dans un réservoir. Généralement, les conditions à l'intérieur de la cuve, telles que la végétation, le profil de sol et l'humidité, doivent être similaires aux

conditions extérieures (Hillel et al., 1998). La figure 2.6 présente une coupe latérale d'un lysimètre volumique.

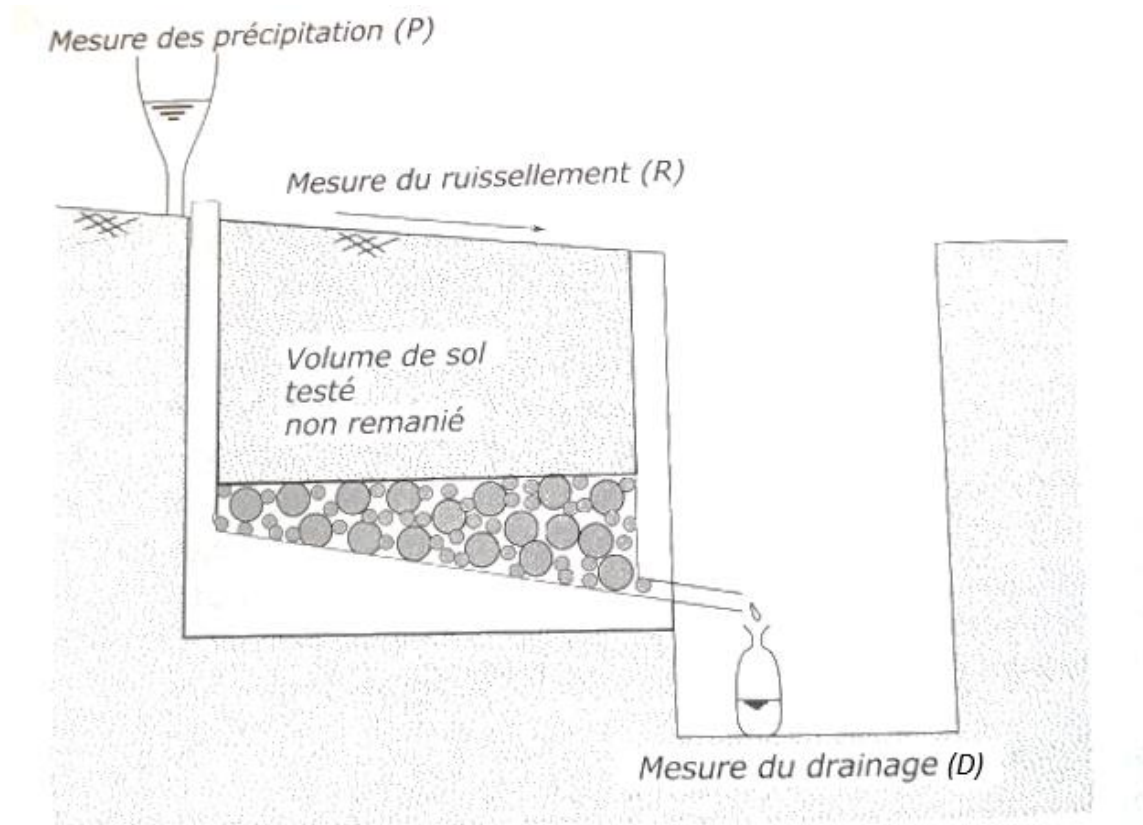


Figure 2.6 : Représentation schématique d'un lysimètre volumique (adapté d'Anctil et al., 2012).

Comme mentionné précédemment dans cette sous-section, la détermination de l'évapotranspiration nécessite la mesure des autres composantes du bilan hydrique. La précipitation est mesurée à l'aide d'un pluviomètre qui doit être placé à proximité. La quantité d'eau de percolation est mesurée au moyen d'une sonde de niveau d'eau située à l'intérieur du réservoir de collecte. La variation de l'humidité dans le sol peut être obtenue avec une sonde de teneur en eau.

2.3.5 Évaluation du bilan hydrique en contexte minier

Le secteur minier est confronté à plusieurs défis en matière de gestion de l'eau, notamment en raison des activités d'extraction, des infiltrations potentielles dans les empilements de rejets et des implications environnementales. L'utilisation du bilan hydrique permet de

comprendre et réguler les flux d'eau sur un site minier pendant les activités minières et après fermeture, notamment de déterminer les volumes d'eau susceptibles de s'infiltrer dans les différentes structures minières, telles que les haldes à stériles.

Déterminer la quantité d'eau de percolation au sein d'une halde à stérile (ou toute autre structure minière) revêt d'une importance cruciale dans la conception de la fermeture de ladite structure (Panda et al., 1999). Ceci participe à établir la meilleure stratégie de restauration, en accord avec les exigences gouvernementales en termes de gestion de l'eau après la fermeture du site.

Étant donné la grande capacité drainante et la faible rétention hydrique des roches stériles, une part importante des précipitations s'écoule par percolation, ce qui en fait souvent la composante dominante du bilan hydrique dans ce contexte précis. Pour ce type de structure minière, les exigences gouvernementales préconisent la réduction de l'eau qui percole par l'ajout d'une couche de sol et de végétation, lorsque cette dernière est présente dans l'écosystème environnant (MERN, 2016).

Différentes études ont été menées en contexte minier dans le but de quantifier les volumes d'eau des composantes du bilan hydrique. Le tableau 2.1 présente quelques travaux effectués en contexte minier où il a été question d'établir le bilan hydrique sur des roches stériles avec ou sans recouvrement en présence ou non de végétation.

Tableau 2.1 : Compilation des études quantitatives des composantes du bilan hydrique réalisées en contexte minier sur des roches stériles en pourcentage des précipitations cumulées. Pr : percolation, ΔS : variation du stockage d'eau, R : ruissellement, I : infiltration, E : évaporation et T : transpiration.

Site minier à l'étude	Type de climat	Précipitation moyenne (mm/an)	Échelle d'étude - Caractéristiques	Structure - Matériaux	Variables analysées	Résultats (% de précipitations)	Référence
Mine de charbon Haizhou, Fuxin, Chine	Continental humide	481	Modélisation numérique 2D (HYDRUS) - Calibré avec données de terrain, caractérisation en laboratoire et analyse stochastique.	Halde à stérile (analyse sur pente de 46°) Stérile $\theta_r = 0,0135$, $n = 0,43$ et $k_{sat} = 4.18 \times 10^{-6}$ m/s.	P, Pr et ΔS	Pr = [19 – 59] ΔS = [-15 – 28]	(Hajizadeh Namaghi et al., 2015)
Mine d'or Kışladağ, Turquie	Méditerranéen ou océanique Hivers frais, humides et enneigés. Étés chauds et secs.	543	Modélisation numérique 2D (SEEP/W) - Calibrée avec données climatiques de terrain sur 20 ans. Propriétés hydrogéologiques provenant de la littérature.	Stérile $n = 0,437$, $k_{sat} = 2,32 \times 10^{-4}$ m/s et $\theta_r = 0,025$	P, E, Pr, ΔS , I, R et T	E = 68 R = 16 I = 16 T = 0 ΔS = 7	(Argunhan-Atalay et Yazicigil, 2018)
				Recouvrement SR avec végétation (graminées) sur stérile. 0,2 m limono- sableux (topsoil) 0,65 m sable silteux 5 m de stérile compacté		E = 56 R = 37 I = 6 T = 4 ΔS = -7	
Mine de charbon Lingan, Nouvelle-Écosse, Canada	Continental humide	1338	Terrain à grande échelle Sur 5 ans Halde de 15 m de hauteur avec une pente de 1-10% sur la surface et de 4-20% sur les côtés.	Recouvrement SR sur stérile. 0,5 m moraine	P, Pr, ΔS , ET et R	ET = [25 – 34] R = [35 – 45] ΔS = [0 – 9] Pr = [24 – 31]	(Power et al., 2018)

Tableau 2.1 : Compilation des études quantitatives des composantes du bilan hydrique réalisées en contexte minier sur des roches stériles en pourcentage des précipitations cumulées. Pr : percolation, ΔS : variation du stockage d'eau, R : ruissellement, I : infiltration, E : évaporation et T : transpiration. (suite)

Site minier à l'étude	Type de climat	Précipitation moyenne (mm/an)	Échelle d'étude - Caractéristiques	Structure - Matériaux	Variables analysées	Résultats (% de précipitations)	Référence
Mine Teck Resources Limited, Colombie-Britannique, Canada	Continental humide et froid	613	Terrain Mesure d'évaporation et d'évapotranspiration par Eddy covariance	Stérile	ET, Pr	E = 42 Pr = 58	(Nicholls et al., 2019)
				Stérile avec recouvrement végétalisé (graminées)		ET = 75 Pr = 25	
				Stérile végétalisé (forêt mixte de 25 ans) (sans recouvrement)		ET = 79 Pr = 21	
Mine Canadian Malartic, Québec, Canada	Continental humide et froid	2017 : 914 2018 : 426 sur 3 mois	Terrain échelle intermédiaire 2017 : Analyse sur 1 an. 2018 : Analyse sur 2 ans.	Lysimètre Stérile	P, Pr, ET et ΔS	2017 E = 30 Pr = 70 2018 E = 9 Pr = 91	(Chevé et al., 2018; Guitttonny et al., 2019)
				Lysimètre avec recouvrement type SR Stérile 0,4 m MT-SP 0,1 m terre végétale		2017 E = [57 – 58] Pr = [13 – 40] ΔS = [0 – 2] 2018 E = [51 – 79] Pr = [16 – 46] ΔS = [3 – 5]	

Tableau 2.1 : Compilation des études quantitatives des composantes du bilan hydrique réalisées en contexte minier sur des roches stériles en pourcentage des précipitations cumulées. Pr : percolation, ΔS : variation du stockage d'eau, R : ruissellement, I : infiltration, E : évaporation et T : transpiration. (suite)

Site minier à l'étude	Type de climat	Précipitation moyenne (mm/an)	Échelle d'étude - Caractéristiques	Structure - Matériaux	Variables analysées	Résultats (% de précipitations)	Référence
Mine Canadian Malartic, Québec, Canada	Continental humide et froid	2017 : 914 2018 : 426 sur 3 mois	Terrain échelle intermédiaire 2017 : Analyse sur 1 an. 2018 : Analyse sur 2 ans.	Lysimètre avec recouvrement type SR végétalisé (saule) Stérile 0,4 m MT-SP 0,1 m terre végétale	P, Pr, ET et ΔS	2017 ET = [64 – 84] Pr = [12 – 33] ΔS = [3 – 4] 2018 ET = [81 – 85] Pr = [10 – 18] ΔS = [1 – 5]	(Chevé et al., 2018; Guitttonny et al., 2019)

2.3.6 Ratio infiltration/évaporation sur roche stérile

Le ratio infiltration/évaporation (R_{I-E}) est un outil de mesure qui permet d'évaluer rapidement la composante prédominante du bilan hydrique. Il mesure la portion relative entre l'eau qui s'infiltre dans le sol et celle qui s'évapore à partir de la surface.

Dans le contexte d'une halde stérile où la surface est directement exposée à l'atmosphère, il est attendu que la composante infiltration (égale à la percolation si le stockage est considéré nul), surpassera l'évaporation en raison de la grande capacité drainante et de la faible rétention hydrique des roches stériles. Ainsi, le R_{I-E} anticipé devrait dépasser 100 %.

Nicholls et al. (2019) ont utilisé la technique d'Eddy covariance pour mesurer les échanges d'énergie dans l'atmosphère au-dessus du sol afin de déterminer la quantité d'eau évaporée à partir de la surface d'une halde à stérile non recouverte. L'étude d'évaporation a été réalisée dans une mine de charbon en Colombie-Britannique, caractérisée par un climat continental humide et froid avec des précipitations annuelles moyennes de 613 mm. La halde, composée majoritairement de granulométrie grossière (77 % de gravier grossier et de roches, 18 % de sable et 5 % de particules fines), a présenté un bilan hydrique dominé par l'infiltration, représentant 58 % des précipitations, donnant ainsi un R_{I-E} de 138 %.

Argunhan-Atalay et Yazicigil (2018) ont utilisé les logiciels SEEP/W et VADOSE/W pour étudier les composantes du bilan hydrique, en particulier l'infiltration, sur la pente d'une halde à stériles d'une mine en Turquie. Le site étudié était caractérisé par un climat méditerranéen avec des précipitations annuelles moyennes de 543 mm. Les propriétés hydrogéologiques des roches stériles sont : $n = 0,437$, $k_{sat} = 2,32 \times 10^{-4}$ m/s et $\theta_r = 0,025$. Les simulations ont révélé que l'infiltration ne représentait que 16 % des précipitations, tandis que l'évaporation en constituait 68 %, donnant ainsi un R_{I-E} de seulement 24 %. Cette disparité avec le ratio attendu (> 100 %) peut s'expliquer par la pente de la surface favorisant le ruissellement et par l'hétérogénéité de la distribution granulométrique ainsi que la présence de couches compactées résultant du passage répété de la machinerie.

2.3.7 Effet de l'ajout d'une couche de sol sur le bilan hydrique

L'ajout d'une ou plusieurs couches de matériau sur des roches stériles est une technique couramment utilisée pour atteindre les objectifs de restauration tels que l'établissement de la végétation, la réduction de la percolation à l'intérieur des stériles et la diminution des flux d'oxygène. Lorsque l'ajout d'une couche de sol vise à augmenter la composante évaporation du bilan hydrique, ce type de recouvrement peut être catégorisé comme une barrière à l'eau, notamment le recouvrement stockage-relargage (SR) abordé à la section 2.1.2.

Lors d'une étude *in situ* à grande échelle, Power et al. (2018) ont examiné l'impact de l'ajout d'une couche de 0,5 m de till (recouvrement de type SR), sur le bilan hydrique des roches stériles en climat humide. La distribution granulométrique de la couche SR est de 36 % de gravier, 43 % de sable et 21 % de particules fines, tandis que celle des roches stériles est composée de 38 % de gravier, 44 % de sable et 18 % de particules fines. Les résultats ont montré une faible diminution de la percolation dans les roches stériles, passant de 34 % à 28 % des précipitations) (Power et al., 2018). Cette faible diminution peut être expliquée par plusieurs raisons :

- Bilan hydrique positif (régions à climat humide) : Dans les régions où les précipitations dépassent l'évaporation potentielle, une diminution significative de la percolation peut être difficile à obtenir.
- Faible contraste granulométrique entre les matériaux : La similitude de la distribution granulométrique entre le matériau de recouvrement et les roches stériles ne permet pas l'établissement d'un bris capillaire, ce qui peut limiter l'efficacité de la couche SR pour réduire la percolation.
- Faible épaisseur de la couche : Une couche de 0,5 m de till peut ne pas être suffisante pour générer une diminution significative de la percolation sur les roches stériles.

2.4 Effet de la végétation sur le bilan hydrique

Comprendre les interactions complexes entre les différentes phases de l'eau dans le sol, c'est-à-dire l'eau liquide, l'eau vapeur et la glace, et leurs impacts sur la végétation, et vice-versa, est essentielle pour élaborer des stratégies de restauration minière durables. En optimisant les conditions hydriques du sol, les objectifs de restauration tels que la végétalisation et la stabilité du site peuvent être mieux atteints, tout en préservant l'écosystème local.

Power et al. (2018) ont démontré que l'incorporation d'une couche de matériau peut contribuer à réduire le taux de percolation de l'eau dans les roches stériles, bien que cela ne soit pas systématique. De même, l'introduction d'un couvert végétal peut également jouer un rôle dans la diminution de la percolation, notamment en augmentant l'évapotranspiration (Lamoureux et al., 2012; Botula et al., 2017; Guittonny et al., 2019). Toutefois, l'impact de la végétation sur le bilan hydrique en milieu minier a été peu exploré, car l'interaction entre le couvert végétal et les matériaux colonisés est un processus non linéaire susceptible de varier dans le temps (MEND, 2014; Bussière et Guittonny, 2021b).

La présence de végétation sur un recouvrement modifie l'interaction sol-atmosphère aussi bien à la surface du sol qu'à l'intérieur de celui-ci. La densité de la partie aérienne du couvert végétal modifie l'albédo du sol, la quantité d'eau de précipitation interceptée par les feuilles (qui ne parvient pas au sol) et la transpiration. En parallèle, la partie souterraine de la plante modifie la disponibilité d'eau dans le sol (stockage) et, par conséquent, la quantité d'eau qui percole (Nicholls et al., 2019; Bussière et Guittonny, 2021b).

2.4.1 Stockage (ΔS)

L'introduction d'un couvert végétal sur un sol minier, ou la modification d'un couvert existant, peut entraîner des variations dans le stockage d'eau du sol. Les plantes transpirent de l'eau prélevée dans le sol par leurs racines, laquelle est ensuite transportée par les tiges (Lambers et al., 2008; Bussière et Guittonny, 2021b) et évacuée par les feuilles par le biais des cavités stomatiques. L'extraction d'eau du sol est principalement le fait des racines fines, celles ayant un diamètre inférieur à 2 mm (Lambers et al., 2008). La densité racinaire par unité de volume de sol s'avère un paramètre crucial pour déterminer l'ampleur de l'extraction d'eau dans la couche de sol (Bussière et Guittonny, 2021b). En général, les

plantes herbacées ont une profondeur d'enracinement plus limitée que les plantes arbustives, et l'extraction d'eau se produit plus près de la surface (Seyfried et Wilcox, 2006).

Nicholls et al. (2019) ont étudié la teneur en eau du sol en réponse aux interactions atmosphériques, en tenant compte de la présence ou de l'absence d'un couvert végétal. Trois scénarios ont été examinés : 1) une forêt de conifères mixte (âgée de 25 ans) ; 2) des plantes herbacées agronomiques sur des roches stériles ; et 3) des roches stériles (sans couverture végétale). Le scénario avec des roches stériles a déjà été analysé dans la section 2.3.6. Les auteurs ont observé que pendant les périodes de sécheresse, il y a une succion accrue dans le sol sous le couvert végétal de la forêt de conifères par rapport aux valeurs relevées dans les deux autres scénarios. L'augmentation de la succion sous un couvert végétal pendant une période sèche témoigne de l'influence de la végétation sur la réduction de la quantité d'eau disponible dans le sol (Nicholls et al., 2019).

La porosité du sol représente la capacité de stockage maximal d'eau dans le sol. La présence de racines dans le sol modifie la distribution des pores du matériau sous-jacent. La colonisation racinaire peut entraîner une augmentation ou une diminution de la porosité du sol. La diminution de la porosité peut être attribuée aux racines fines qui colonisent les pores déjà existants dans le sol. Lorsque les racines s'épaississent, elles modifient l'arrangement des pores en exerçant une pression sur les particules du sol pour créer de l'espace (Angers et Caron, 1998; Bengough et al., 2011). Cela peut réduire la taille de certains pores par compaction tout en créant des pores allongés et connectés à l'interface racines-particules du sol. L'augmentation de la porosité (liée à la végétation) peut résulter de la décomposition des racines mortes (Diallo, 2023).

2.4.2 Infiltration/percolation

Les racines des plantes jouent un rôle crucial dans l'enrichissement du sol en matière organique (MO), ce qui a un impact positif sur la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). En effet, l'augmentation de la MO induite par les racines accroît la porosité du substrat, favorisant ainsi une meilleure circulation de l'eau et, par conséquent, une augmentation de la k_{sat} (Nemes et al., 2005). La k_{sat} des matériaux colonisés par des racines peut augmenter d'un facteur de 1000 (DeJong et al., 2015). La pénétration des racines dans le sol crée des

macropores qui peuvent favoriser le développement de voies d'écoulement préférentielles (Beven et Germann, 1982), augmentant ainsi la quantité d'eau qui percole (Angers et Caron, 1998). De plus, les racines peuvent contribuer à modifier la rugosité de la couche superficielle du sol, favorisant l'infiltration (Dunne et Leopold, 1978).

2.4.3 Interception

La composante d'interception intervient lors d'un événement pluvieux. Les feuilles interceptent les gouttes d'eau (sans contact avec le sol) et, lorsque les conditions atmosphériques le permettent, l'eau retourne à l'atmosphère par évaporation. La capacité d'interception des feuilles est directement liée à l'indice de surface foliaire (LAI, décrit à la section 2.5.1.6.2), car un LAI élevé indique une plus grande densité de feuilles, ce qui amplifie la capacité d'interception de l'eau de pluie par la végétation. Singh et Szeicz (1979) ont constaté que l'évaporation peut être 2 à 3 fois plus rapide à partir du couvert végétal qu'à partir du sol car la surface des feuilles sont exposées à l'atmosphère et l'eau est plus facilement disponible qu'à partir du sol. L'eau retirée par évaporation depuis la surface des feuilles est plus significative pour les feuillus que pour une prairie (Nicholls et al., 2019). Finalement, la quantité d'eau interceptée par la canopée dépend de l'intensité des précipitations et de la vitesse du vent. En effet, lors de fortes pluies, l'interception par la partie aérienne des plantes est très réduite, voire négligeable (Nicholls et al., 2019).

2.4.4 Évapotranspiration

La présence de végétation ajoute une composante supplémentaire au bilan hydrique, à savoir la transpiration, qui combinée à l'évaporation constitue la composante d'évapotranspiration du bilan hydrique. Dans la région boréale canadienne (forêt mature), la transpiration peut varier de 35 à 47 % et atteindre jusqu'à 51 % de l'évapotranspiration totale (Hadiwijaya et al., 2020).

En contexte minier, Nicholls et al. (2019) ont mené une étude sur une surface minière située dans la vallée de l'Elk en Colombie-Britannique, caractérisée par un climat continental humide et froid avec des précipitations annuelles moyennes de 613 mm. Les mesures ont été effectuées entre mai et octobre 2013 et 2014. L'étude a révélé que la composante évapotranspiration (ET) était légèrement plus élevée pour une forêt de conifères mixtes que pour une prairie d'herbes agronomiques installée sur des roches stériles. En 2013, une année

marquée par de forts événements pluvieux, les sites de forêt de conifères mixtes et d'herbes ont évapotranspiré respectivement 79 % et 75 % des précipitations totales.

Frédette et al. (2019b) ont réalisé une analyse et une synthèse de l'information 57 études sur la transpiration des saules réalisées dans 16 pays différents, dont 27 en Europe du Nord et 4 au Canada. En particulier pour le Canada, le contexte climatique est similaire à celui de la présente étude, ce qui signifie qu'il s'agit également d'un climat humide. Le saule est une espèce feuillue reconnue pour son taux élevé d'évapotranspiration et sa production de biomasse importante. Le taux moyen d'évapotranspiration du saule pendant la saison de croissance s'établit à 4,6 mm/jour, avec un maximum de 22,7 mm/jour et un minimum de 0,7 mm/jour. La forte demande en eau du saule (croissance végétale, transpiration) réduit la quantité d'eau disponible dans le sol (Frédette et al., 2019b).

2.5 Modélisation numérique

L'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé peut être décrit avec l'équation de Darcy et l'équation de Richards. Pour évaluer l'écoulement de l'eau dans ces milieux à l'aide de ces deux équations, il est essentiel de décrire les propriétés des sols, de connaître la répartition des charges hydrauliques ainsi que les conditions particulières qui s'appliquent au milieu étudié. Pour des raisons de concision, la description détaillée de l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé ne sera pas reprise ici; le lecteur intéressé peut cependant consulter les annexes D et E pour plus de détails. L'analyse des systèmes hydrogéologiques réels saturés et/ou non saturée peut être ardue, et souvent, l'utilisation de modèles numériques est indispensable pour résoudre des problèmes complexes qui seraient difficiles à calculer manuellement (Aubertin et al., 1996; Bussière et al., 1997).

Ce projet de recherche vise à créer un modèle numérique pour estimer le bilan hydrique sur le terrain de trois cellules lysimètres composées de stériles miniers, de différentes couches de sol, avec ou sans végétation. En utilisant ces modèles numériques, il est possible de vérifier la concordance entre les valeurs mesurées et modélisées.

La modélisation numérique permet d'explorer divers scénarios, tels que l'influence de la variation de l'épaisseur du recouvrement ou du type de sol, des conditions climatiques

observées ou encore des différents stades de croissance des plantes sur le bilan hydrique. Ceci est essentiel pour estimer les coûts et les ressources nécessaires à la mise en place d'une couverture minérale végétalisée efficace. Enfin, des prédictions à long terme peuvent également être effectuées en tenant compte de différents scénarios climatiques, ce qui permettra de prendre des décisions éclairées lors de la conception du projet.

Woessner et Anderson (1996) ont développé une approche conceptuelle (voir figure 2.7) dans le but d'obtenir des résultats numériques proches réalistes.

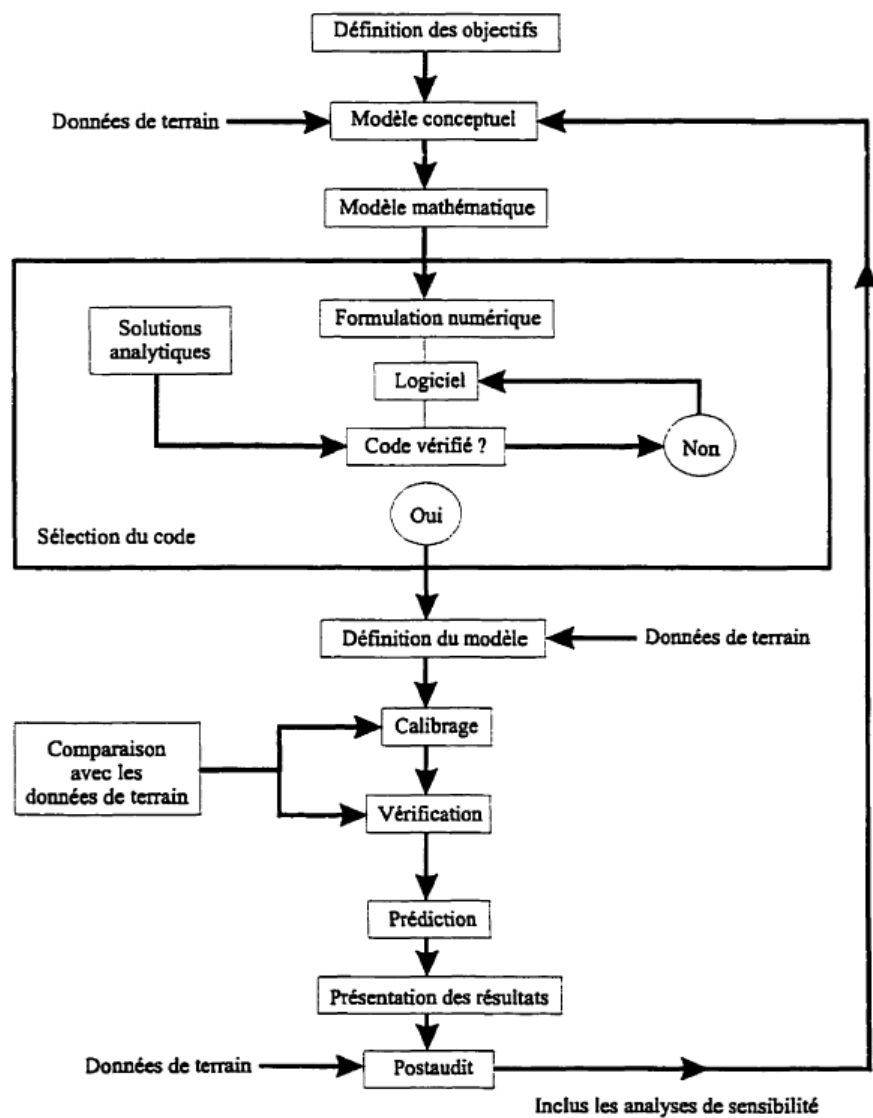


Figure 2.7 : Approche conceptuelle de la modélisation numérique (Bussière, 1999, modifié de Woessner et Anderson, 1996).

Cette approche propose de d'abord définir les objectifs de modélisation et le modèle conceptuel, de choisir et de vérifier le code numérique en comparant les résultats du modèle aux solutions analytiques, de concevoir le modèle numérique, de comparer les résultats de la modélisation avec ceux observés sur le terrain (ou en laboratoire) pour calibrer et vérifier le modèle, et enfin, d'effectuer des prédictions à long terme sur le comportement des matériaux (Bussière, 1999).

Divers logiciels sont disponibles pour la simulation de l'écoulement de l'eau en milieu à saturation variable et en régime permanent ou transitoire, parmi lesquels on trouve HYDRUS, HELP, SEEP/W, Modflow, Feflow, MIN3P, SvFlux et UNSAT. Pour ce projet de maîtrise, le logiciel SEEP/W, intégré à la suite GeoStudio, a été choisi. Cette décision s'est appuyée sur l'ampleur de son utilisation dans différentes études portant sur les systèmes de recouvrement en restauration minière (Aubertin et al., 1996; Bussière, 1999; Argunhan-Atalay et Yazicigil, 2018), ainsi que par sa capacité à intégrer certains paramètres liés à la végétation.

2.5.1 Modèle numérique SEEP/W

SEEP/W est un code numérique développé par GEO-SLOPE Ltd et documenté dans GeoSlope International Ltd (2020) permettant de simuler le mouvement de l'eau liquide ou de la vapeur d'eau dans le sol en condition saturée et non saturée. Ce logiciel offre la possibilité de réaliser des modélisations en une dimension (1D), deux dimensions (2D), trois dimensions (3D) ainsi que des modélisations axisymétriques. Il se fonde sur la méthode des éléments finis pour résoudre l'équation de Richards (1931) (éq. D.10) afin de décrire le comportement hydrogéologique d'un sol, que ce soit en régime permanent ou transitoire, en condition saturée ou partiellement saturé, en utilisant des fonctions ou constantes aux conditions limites.

La méthode des éléments finis (MEF) est une technique numérique qui consiste à discrétiser un domaine continu en un grand nombre de petits éléments géométriques simples appelés éléments finis, reliés entre eux par des nœuds (Hinkelmann, 2005). La MEF sur SEEP/W permet de résoudre l'équation différentielle de Richards en approximant la solution sur l'ensemble du domaine par l'assemblage des solutions élémentaires obtenues pour chaque élément (nœud). La précision de la solution dépend de la taille et du nombre d'éléments finis utilisés. Cette méthode est particulièrement adaptée à la modélisation de phénomènes physiques complexes en raison de sa flexibilité et de sa capacité à traiter des géométries variées. Elle permet d'obtenir des solutions précises de manière itérative, en affinant la discrétisation du domaine jusqu'à atteindre un niveau de tolérance défini par l'utilisateur.

2.5.1.1 Paramètres de matériaux

SEEP/W permet de définir plusieurs types de matériaux et calcule automatiquement les propriétés de transmission et de stockage de la vapeur d'eau, mais les paramètres de l'eau liquide doivent être saisis par l'utilisateur (voir tableau 2.2). Les caractéristiques hydrogéologiques d'un sol permettent de définir les variations d'humidité dans le sol en réponse aux changements de pression de l'eau interstitielle lorsque le sol n'est pas saturé (CRE), ainsi que la variation de la conductivité hydraulique en fonction de la pression grâce à la fonction de perméabilité.

Pour simuler le mouvement de l'eau dans le sol, SEEP/W offre à l'utilisateur la possibilité d'introduire la CRE du matériau, ou il peut la déterminer à l'aide du modèle descriptif de van Genuchten (1980) :

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_{sat} - \theta_r}{[1 + (\alpha_{vG} \psi)^{n_{vG}}]^{m_{vG}}} \quad 2.5$$

où α_{vG} [L^{-1}], n_{vG} [-] et m_{vG} [-] sont des paramètres d'ajustement de la courbe, ψ est la succion matricielle [L^{-1}], θ_{sat} est la teneur en eau à saturation ($\theta_{sat} = n$) et θ_r est la teneur en eau résiduelle.

Tableau 2.2 : Paramètres en lien avec les propriétés des matériaux à entrer dans SEEP/W en condition saturée ou non saturée.

Paramètre	Sigle	Unités
Conductivité hydraulique saturée	k_{sat}	(m/s)
Fonction de perméabilité	$k(u_w)$	(m/s)
Courbe de rétention d'eau (CRE)	$\theta_w(u_w)$	(-)

SEEP/W offre aussi la possibilité d'estimer la fonction de perméabilité avec le modèle de Mualem (1976) via l'équation proposée par van Genuchten (1980) en utilisant les paramètres, m_{vG} et n_{vG} de l'équation 2.5 qui décrivent de façon optimale la CRE et k_{sat} .

$$k_w(\psi) = k_{sat} \frac{\{1 - (\alpha' \psi)^{n_{vG}-1} [1 + (\alpha' \psi)^{n_{vG}}]^{-m_{vG}}\}^2}{[1 + (\alpha' \psi)^{n_{vG}}]^{\frac{m_{vG}}{2}}} \quad 2.6$$

où $\alpha' = \frac{1}{\alpha_{vG}}$ [L], n_{vG} [-] et m_{vG} [-] sont des paramètres d'ajustement de la courbe, ψ est la succion matricielle [L⁻¹], θ_{sat} est la teneur en eau à saturation ($\theta_{sat} = n$) et θ_r est la teneur en eau résiduelle.

2.5.1.2 Conditions frontières

La résolution des équations par la MEF nécessite la connaissance de conditions aux limites dans le domaine. SEEP/W offre différents types de conditions aux limites, comme décrit dans le document sur la modélisation du transfert de chaleur et de masse développé par GeoSlope International Ltd (2020). Parmi ces conditions, on retrouve des conditions de charge (constante ou évolutive), de débit spécifiques (nul, constant ou évolutif), de drain, surface de suintement. Dans cette section, nous nous concentrerons sur la condition aux limites la plus importante pour ce mémoire : l'interaction sol-atmosphère, également connue sous le nom de LCI (*land climate interaction*).

La condition de frontière LCI comprend trois composantes : les conditions météorologiques, les informations sur le couvert de neige et les caractéristiques des végétaux. Les deux premières composantes permettent de calculer l'infiltration nette à la surface du sol, tandis que la dernière composante est utilisée pour estimer l'absorption d'eau par les racines afin de déterminer la transpiration (expliqué en détail à la section 2.5.1.6).

Pour les deux premières conditions (météorologiques et couvert de neige), SEEP/W utilise l'équation 2.7 de conservation de masse pour déterminer le flux (q) d'eau à la surface du sol.

$$(q_P + q_M)\cos\alpha_{pente} + q_E + q_R = q_I \quad 2.7$$

où q_P est le flux d'eau provenant des précipitations, q_M est le flux d'eau issu de la fonte des neiges, q_E est le flux d'eau lié à l'évapotranspiration, q_R est le flux d'eau de ruissellement, q_I est le flux d'eau d'infiltration et α_{pente} l'angle de la pente.

2.5.1.3 Données météorologiques

La fonction LCI permet d'introduire des données météorologiques, notamment la température de l'air, les précipitations, l'humidité relative, la vitesse du vent, la radiation

solaire et l'albédo. Si inconnue, SEEP/W permet d'estimer la radiation solaire à partir de deux données : la latitude et la date initiale de la saison de croissance.

2.5.1.4 Albédo

L'albédo (α_4) est un paramètre à entrer dans SEEP/W lorsque l'on veut utiliser la condition frontière LCI. La paramètre α_4 représente le pouvoir réfléchissant d'une surface, c'est-à-dire le rapport entre le flux d'énergie lumineuse réfléchi par la surface au flux d'énergie lumineuse incidente. Il détermine la quantité d'énergie solaire qui peut être absorbée par une surface qui est par la suite disponible à être renvoyée vers l'atmosphère (Chapin III et al., 2011). Généralement, l'albédo varie entre 0 et 1 ; 0 étant un absorbeur de toute l'énergie entrante (associé aux surfaces obscures) et 1 un réflecteur parfait (associé aux couleurs claires) (Hillel et al., 1998). Fredlund et al. (2012) ont quantifié l'albédo pour différentes surfaces (figure 2.8).

Surface	Conditions	Albedo, α_4	Surface	Conditions	Albedo, α_4
Clouds	Low overcast, 100 m thick	0.40	Sand	Dry, light; high sun	0.35
	Low overcast, 200 m thick	0.50		Dry, light; low sun	0.60
	Low overcast, 500 m thick	0.70		Gray, wet	0.10
Liquid water	Smooth, solar angle 60°	0.05		Gray, dry	0.20
	Smooth, solar angle 30°	0.10		White, wet	0.25
	Smooth, solar angle 10°	0.35		White, dry	0.35
	Smooth, solar angle 5°	0.60	Soil	Organic, dark	0.10
	Wavy, solar angle 60°	0.10		Clay	0.20
Solid water	Fresh snow, low density	0.85		Sandy, light	0.30
	Fresh snow, high density	0.65	Grass	Typical fields	0.20
	Old snow, clean	0.55		Dead, wet	0.20
	Old snow, dirty	0.45		Dead, dry	0.30
	Glacier ice, clean	0.35	Tundra		0.15
	Glacier ice, dirty	0.25		Cereals	0.25
			Crops	Cotton, potato, tomato	0.20
				Sugar cane	0.15
				Rain forest	0.15
				Eucalyptus	0.20
				Red pine forest	0.10
				Mixed hardwoods in leaf	0.18

Figure 2.8 : Coefficients d'albédo pour l'eau et différents matériaux terrestres avec ou sans végétation (Adapté de Fredlund et al., 2012).

La présence de la végétation peut avoir des effets potentiels sur l'évaporation ou l'évapotranspiration de la surface (Blight, 2002) :

- La végétation change le coefficient d'albédo de la surface.
- La végétation intercepte le flux d'énergie lumineuse incident et réduit la température proche de la surface du sol.
- Une partie du flux d'énergie lumineuse incident est utilisée pour réchauffer les différentes surfaces de la plante (feuilles et tiges).

Une étude menée par Sieber et al. (2019) a permis de déterminer l'albédo pour le saule (plante utilisée dans ce projet), dont la valeur moyenne est de 0,216. Blight (2002) a étudié l'équilibre énergétique au niveau du sol dans le but de déterminer les taux d'évaporation et d'évapotranspiration qui sont directement affectés par le coefficient d'albédo.

2.5.1.5 Calcul de l'évapotranspiration

SEEP/W propose trois méthodes pour calculer l'évapotranspiration : la première permet à l'utilisateur de définir une fonction d'évapotranspiration, tandis que les deux autres sont basées sur des équations spécifiques, à savoir l'équation de Penman-Wilson (PW) et l'équation de Penman-Monteith (PM). Dans cette sous-section, le modèle de Penman (1948) sera présenté en premier, car les autres méthodes de calcul en découlent. Ensuite, les méthodes de Penman-Wilson et de Penman-Monteith seront abordées.

2.5.1.5.1 Estimation de l'évaporation potentielle avec l'équation de Penman (1948)

Le modèle de Penman est basé sur la combinaison du bilan énergétique et de considérations sur le transport aérodynamique (Hillel et al., 1998). Ce modèle permet d'estimer la valeur de l'évaporation potentielle, avec l'hypothèse que la surface est saturée à tout moment (source d'eau illimitée) (Wilson et al., 1993).

$$PE = \frac{\Gamma Q_n + \eta E_a}{\Gamma + \eta} \quad 2.8$$

Où,

PE	Évaporation potentielle	(mm/jour)
Γ	Pente de la courbe de la pression saturante en fonction de la température	(kPa/°C)
Q_n	Radiation solaire nette à la surface	(mm/jour)
η	Constante psychrométrique	(kPa/°C)

Avec,

$$E_a = 2,625(1 + 0,146u)(u_{v_0}^{air} - u_v^{air}) \quad 2.9$$

Où,

u	Vitesse du vent à 1,5 m au-dessus du sol	(km/h)
$u_{v_0}^{air}$	Pression de vapeur dans l'air au-dessus de la surface	(kPa)
u_v^{air}	Pression de vapeur saturée à la température moyenne de l'air	(kPa)

L'équation de Penman (1948) assume qu'il n'y a pas d'échange thermique entre l'atmosphère et le sol, hypothèse qui est irréaliste, et elle est applicable seulement lorsque l'eau du sol est dans un état libre (Fredlund et al., 2012).

2.5.1.5.2 Estimation de l'évapotranspiration avec l'équation de Penman-Monteith (PM)

L'équation de Penman-Monteith (PM) est une méthode largement utilisée pour calculer l'évapotranspiration potentielle à partir des facteurs climatiques (rayonnement net, température de l'air, vitesse du vent et humidité relative) et des paramètres de végétation (résistance de la canopée). L'équation initiale développée par Penman (1948) a été modifiée par Monteith (1965) afin de considérer la conductance de la canopée (Dassargues, 2020) via le LAI. L'équation de PM constitue la méthode standard adoptée par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture afin d'estimer l'évapotranspiration potentielle (Allen et al., 1998). L'équation résultante combine le bilan énergétique avec une formule aérodynamique (Howell et Evett, 2004). La résistance aérodynamique décrit l'effet de la rugosité de la végétation dans le transfert d'énergie et de masse à partir de la surface vers une élévation de référence dans l'atmosphère (Jaworski et al., 1997).

L'équation de Penman-Monteith utilisée par SEEP/W (eq. 2.10) sépare le flux d'évapotranspiration potentiel en termes de rayonnement et d'aérodynamisme (GeoSlope International Ltd, 2020).

$$q_{PET} = q_{PET}^{rad} + q_{PET}^{aero} = \frac{1}{h_{fg}} \left[\frac{\Gamma(q_n - q_g)}{\Gamma + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} + \frac{\rho_a c_{sa}^{p_{v_0}^a - p_v^a}}{\Gamma + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} \right] \quad 2.10$$

Où,

q_{PET}	Flux d'évapotranspiration potentiel	(mm/jour)
h_{fg}	Chaleur latente de vaporisation ou énergie nécessaire pour évaporer une unité de masse d'eau	(MJ/kg)
Γ	Pente de la pression de vapeur saturante en fonction de la température de l'air (diagramme psychrométrique)	(kPa/°C)
q_n	Radiation nette	(MJ/m ² /jour)
q_g	Flux thermique du sol	(MJ/m ² /jour)
c_{sa}	Capacité thermique spécifique de l'air	(MJ/kg/°C)
ρ_a	Densité moyenne de l'air atmosphérique	(kg/m ³)
$(p_{v0}^a - p_v^a)$	Déficit de pression de vapeur	(kPa)
p_{v0}^a	Pression de vapeur saturante à la température moyenne de l'air	(kPa)
p_v^a	Pression de vapeur saturante à la hauteur de référence	(kPa)
r_c	Résistance de la canopée	(s/m)
r_a	Résistance aérodynamique	(s/m)
γ	Constante psychrométrique ($\gamma \cong 0,066$)	(kPa/°C)

Le terme de rayonnement de l'équation 2.10 considère la différence entre le flux de radiation nette et le flux thermique du sol, tandis que le terme d'aérodynamisme considère la déficience de pression de vapeur.

La résistance aérodynamique (r_a) qui contrôle le transfert de la vapeur d'eau à partir de la surface évaporative vers l'atmosphère en dessous de la canopée est donnée par :

$$r_a = \frac{1}{u k_{vK}^2} \left[\ln \left(\frac{z_{ref} - d}{z_{om}} \right) \right] \left[\ln \left(\frac{z_{ref} - d}{z_{oh}} \right) \right] \quad 2.11$$

Où,

u	Vitesse du vent à 1,5 m au-dessus de la surface du sol	(m/s)
k_{vK}	Constante de von Karman ($k = 0,41$)	
z_{ref}	Hauteur de référence (1.5 m) des mesures du vent, humidité relative et température	(m)
$d = \frac{2}{3} h_c$	Hauteur de déplacement du vent dans le plan zéro	(m)
$z_{om} = 0,123 h_c$	Hauteur de rugosité de la surface pour le flux de quantité de mouvement	(m)
$z_{oh} = 0,1 z_{om}$	Hauteur de rugosité pour la chaleur et le flux de vapeur	(m)
h_c	Hauteur de la culture	(m)

La résistance de la canopée (r_c) contrôle le transfert de la vapeur d'eau par la transpiration de la végétation qui est en fonction de l'indice de surface foliaire (LAI). L'équation 2.12

ne s'applique pas pour une surface non végétalisée, c'est-à-dire que le LAI ne peut pas être nul ($LAI \neq 0$).

$$r_c = \frac{r_l}{0,5 LAI} = \frac{100}{0,5 LAI} = \frac{200}{LAI} \quad 2.12$$

L'équation de Penman-Monteith (PM) a été initialement élaborée en prenant comme référence une culture agronomique homogène, supposant que la résistance de la canopée reste constante au fil du temps. Néanmoins, des recherches ultérieures ont révélé que la résistance stomatique, incluse dans la résistance de la canopée, est soumise à l'influence des conditions climatiques et de la disponibilité en eau du sol. Cette influence varie d'une culture à l'autre, comme souligné par Allen et al. (1998) et l'erreur d'estimation de l'évapotranspiration est significative, pouvant aller de 10 à 40 % (Subedi et Chávez, 2015; Foken, 2017).

SEEP/W permet de séparer le flux d'évapotranspiration potentielle, calculé à partir de la méthode de Penman-Monteith, en évaporation potentielle (eq. 2.13) et transpiration potentielle (eq. 2.14). Pour ce faire, il utilise la fraction du couvert végétal (*SCF*, *soil cover fraction* en anglais) afin de calculer la transpiration potentielle en fonction de l'évapotranspiration potentielle.

$$q_{PE} = q_{PET} (1 - SCF) \quad 2.13$$

$$q_{PT} = q_{PET} (SCF) \quad 2.14$$

Le SCF varie de 0 pour une surface nue à 1 pour une surface complètement végétalisée. En l'absence de végétation, le LAI est nul, ce qui entraîne une résistance de la canopée (r_c - éq. 2.12) tendant vers l'infini. Cette situation implique que l'équation de Penman-Monteith ne représente pas correctement l'évaporation potentielle d'une surface dépourvue de végétation.

2.5.1.5.3 Estimation de l'évaporation avec l'équation de Penman-Wilson

Wilson et al. (1997) a modifié l'équation de Penman (1948) afin de calculer l'évaporation réelle à partir de la surface du sol selon l'équation suivante :

$$q_{AE} = \frac{\Gamma q_n^* + \gamma E_a}{\Gamma + \gamma/h_s} \quad 2.15$$

$$E_a = [2,625(1 + 0,146u)]p_v^a \left(\frac{1}{h_a} - \frac{1}{h_s} \right) \quad 2.16$$

Où,

h_s	Humidité relative du sol	(-)
h_a	Humidité relative de l'air	(-)
Γ	Pente de la pression de vapeur saturante en fonction de la température de l'air (diagramme psychrométrique)	(kPa/°C)
q_n^*	Radiation nette	(mm/jour)
u	Vitesse du vent à 1,5 m au-dessus du sol	(km/h)
p_v^a	Pression de vapeur saturante à la hauteur de référence	(kPa)
γ	Constante psychrométrique ($\gamma \cong 0,066$)	(kPa/°C)

Contrairement à l'équation de PM qui considère que l'eau est libre à la surface, cette équation considère que la succion du sol influencera la quantité d'eau transférée à l'atmosphère. Il est possible d'utiliser l'équation de PW pour déterminer l'évaporation potentielle en remplaçant l'humidité relative du sol par la valeur de 1 dans l'équation 2.15 et cette transformation permet de retrouver l'équation originale de Penman (1948).

2.5.1.6 Absorption d'eau par les racines

La création d'un modèle numérique capable d'intégrer les pertes d'eau au niveau du sol dues à la transpiration des plantes nécessite la documentation de certains paramètres liés à la végétation (Bussière et Guittonny, 2021b). SEEP/W calcule l'absorption d'eau par les racines à partir des paramètres de végétation définis par l'utilisateur. Ces paramètres comprennent :

- L'indice de surface foliaire (LAI) en fonction du temps;
- La densité de longueur racinaire normalisée (NRLD) en fonction de la profondeur moyenne normalisée;
- La profondeur maximale d'enracinement en fonction du temps ($R_{t_{max}}$);
- Fonction limitant l'absorption de l'eau par les racines;
- Fonction de la fraction du couvert végétal (SCF) en fonction du temps.

Il est important de noter que ces paramètres sont étroitement liés à la saison de croissance, étant donné que la croissance végétale est la principale variable temporelle influençant leur évolution.

2.5.1.6.1 Durée de la saison de croissance

La croissance et le développement des plantes sont intimement liés à la température et à la disponibilité en eau. Chaque espèce végétale possède une plage de températures optimale pour son développement. En dehors de cette plage, les taux de croissance et de développement diminuent, et les plantes peuvent même mourir à des températures extrêmes (maximales et minimales), variables selon l'espèce (Hatfield et Prueger, 2015).

C'est pourquoi la durée de la saison de croissance, définie comme la période de l'année pendant laquelle les conditions météorologiques (température, nombre de jours de gel, précipitations et ensoleillement) sont favorables à la croissance des plantes, joue un rôle crucial dans le développement végétal et sa répartition géographique (Gouvernement du Canada, 2022). Zhang et al. (2010) définissent la saison de croissance comme la période pendant laquelle les températures moyennes sont supérieures à 5 °C pendant cinq jours consécutifs. Le Gouvernement du Canada (2022) indique que la durée de la saison de croissance correspond au nombre de jours entre le dernier jour où la température a atteint 0°C au printemps et le premier jour où elle atteint 0°C à l'automne.

2.5.1.6.2 Indice de surface foliaire

L'indice de surface foliaire (LAI) (m^2/m^2) se définit comme le rapport entre la surface totale de feuilles (un seul côté) et la surface du sol couverte par la plante (voir figure 2.9) (Breda, 2003; Bussière et al., 2021). Le LAI quantifie le nombre de couches de surface foliaire au-dessus du sol, régulant ainsi l'interception de l'eau lors des précipitations, l'absorption du rayonnement solaire et les échanges gazeux d'eau et de carbone, ce qui en fait un élément clé pour les écosystèmes (Breda, 2003).

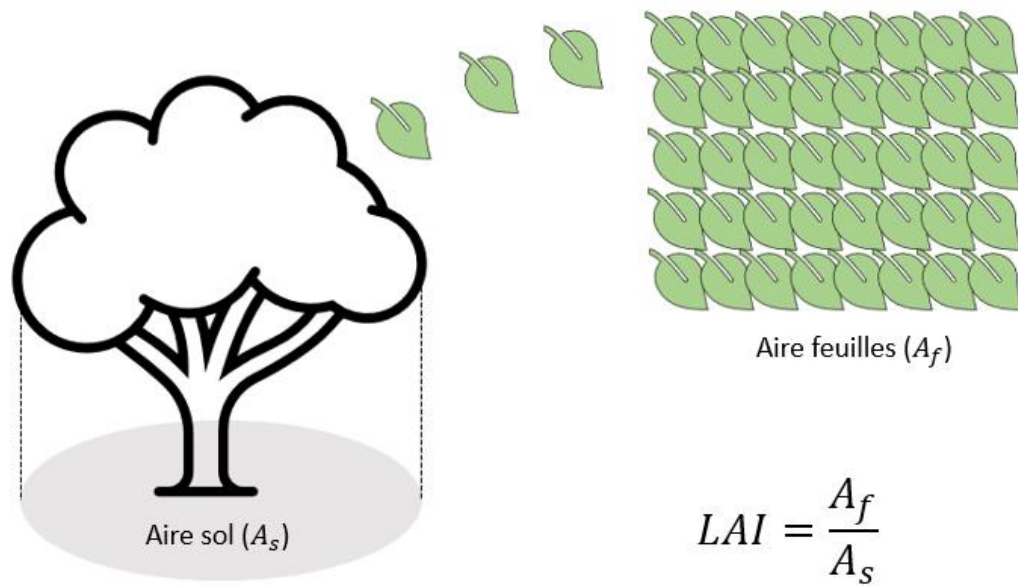


Figure 2.9 : Représentation schématique du LAI.

Le LAI est utilisé comme proxy de la capacité d'un couvert végétal à faire des échanges gazeux au niveau de la canopée (Breda, 2003), y compris la perte de vapeur d'eau par transpiration. Cette transpiration provient de l'absorption d'eau par les racines au niveau du sol grâce au continuum sol-plante-atmosphère. Une plante dotée d'un LAI plus élevé a un potentiel accru pour extraire de l'eau du sol, jouant ainsi un rôle fondamental dans la détermination de l'évapotranspiration (Fredlund et al., 2012).

Traditionnellement, la mesure du LAI sur le terrain se fait par une méthode directe impliquant la défoliation complète de la plante ou de la zone d'étude. Une fois que les feuilles ont été arrachées des arbres, elles doivent être scannées pour obtenir la surface foliaire. Cette méthode, bien que laborieuse, est essentielle pour quantifier le LAI. Pour les arbres bien développés, il est également possible de déterminer indirectement la valeur du LAI en utilisant des méthodes photographiques ou radiométriques pour évaluer la transmission du rayonnement solaire à travers la canopée (Gobron et al., 1997).

Le LAI est un paramètre difficile à quantifier en raison de sa variabilité spatiale et temporelle (Breda, 2003). En Abitibi-Témiscamingue, par exemple, la saison de croissance s'étend généralement de la mi-mai à la fin de septembre ou au début d'octobre, suivie d'une

période de dormance végétale. Pendant cette période, la transpiration est soit absente pour les espèces à feuilles caduques, soit très limitée pour celles qui conservent leurs feuilles. Le LAI des espèces à feuilles caduques augmente au début de la saison de croissance jusqu'à un maximum, puis revient à zéro à la fin de la saison. La figure 2.10 illustre l'évolution du LAI pour les plantes ou les cultures annuelles. On observe une augmentation progressive du LAI au printemps, suivie d'une stabilisation pendant la période de pleine croissance estivale. Le LAI commence ensuite à diminuer à l'automne, jusqu'à atteindre un minimum pendant la période de dormance hivernale. Cette évolution typique du LAI reflète le cycle de croissance saisonnier des plantes annuelles, influencé par les variations de température et de photopériode.

SEEP/W utilise la fonction du LAI en fonction du temps pour calculer la transpiration potentielle en fonction des conditions météorologiques, qui est ensuite distribuée dans le sol jusqu'à atteindre la profondeur maximale d'enracinement, en tenant compte de la répartition de la longueur racinaire par volume de sol (Bussière et Guittonny, 2021b).

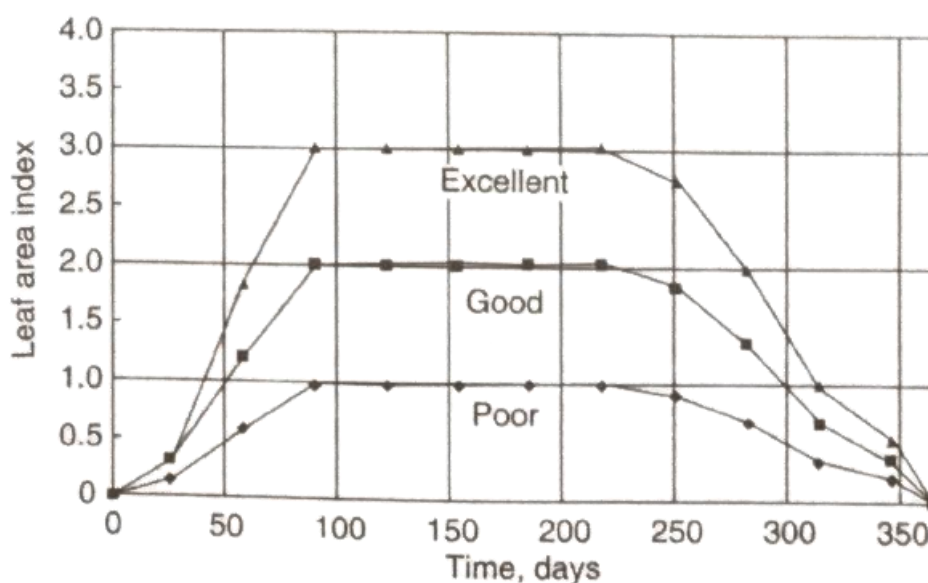


Figure 2.10 : Exemple de fonction de LAI pour trois différents types de couverture végétale sur une période d'un an. (Tiré de Fredlund et al., 2012, adapté de Tratch et al., 1995).

Le LAI est utilisé par SEEP/W pour déterminer le flux de transpiration potentiel avec l'équation 2.14. Cette équation utilise comme paramètre la fraction de recouvrement du sol

(SCF) qui dépend du LAI. Ritchie (1972) a proposé l'équation 2.17 pour la détermination de la fraction du sol recouverte par la végétation en fonction du LAI.

$$SCF = 1 - e^{-k(LAI)} \quad 2.17$$

où k est une constante régissant l'extinction du rayonnement par le couvert végétal en fonction de l'angle du soleil, la distribution des plantes et l'arrangement du feuillage. Cette constante varie entre 0,5 et 0,75 (GeoSlope International Ltd, 2020).

2.5.1.6.3 Densité de longueur racinaire normalisée (NRLD) et profondeur maximale d'enracinement ($R_{t_{max}}$)

Pour distribuer la transpiration potentielle dans le profil de sol, SEEP/W utilise la densité de longueur racinaire normalisée (NRLD) selon la profondeur maximale d'enracinement ($R_{t_{max}}$) normalisée. Le $R_{t_{max}}$ (cm) est une mesure directe sur le terrain qui permet de déterminer la profondeur maximale atteinte par les racines dans le sol, délimitant ainsi la zone du profil du sol où la végétation prélève de l'eau pour soutenir sa croissance.

Afin de normaliser le RLD et d'obtenir le NRLD, il est nécessaire de mesurer la densité de longueur racinaire (RLD) à différentes profondeurs dans le sol.

Le RLD (cm/cm^3) est un paramètre important pour modéliser le mouvement de l'eau et des nutriments dans un système à saturation variable en réponse à l'interaction dans le continuum sol-plante-atmosphère (Zuo et al., 2004). Le RLD se définit comme le rapport entre la longueur totale des racines et le volume du sol échantillonné. Les plantes ont la capacité d'extraire des quantités significatives d'eau du sol (Fredlund et al., 2012), ce qui a un impact sur l'humidité du sol et son stockage en eau. La quantité d'eau prélevée par une plante dépend de l'intensité de sa colonisation racinaire, souvent exprimée en termes de RLD. En général, une plante à forte intensité de colonisation racinaire extraira davantage d'eau qu'une plante à faible intensité racinaire (Bréda et al., 1995).

Les racines des espèces herbacées ont tendance à coloniser les premiers 30 cm de sol, tandis que celles des arbres peuvent s'étendre jusqu'à 7 mètres de profondeur (Canadell et al., 1996). Strong et La Roi (1983) ont démontré que les arbres ligneux de la forêt boréale peuvent également coloniser jusqu'à 1,5 mètre de profondeur, bien que la majeure partie

de la biomasse racinaire soit généralement concentrée dans les 30-50 premiers centimètres du sol.

Pour déterminer le RLD, il est nécessaire de prélever des échantillons de sol à des intervalles de profondeur déterminés à l'aide d'une carotteuse. Ensuite, chaque échantillon de sol est lavé à l'eau pour en extraire les racines. Une fois cette étape terminée, les racines sont scannées et, à l'aide d'un logiciel de traitement d'images, la longueur totale des racines présentes dans l'échantillon est mesurée. La figure 2.11 illustre les étapes pour obtenir la longueur racinaire totale dans un échantillon de sol.

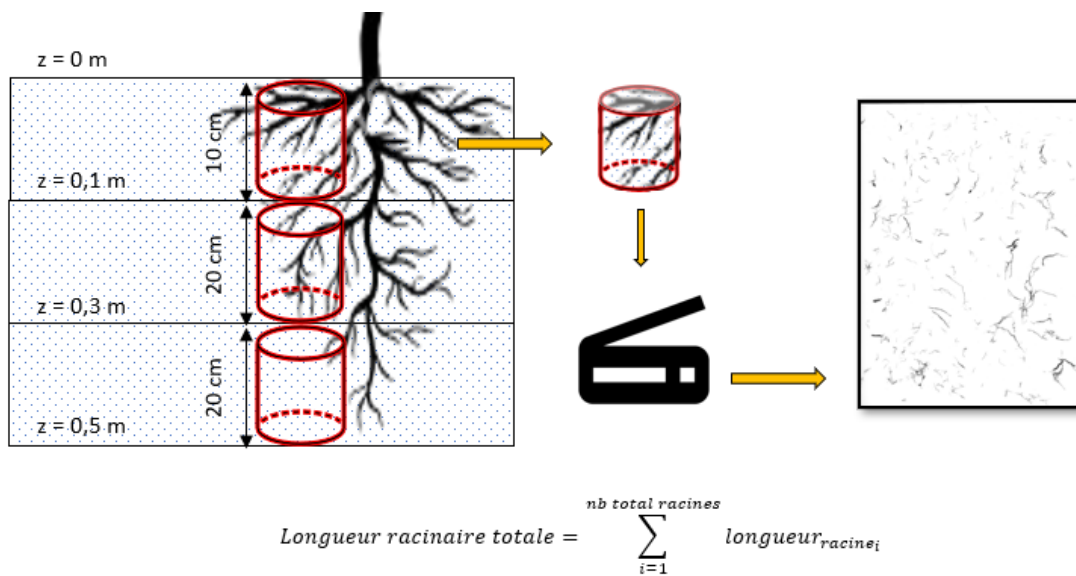


Figure 2.11 : Schéma du profil racinaire avec séquence de carottage et échantillon cylindrique pour analyse.

Comme mentionné, SEEP/W utilise la fonction normalisée du RLD en fonction de la profondeur moyenne normalisée. Cette normalisation permet de répartir la densité des racines en fonction de la profondeur, ce qui aide à déterminer comment l'eau est prélevée dans le profil du sol. Par exemple, une plus grande proportion de RLD en surface entraînera un prélèvement d'eau plus important en surface (Bussière et Guittonny, 2021b), comme illustr    la figure 2.12.

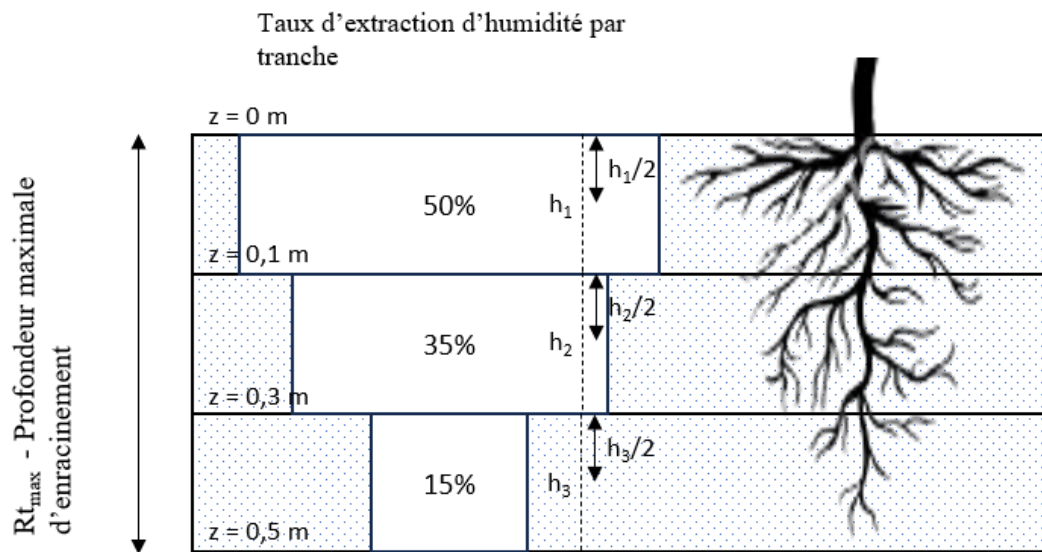


Figure 2.12 : Schéma d'un profil racinaire d'une plante avec le taux d'extraction d'humidité par tranche et la profondeur maximale d'enracinement.

La profondeur moyenne normalisée est obtenue en deux étapes. Dans la première étape, la profondeur moyenne est calculée pour chaque tranche. Pour la première couche, la profondeur moyenne représente la moitié de l'épaisseur de la couche (h_1), soit 5 cm, si l'on utilise la figure 2.12 comme exemple de calcul. Pour la deuxième couche, la profondeur moyenne est la somme de la moitié de l'épaisseur de la couche (h_2) et l'épaisseur de la couche supérieure, soit $10 \text{ cm} + 10 \text{ cm} = 20 \text{ cm}$. Pour la dernière couche, la méthode est la même que pour la deuxième, mais il faut ajouter l'épaisseur de la couche (h_2) dans l'addition. Dans la deuxième étape, la profondeur moyenne normalisée pour chaque tranche est obtenue en divisant la profondeur moyenne de la tranche par la profondeur totale du carottage, qui est de 50 cm dans cet exemple.

Le RLD normalisé, ou NRLD, pour chaque tranche de sol est obtenu en divisant le RLD de la tranche en question par la valeur maximale de RLD sur tout le profil du sol échantillonné (GeoSlope International Ltd, 2020).

2.5.1.6.4 Fonction limitant l'absorption de l'eau par les racines

Les racines, les tiges et les feuilles jouent un rôle crucial dans la liaison entre les conditions du sol et celles de l'atmosphère, en établissant un continuum pour le déplacement de l'eau

à travers les racines, les tiges et la canopée vers l'atmosphère (Feddes et al., 2001). La circulation de l'eau dans ce continuum sol-plante-atmosphère est influencée par plusieurs facteurs, notamment les conditions météorologiques, les propriétés des plantes (comme la résistance stomatique), la distribution et l'activité racinaire, ainsi que les propriétés du sol (conductivité hydraulique, teneur en eau et potentiel hydrique) (Jackson et al., 2000).

Le sol représente la principale source d'eau pour les plantes (Wiecheteck et al., 2020), et son taux d'humidité peut avoir un impact positif ou négatif sur leur croissance. Feddes et al. (2001) ont schématisé le taux d'absorption d'eau par les racines en fonction de la pression de l'eau dans le sol (voir figure 2.13).

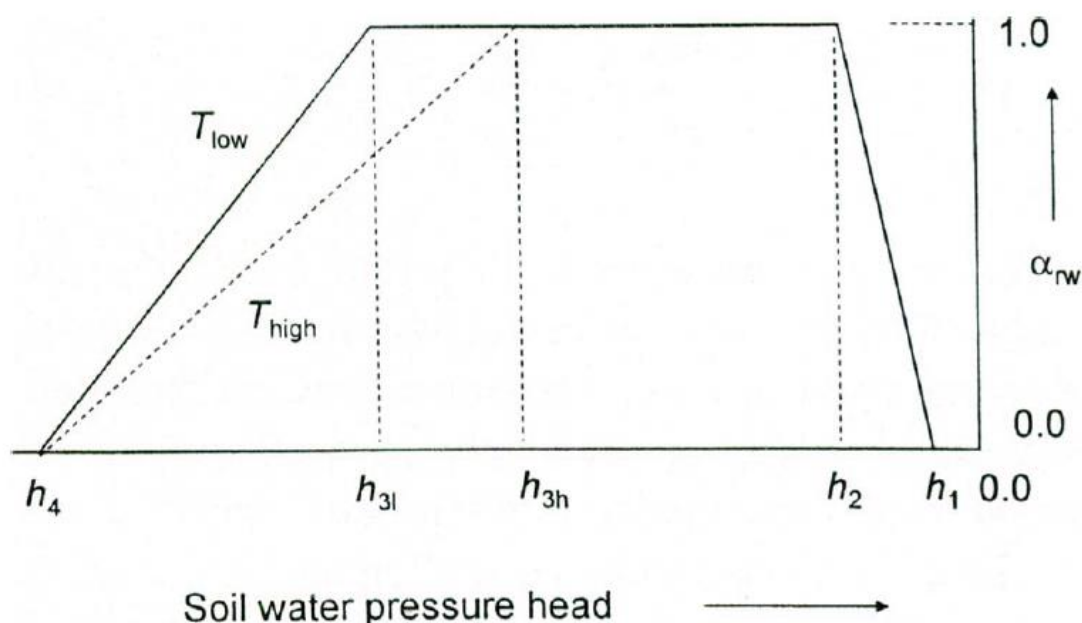


Figure 2.13 : Variation du coefficient de réduction de l'absorption d'eau (α_{rw}) par les racines en fonction de la charge hydraulique du sol (h) (cm) et du taux de transpiration potentiel (T) (cm/jour) (tiré de Feddes et al., 2001).

Le taux d'humidité du sol limite la croissance des plantes à deux moments spécifiques : lorsque le sol est saturé (entre h_1 et h_2) et lorsque la succion dans le sol dépasse le point limite h_3 .

Zone h_1 - h_2 : Pour que les racines puissent absorber de l'eau, une certaine quantité d'oxygène doit être disponible dans le sol pour permettre la respiration racinaire. En cas de sol saturé, c'est-à-dire lorsque tous les pores du sol sont remplis d'eau, le taux d'absorption d'eau par

les racines est très faible, voire nul, car les racines manquent d'oxygène pour permettre la respiration cellulaire.

Zone h_2 - h_3 : L'absorption de l'eau par les racines se produit grâce à la création d'un potentiel hydrique entre les racines et l'eau du sol, qui se trouve disponible (eau utile, voir section 2.3.3.3). Le taux de transpiration n'est pas limité.

Zone h_3 - h_4 : Plus un sol est désaturé, plus les forces de succion à surmonter par les plantes sont grandes. Entre h_3 et h_4 de succion, les racines ont plus de difficulté à absorber de l'eau et donc le taux de transpiration va commencer à diminuer par rapport au taux de transpiration potentiel maximal. Une valeur de $h_3 = 100$ kPa est utilisée de manière générique par certains auteurs (Fredlund et al., 2012). Cette valeur est difficile à déterminer précisément car elle peut varier en fonction de nombreux facteurs notamment l'espèce de plante, l'âge, le taux de transpiration. Une étude menée par Savage et Cavender-Bares (2011) a permis de déterminer la succion à la fermeture des stomates pour différentes espèces de saules. Les résultats ont montré que les saules ont présenté des signes de stress hydrique à des succions variant entre 590 et 710 kPa.

Zone $< h_4$: Les plantes sont capables d'absorber de l'eau jusqu'à une succion h_4 , qui correspond au point de flétrissement permanent. Selon Savage et Cavender-Bares (2011), les valeurs de succion pour 50 % de descente de cime chez les saules se situent entre 1400 et 2400 kPa. Ces valeurs sont proches du point de flétrissement permanent, qui est le point où la plante ne peut plus absorber d'eau du sol.

2.5.1.6.5 Fraction du couvert végétal (SCF)

La fraction du couvert végétal, également appelée *soil cover fraction (SCF)* en anglais, fait référence à la proportion de la surface du sol qui est recouverte par la végétation, comme illustré à la figure 2.14. Elle est généralement exprimée sous forme de pourcentage ou de fraction décimale, représentant la proportion de la zone terrestre couverte par la végétation par rapport à la zone totale observée.

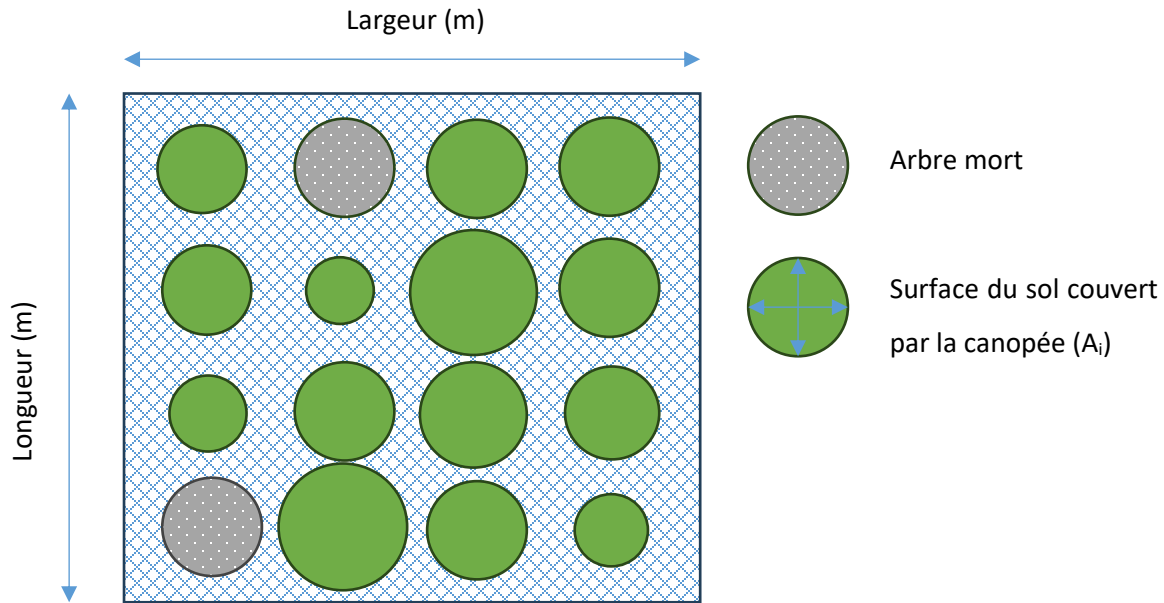


Figure 2.14 : Représentation graphique de la fraction du couvert végétal.

La fraction du couvert végétal est déterminée selon les équations suivantes :

$$\text{Canopée moyenne par arbre} = \frac{\sum \text{canopée } A_i}{\text{nb d'arbres mesurés}} \left[\frac{m^2}{\text{arbre}} \right] \quad 2.18$$

$$\text{Surface végétalisée} = \text{Canopée moyenne par arbre} \times \text{nb d'arbres vivants} [m^2] \quad 2.19$$

$$SCF = \frac{\text{Surface végétalisée}}{\text{Surface du sol}} \quad 2.20$$

2.5.1.6.6 Méthode de calcul pour l'absorption racinaire dans le modèle

Le flux maximal d'absorption d'eau par les racines par volume de sol possible (q_{root}^{max}) à n'importe quelle profondeur de la zone racinaire peut être déterminé à l'aide de l'équation 2.21 définie par Feddes et al. (2001) (GeoSlope International Ltd, 2020).

$$q_{root} = \pi_{root} \alpha_{rw} q_{PT} \quad 2.21$$

où α_{rw} est un facteur de réduction donné par la fonction de limite d'absorption d'eau par la plante (voir section 2.5.1.6.4), q_{PT} est le flux de transpiration potentielle de l'équation

2.14 et π_{root} est la distribution normalisée de l'absorption de l'eau donnée par la fonction du NRLD (GeoSlope International Ltd, 2020).

2.5.2 Limites du logiciel SEEP/W

Le logiciel SEEP/W est un outil puissant pour la modélisation des écoulements dans les sols non saturés. Cependant, il est important de connaître ses limites pour l'utiliser de manière optimale.

Limites citées :

- La condition limite LCI ne prend pas en considération la salinité dans le sol. La salinité affecte l'osmose et peut limiter l'absorption d'eau par les racines. SEEP/W ne prend pas en compte cet effet, ce qui peut limiter la précision des simulations dans les sols salins.
- SEEP/W permet l'intégration d'un seul type de végétation (monospécifique). Dans les milieux naturels, la végétation est souvent composée de plusieurs espèces ayant des caractéristiques différentes. SEEP/W ne permet pas de simuler ce type de situation, ce qui peut limiter la représentativité des résultats.
- L'interception de l'eau de pluie par les feuilles n'est pas considérée par SEEP/W. L'interception peut représenter une part importante des précipitations et affecter l'infiltration et l'écoulement dans le sol. SEEP/W ne prenant pas en compte cet effet, les simulations peuvent sous-estimer l'impact de la végétation sur le bilan hydrique.

3 MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Ce chapitre constitue une partie essentielle de cette étude, fournissant un aperçu détaillé des approches et des outils utilisés pour mener à bien ce projet de recherche. Il sera divisé en deux parties distinctes mais complémentaires : les mesures de terrain et les modélisations numériques.

La première partie se concentre sur la collecte de données sur le terrain. Elle débute par une description du site d'étude, du climat de la région abitibienne et de la végétation environnante. La configuration des cellules expérimentales et les instruments de mesure utilisés sont ensuite présentés. Cette section détaille également les protocoles de mesure en laboratoire pour la caractérisation hydrogéotechnique des matériaux du recouvrement, le suivi de la végétation, le démantèlement des cellules après 5 ans et les calculs nécessaires pour convertir les données en composantes du bilan hydrique.

La seconde partie se focalise sur l'analyse et la simulation des phénomènes hydrogéologiques à l'aide du logiciel SEEP/W. La sélection des données de terrain utilisables pour le calibrage des modèles est d'abord décrite. Ensuite, les différentes spécifications du modèle numérique et les simulations réalisées en sélectionnant les propriétés hydrogéologiques des matériaux capables de rapprocher au mieux les simulations de la dynamique d'écoulement observée sur le terrain sont abordées.

3.1 Programme de terrain

L'utilisation des essais *in situ* à moyenne échelle (cellules de terrain) est fortement recommandée pour évaluer divers scénarios de restauration d'aires d'accumulation de rejets miniers (Bussière et Guittonny, 2021a) et analyser leur impact sur la réduction des volumes d'eau percolant à travers les rejets miniers. De plus, ces essais permettent l'utilisation d'échantillons représentatifs de ces matériaux en considérant la variabilité de la taille des particules, ce qui est particulièrement important dans le cas des roches stériles dont la taille des particules peut varier de blocs de plus de 1 mètre à des particules de moins de 1 mm de diamètre (Dagenais et al., 2005; Lavoie-Deraspe, 2019).

Le premier objectif des essais réalisés dans cette étude est de quantifier la quantité d'eau susceptible de percoler à travers les roches stériles si celles-ci sont exposées directement aux conditions météorologiques. Cette mesure servira de référence pour évaluer l'efficacité des différents scénarios de restauration. Le deuxième objectif est d'évaluer l'impact des recouvrements, qu'ils soient végétalisés ou non, sur la diminution du volume d'eau de percolation.

3.1.1 Description du site et du climat

En 2017, cinq cellules lysimètres ont été construites sur le site de la mine Canadian Malartic (MCM). La compagnie minière exploite un gisement aurifère à ciel ouvert dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, située dans le nord-ouest du Québec, à une latitude de 48°06'N et une longitude de 78° 07'O. La mine extrait quotidiennement 55 000 tonnes de minerai (BAPE, 2016) et 200 000 t/jour de roche stérile (Guittonny et al., 2019). Cette exploitation minière se situe sur la zone tectonique de Cadillac-Larder Lake, également connue sous le nom de « Faille Cadillac » (Perrouy et al., 2017; Lavoie-Deraspe, 2019). La figure 3.1 présente deux images. À droite, les provinces géologiques du Québec sont illustrées, tandis qu'à gauche, la zone de l'Abitibi-Témiscamingue est agrandie pour montrer plusieurs projets miniers situés le long de la Faille Cadillac.

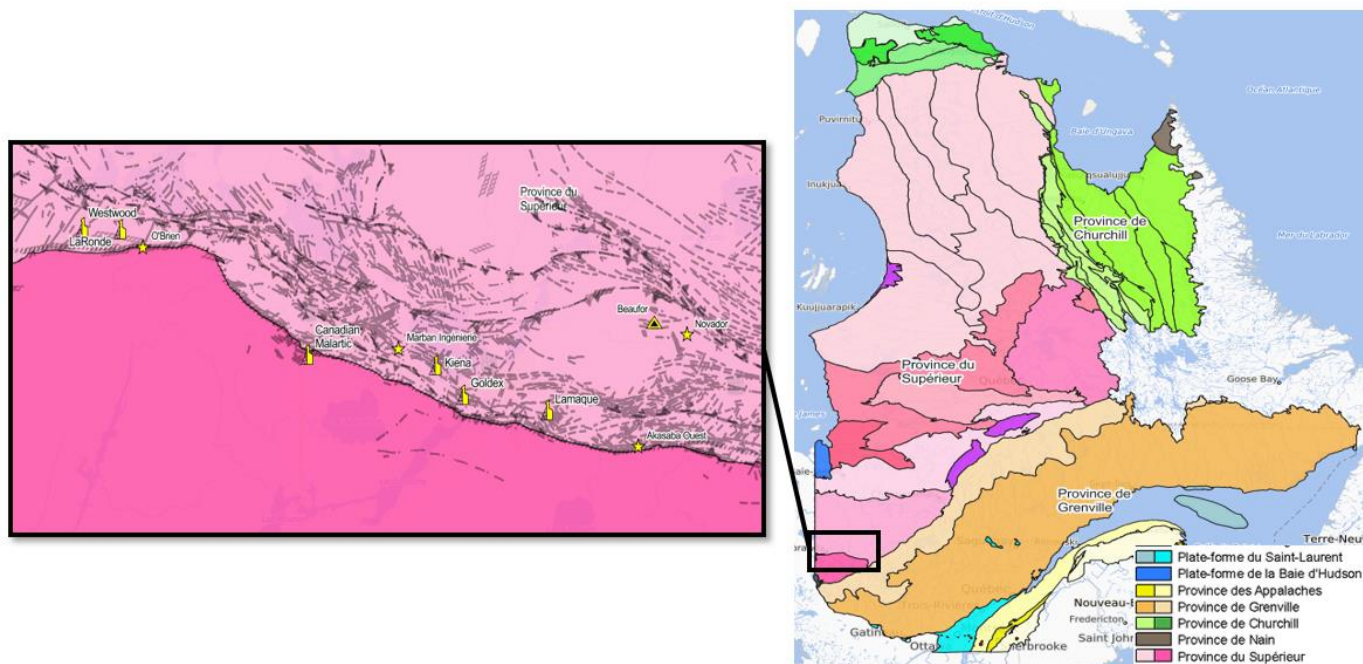


Figure 3.1 : Carte des provinces géologiques et projets miniers sur le long de la Faille Cadillac en Abitibi-Témiscamingue (MRNF, 2023).

La région est sous l'influence d'un climat continental froid et humide (Peel et al., 2007) avec des précipitations annuelles moyennes de 914 mm, dont 635 mm sous forme liquide (pluie) et 300 cm sous forme solide (neige) (Environnement Canada, 2023b).

La température moyenne annuelle est de 1,2°C, avec une moyenne de -6,8 °C en hiver (novembre à mai) et de 12,3 °C en été (juin à octobre) (Environnement Canada, 2023b). Selon le rapport de Golder Associés (2014) présenté au BAPE, l'évapotranspiration potentielle pour la saison de croissance est de 538 mm/année (station météorologique de Val-d'Or, 1969-1999) et l'évaporation potentielle à partir d'une surface d'eau libre est estimée à 515 mm/année (Environnement Canada, 2023a).

Le tableau 3.1 synthétise les normales mensuelles des précipitations (liquides et solides) ainsi que la température moyenne journalière pour la saison de croissance végétale.

Tableau 3.1 : Normales mensuelles des précipitations moyennes (solides et liquides) et température moyenne journalière à la station météorologique de Val-d'Or aéroport (période de 1971 à 2000) (Environnement Canada, 2023b).

Mois	Précipitation liquide (mm)	Précipitation solide (cm)	Précipitation totale (mm)	Température moyenne journalière (°C)
Juin	92,4	0,3	92,7	14,4
Juillet	95,4	0	95,4	17,2
Août	93,2	0	93,2	15,8
Septembre	99,8	1,9	101,9	10,1
Octobre	72,2	14,6	86,6	4,0
Saison de croissance	453	16,8	469,8	12,3 (moyenne)

Comme mentionné dans la revue de littérature à la section 2.2.1, la végétation naturelle environnante est une forêt boréale mixte et mature. Dans un contexte de recolonisation par les arbres et arbustes, le saule (*Salix sp.*) est une essence pionnière qui pourrait coloniser le site minier après la fermeture de la mine et de la restauration du site (Chevé et al., 2018; Guittonny et al., 2019).

Selon le document produit par le BAPE lors d'une audience publique en 2016, les roches stériles extraites de la mine Canadian Malartic présentent une faible concentration de sulfures (< 1 %) mais possèdent un potentiel de neutralisation, principalement attribuable à la présence de calcite. Cependant, à long terme, il est prévu que les minéraux neutralisants pourraient s'épuiser avant les sulfures, ce qui pourrait entraîner le début de la génération de DMA (BAPE, 2016).

La région abitibienne est connue pour ses sols riches en argile et en limon, ce qui lui a valu le surnom d'« enclave argileuse » (*clay belt* en anglais) (Lamontagne et Nolin, 1997). Le mort-terrain (MT-SP), matériau excavé pendant les travaux de décapage au-dessus de la fosse Canadian Malartic, a été utilisé comme recouvrement pour les cellules lysimètres. En parallèle, la terre végétale, extraite d'un fossé à proximité du parc à résidus, a été ajoutée avec précaution pendant la construction des cellules. Ces sols, comprenant le mort-terrain et la terre végétale (horizons B et C, et horizons O et A respectivement) (Chapin III et al., 2002), présentent les caractéristiques typiques des sols de la ceinture d'argile du nord de

l'Ontario et du Québec, classifiés comme des gleysols luviqes (Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1998).

3.1.2 Dispositifs expérimentaux

Les trois cellules lysimètres expérimentales (Lys-2, Lys-4 et Lys-5) ont été construites en 2017 sur les roches stériles de la digue ouest du parc à résidus, à une altitude de 344 m au-dessus du niveau de la mer. La figure 3.2 montre l'endroit où les cellules ont été placées sur le site minier.



Figure 3.2 : Vue aérienne de la mine Canadian Malartic (MCM) et des cellules lysimètres expérimentales (Google Earth Pro, 2021). Altitude : 6,3 km (pour image à droite) et 650 m pour les cellules lysimètres (image à gauche). Reproduit avec permission.

Les cellules lysimètres construites dans le cadre de ce projet sont des excavations pyramidales inversées à base carrée avec un sommet carré tronqué de 1 m², tel qu'illustré à la figure 3.3. Ce design de cellules expérimentales de restauration a été initialement proposé par Bussière et Aubertin (1999) et Bussière et al. (2007). Les cellules ont été creusées dans 2 m d'épaisseur de roches stériles déposées par-dessus les résidus miniers, au niveau d'un rehaussement du parc.

La surface des lysimètres varie entre 64 et 71 m² avec une profondeur d'environ de 1,2 m. Une géomembrane en PVC de 1 mm d'épaisseur a été placée dans le fond de chaque cellule pour imperméabiliser la base et les parois. Deux fines couches de sable d'environ 20 cm, en-dessous et au-dessus de la géomembrane, ont également été ajoutées pour la protéger contre les perforations. Des roches stériles ont ensuite été utilisées pour remplir

l'excavation jusqu'à la surface (1,2 m d'épaisseur environ). De plus, un drain de 5 cm de diamètre avec une pente de 1 % a été installé au fond de l'excavation, ce qui permet de recueillir l'eau qui percole à travers les roches stériles, avec ou sans recouvrement, dans un réservoir.

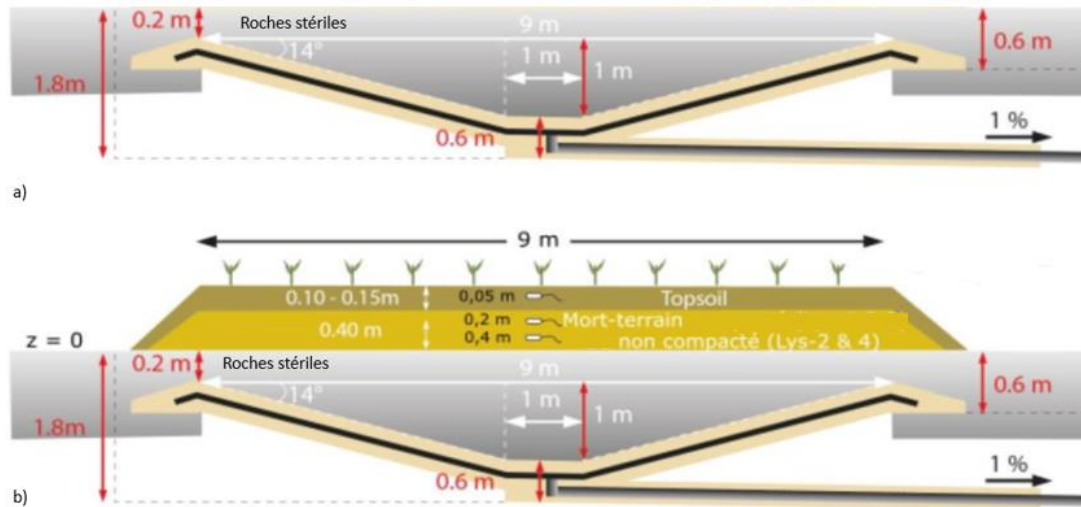


Figure 3.3 : Représentation schématisée des lysimètres construits à MCM en 2017. a) Lysimètre témoin (Lys-5); b) Lysimètre avec recouvrement (MT-SP et terre végétale) (Lys-2 et Lys 4), avec plantation de saules à croissance rapide (Lys-2) (adapté de Chevé et al., 2018).

Un seul réservoir d'eau de 2000 L de capacité a été installé pour les cellules Lys-2 et Lys-4, tandis que 3 réservoirs avec une capacité cumulative de 4000 L ont été installés pour le Lys-5 (Chevé et al., 2018) tel que présenté à la figure 3.4. Seul le Lys-2 a été végétalisé avec des boutures de saule à croissance rapide (*Salix miyabeana*, clone Sx64) d'une longueur de 1 m, selon une grille de 1 m sur 1 m (pour un total de 81 boutures par lysimètre) avec un espacement de 0,5 m entre les saules et les bordures de la cellule tel que présenté à la figure 3.5.



Figure 3.4 : Réservoir de collecte d'eau de percolation avec une capacité de 2000 L (à gauche) et trois réservoirs de collecte de capacité cumulative de 4000 L (à droite).

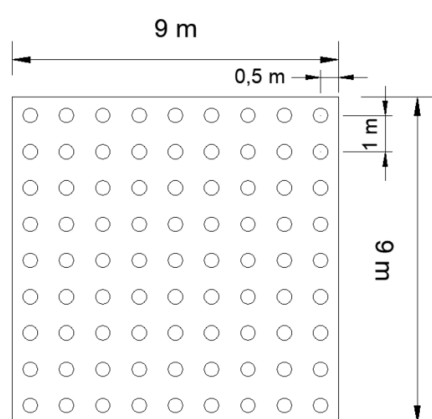


Figure 3.5 : Représentation schématique de la position des boutures de saules plantées et photo de la cellule Lys-2.

Parmi les trois lysimètres, deux (Lys-2 et Lys-4) possèdent un recouvrement au-dessus des roches stériles, composé de 40 cm de MT-SP et de 10 cm de terre végétale, comme illustré dans la figure 3.3 b. En revanche, le Lys-5 est une cellule témoin qui ne présente ni recouvrement ni végétation (voir figure 3.3 a). Le MT-SP des cellules Lys-2 et Lys-4 n'a pas été compacté. Quant à la terre végétale, elle a été déposée soigneusement à la pelle mécanique afin de limiter sa compaction dans le but de favoriser la réussite de la végétalisation (Chevé et al., 2018). Le tableau 3.2 présente la configuration du recouvrement lors de la construction des cellules expérimentales.

Tableau 3.2 : Configuration des cellules lysimètres.

Cellule	Roches stériles	Terre végétale	Mort-terrain (MT-SP)	Végétalisé
Lys-2	1,2 m	0,1 m	0,4 m non compacté	Oui
Lys-4	1,2 m	0,1 m	0,4 m non compacté	Non
Lys-5	1,2 m	-	-	-

3.1.3 Caractérisation des matériaux

Les sous-sections suivantes ont pour objectif de présenter les différentes caractérisations réalisées en laboratoire et sur le terrain afin d'identifier les propriétés géotechniques, agronomiques et hydrogéologiques des matériaux. Il est à noter que la caractérisation initiale du MT-SP et de la terre végétale, établissant l'état initial des cellules, a été exposée par Chevé et al. (2018), tandis que celle des roches stériles a été réalisée par Lavoie-Deraspe (2019). En 2021, d'autres caractérisations ont été effectuées sur le MT-SP et la terre végétale dans le cadre de ce travail de m aitrise, pour évaluer l'évolution des propriétés des m at riaux.

3.1.3.1 Caractérisation environnementale de la terre végétale

Une caractérisation environnementale (agronomique et concentrations en éléments trace métalliques) du sol végétal a été réalisée en début de projet (2017) afin de vérifier son innocuité et de déterminer la qualité du substrat pour la croissance végétale. Les analyses ont été effectuées sur des échantillons composites (trois échantillons par lysimètre). Le tableau 3.3 présente les valeurs moyennes de pH, de conductivité électrique (CE), de carbone organique total (COT) ainsi que les concentrations totales en nutriments majeurs (phosphore, potassium et azote) essentiels pour la croissance végétale.

Tableau 3.3 : Caractéristiques agronomiques moyennes de la terre végétale (moyenne $\pm$ erreur standard, N=3).

Cellule	pH eau (1:1)	CE (mS/cm)	COT (%)	N _{tot} (g/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)
Lys-2	4,6	0,2	16,4	6	900	731
Lys-4	4,7	0,2	16,0	7	550	979
Erreur standard	$\pm 0,04$	$\pm 1,2$	$\pm 1,8$	$\pm 0,82$	$\pm 57,9$	$\pm 85,4$

La conductivité électrique moyenne du sol, mesurée à 0,2 mS/cm, est faible et largement inférieure au seuil limite de 4 mS/cm. Cette valeur indique une absence de problème de salinité dans le sol. Lorsque la salinité dans le sol dépasse ce seuil, la survie de certaines plantes est compromise car elles ne peuvent pas absorber suffisamment d'eau du sol pour leurs fonctions physiologiques (Kotuby-Amacher et al., 2000).

Il a été démontré qu'une concentration minimale en carbone organique total (COT) de 4 % est nécessaire pour améliorer la structure d'un sol et pourvoir à son alimentation en nutriments sur plusieurs années (Guittonny, 2021). Ceci est particulièrement important pour la végétalisation minière, qui nécessite un sol riche en nutriments. La teneur en COT du sol étudié, s'élevant à 16 %, est considérablement élevée et favorable à ce type de végétalisation. Le pH acide est typique des sols forestiers de la région. Les concentrations totales en métaux mesurées se situent en dessous des valeurs limites, respectant ainsi les normes réglementaires définies dans l'annexe 1 du règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains (Loi sur la qualité de l'environnement, chapitre Q2 – r37).

3.1.3.2 Propriétés géotechniques de base

Les propriétés géotechniques de base des matériaux de recouvrement ont été déterminées à plusieurs reprises au cours des cinq années de suivi. La caractérisation initiale est décrite dans l'étude de Chevé et al. (2018), et seules les données pertinentes pour ce projet seront présentées.

La méthode du cône de sable a été utilisée en juillet 2021 pour déterminer la densité en place de la terre végétale et de la partie supérieure de la couche MT-SP dans les cellules Lys-2 et Lys-4. Cinq échantillons ont été prélevés par type de matériau (terre végétale et mort-terrain) dans chaque cellule, pour un total de 20 échantillons. La disposition des échantillons est illustrée à la figure 3.6. La méthode du cône de sable permet également d'obtenir la teneur en eau et la porosité du matériau.

Les échantillons ont été placés dans des sacs en plastique fermés hermétiquement afin de conserver l'humidité présente lors de l'échantillonnage.

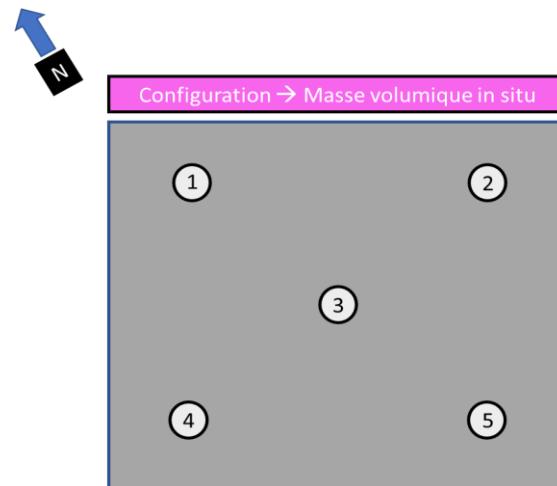


Figure 3.6 : Points d'échantillonnage sur chaque lysimètre.

En octobre 2021, lors du démantèlement des cellules, un échantillon de 20 litres de sol en vrac a été prélevé dans chaque cellule afin d'en déterminer la distribution granulométrique. Parallèlement, trois échantillons ont été prélevés dans chaque tranchée d'observation, un dans la terre végétale à 5 cm de la surface et deux dans le mort-terrain à 20 et 40 cm de profondeur. Ces 3 échantillons par cellule ont été collectés à l'aide d'un anneau de volume connu.

La caractérisation des propriétés géotechniques de base des échantillons de mort-terrain (MT-SP) et de terre végétale a inclus la teneur en eau massique ($w(\%)$) et le degré de saturation (S_r), la porosité (n), la densité relative des grains (G_s) ainsi que la masse volumique sèche en place (ρ_s). Des échantillons de terre végétale ont été utilisés pour déterminer la quantité de matière organique dans le sol.

3.1.3.2.1 Densité relative des grains (G_s)

La densité relative des grains (G_s) a été mesurée à l'aide d'un pycnomètre à hélium de type Micromeritics Accupyc 1330 en suivant la norme ASTM D5550-14 (ASTM, 2014). Cet appareil possède une précision de mesure de 0,03 % pour une cellule de 10 cm^3 (Quantachrome Instruments, 2019). L'instrument utilise des mesures de volume et de masse connues pour déterminer G_s en pressurant la cellule avec de l'hélium qui remplace l'air dans les pores du sol. Les valeurs obtenues variaient entre 1,52 et 2,11 pour la terre végétale et entre 2,64 et 2,77 pour le mort-terrain (voir tableau 3.4).

Tableau 3.4 : Valeurs moyennes ($N=5$) $\pm$ l'erreur standard et valeurs minimale et maximale [] de la densité relative des grains (G_s) par cellule et type de sol.

Cellule	G_s moyen - terre végétale	G_s moyen – MT-SP
Lys 2	$2,00 \pm 0,05$ [1,86 – 2,11]	$2,71 \pm 0,02$ [2,64 – 2,75]
Lys 4	$1,63 \pm 0,09$ [1,52 – 1,96]	$2,75 \pm 0,01$ [2,73 – 2,77]
Moyenne globale	1,82	2,73

3.1.3.2.2 Masse volumique du sol en place

La masse volumique sèche (ρ_s) du sol en place a été déterminée à l'aide de trois méthodes : cône de sable, nucléodensimètre, et anneau (cylindre à volume connu).

Méthode du cône de sable :

La méthode du cône de sable a été réalisée selon la norme proposée par le Bureau de normalisation du Québec (2017). Cette méthode utilise un sable étalonné pour déterminer le poids sec et le volume d'un échantillon de sol prélevé sur le terrain dans le but d'établir la relation suivante :

$$\rho_s = \frac{M}{V} \quad 3.1$$

Où ρ_s est la masse volumique sèche du sol [ML^{-3}], M est la masse sèche du sol [M] et V est le volume du trou de sol [L^3].

Initialement, la masse volumique sèche du sable a été déterminée en laboratoire. Par la suite, 20 sacs de 2 kg de sable ont été préparés en laboratoire pour l'échantillonnage. Une fois sur le terrain, les échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'une cuillère et d'une plaque en aluminium ayant une ouverture au centre de 11,4 cm. Chaque échantillon a été placé dans un sac fermé hermétiquement. Les trous effectués lors des prélèvements ont été remplis avec le sable étalonné afin de déterminer le volume de celui-ci. Cette méthode de prélèvement et de mesure permet d'estimer le volume des échantillons de sol et d'établir la relation nécessaire pour déterminer la masse volumique du sol en place.

En laboratoire, chaque échantillon de sol a été pesé, placé dans un contenant et séché à l'étuve à 65 °C pendant 48 heures. La masse initiale correspond à la masse de sol humide,

tandis que la masse après séchage correspond à la masse du sol sec. La différence entre la masse du sol sec et la masse du sol humide correspond à la masse d'eau du sol.

La détermination du volume occupé par le sol (V_s) a été réalisée en utilisant les valeurs connues pour le sable :

$$V_s = \frac{M_{sable}}{\rho_{sable}} \quad 3.2$$

La densité sèche du sol (ρ_s) est obtenue par la relation suivante :

$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} \quad 3.3$$

Où, ρ_s est la masse volumique du sol sec [ML^{-3}], M_s est la masse du sol sec [M] et V_s est le volume du sol [L^3] calculé dans l'équation 3.2.

Nucléodensimètre :

Le nucléodensimètre est un instrument portatif permettant d'effectuer des essais *in situ* pour déterminer la masse volumique et la teneur en eau du sol. Cet appareil utilise une source radioactive pour émettre des rayons gamma et capte les rayons réfléchis par les grains afin de déterminer la masse volumique humide du sol. La mesure de la masse d'eau dans le sol est déterminée par la mesure de la réflexion et du ralentissement des neutrons rapides (Ministère des transports, 1989).

Dans le cadre de cette étude, un nucléodensimètre Troxler modèle 3440 a été utilisé pour déterminer les caractéristiques *in situ* du mort-terrain en août 2018 (Guittonny et al., 2019). La tige de 30 cm a permis de mesurer la densité et l'humidité du sol (Chevé et al., 2018).

Méthode de l'anneau :

Dans le cadre de cette étude, une méthode gravimétrique a été utilisée pour déterminer la masse volumique sèche et la teneur en eau de la terre végétale et du mort-terrain (Guittonny et al., 2019). Cette méthode consiste à prélever un échantillon de sol à l'aide d'un cylindre de volume connu. Chaque échantillon prélevé correspond au volume de l'anneau, qui est de $107,8 \text{ cm}^3$. L'échantillon de sol est ensuite séché à l'étuve à 65°C pendant 48 heures. La masse volumique sèche est calculée en divisant la masse sèche de l'échantillon par son volume. La teneur en eau massique est calculée en divisant la différence entre la masse

humide et la masse sèche de l'échantillon par la masse sèche de celui-ci. La porosité a été ensuite calculée à partir de la masse volumique sèche et de la teneur en eau massique. La méthode de calcul et les résultats sont présentés plus loin dans cette section.

Des valeurs de la densité relative moyenne des grains et de la masse volumique sèche moyenne sont présentées dans le tableau 3.5.

Tableau 3.5 : Masse volumique sèche moyenne (ρ_s) par la méthode du cône de sable (N=5) et de l'anneau (N=8 mort-terrain et N=4 terre végétale) en 2021.

Matériau	Cellule	$\rho_s (g/cm^3)$ - Cône de sable	$\rho_s (g/cm^3)$ - Anneau
Mort-terrain	Lys-2	1,40	1,80
	Lys-4	1,30	1,68
	Moy globale	1,35	1,74
Terre végétale	Lys-2	0,69	0,35
	Lys-4	0,28	0,27
	Moy globale	0,49	0,31

3.1.3.2.3 Teneur en eau massique

La teneur en eau massique (TEM) dans le sol a été déterminée au début et à la fin du projet, en 2017 et 2021 respectivement. Ces mesures ont servi à valider les valeurs de teneur en eau volumique (TEV) obtenues sur le terrain par les sondes EC-5.

La teneur en eau massique ($w(\%)$) a été déterminée selon la norme ASTM D2216-16 (ASTM, 2019a) et la méthode de calcul utilisée est la suivante :

$$w (\%) = \frac{M_{cms} - M_{cds}}{M_{cds} - M_c} \times 100 = \frac{M_w}{M_s} \times 100 \quad 3.4$$

Où,

w	Teneur en eau massique	(%)
M_{cms}	Masse du contenant et masse humide de l'échantillon	(g)
M_{cds}	Masse du contenant et masse sèche de l'échantillon	(g)
M_c	Masse du contenant	(g)

M_w Masse d'eau ($M_w = M_{cms} - M_{cds}$) (g)

M_s Masse sèche de l'échantillon ($M_s = M_{cds} - M_c$) (g)

La conversion des TEM en TEV est obtenue avec l'équation 3.5 (Mbonimpa et al., 2021).

$$\theta = nS_r = w(1 - n)G_s \quad 3.5$$

où θ est la teneur en eau volumique (-), S_r est le degré de saturation du sol, w est la teneur en eau massique (TEM) et G_s est la densité relative des grains.

Les différentes valeurs de TEM et de TEV sont présentées au tableau 3.6.

Tableau 3.6 : Teneur en eau massique moyenne (N échantillons), minimum et maximum [] et teneur en eau volumique.

Matériau	Date	N	w (%)	[min - max]	TEV (-)
Mort-terrain	2017-07-06	9	14 %	[12 % - 15 %]	0,20 – 0,25
	2021-07-17	10	17 %	[13 % - 23 %]	0,19 – 0,21
	2021-10-21	4	18 %	[15 % - 21 %]	0,26 – 0,34
Terre végétale	2017-11-07	1	101 %	[101 %]	0,48
	2021-07-17	10	107 %	[28 % - 202 %]	0,52 – 0,59
	2021-10-21	2	189 %	[164 % - 213 %]	0,57 – 0,67

3.1.3.2.4 Porosité

Dans le mort-terrain des cellules Lys-2 et Lys-4, la porosité moyenne initiale mesurée en 2017 était de 0,39 (Chevé et al., 2018). Les suivis subséquents à la construction des cellules ont montré une porosité semblable pour les 2 cellules, variant de 0,34 à 0,40 (voir tableau 3.7).

Tableau 3.7 : Mesures de la porosité (n) effectuées durant le projet avec les méthodes d'échantillonnage pour le mort-terrain (MT) et la terre végétale (TS).

Date	Cellule	n MT40	n MT20	n TS	Méthode utilisée
2017-07-06	Lys-2		0,39		Anneau
	Lys-4		0,39		Nucléodensimètre
2017-11-07	Lys-4			0,74	Anneau
2021-07-17	Lys-2		0,49	0,63	Cône de sable
	Lys-4		0,52	0,85	
2021-10-21	Lys-2	0,34	0,35	0,81	Anneau
	Lys-4	0,40	0,37	0,83	

Méthodes de calcul :

- a) Anneau : $n = e/(1 + e)$, $e = wG_s/S_r$ et $S_r = w/(\frac{\rho_w}{\rho_s} - \frac{1}{G_s})$.
- b) Cône de sable : $n = \frac{V_T - V_s}{V_T}$.

où e est l'indice des vides, w la teneur en eau massique, G_s la densité relative des grains, S_r est le degré de saturation, ρ_w est la masse volumique de l'eau (g/cm^3) et ρ_s est la masse volumique sèche du sol (g/cm^3).

3.1.3.2.5 Courbes granulométriques

Les courbes granulométriques des matériaux ont été obtenues par la combinaison de différentes méthodes complémentaires. L'analyse de la partie grossière a été effectuée selon la norme ASTM D6913-04 (ASTM, 2009) à l'aide de deux cycles de tamisage. La première étape de tamisage a permis de séparer les particules ayant une taille entre 75 mm et 5 mm. Ensuite, un séparateur à chutes a été utilisé sur la fraction de 5 mm pour obtenir un sous-échantillon représentatif d'une masse entre 500 et 750 g. Ce sous-échantillon a été introduit dans une tour à tamisage RO-TAP (modèle RX-29) pour effectuer une deuxième séparation granulométrique des particules dont la taille est comprise entre 5 mm et 80 μm . Enfin, la partie fine ($\leq 80 \mu\text{m}$) a été analysée grâce à l'utilisation d'un granulomètre laser de type Malvern Mastersizer (Merkus, 2009).

Pour la terre végétale, qui contenait plus de 5 % de matière organique (MO), une étape supplémentaire a été nécessaire pour éliminer la MO de l'échantillon, car l'analyse

granulométrique doit porter sur la partie minérale. L'élimination de la MO a été réalisée en utilisant la méthode d'oxydation au peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) 30 %, basée sur le protocole MA. 100 – Gran 2 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2015). À la fin de cet essai, les échantillons ont été séchés dans un four à moufle pendant 48 h et désagglomérés en vue du tamisage.

Le tableau 3.8 présente un résumé des propriétés granulométriques des trois matériaux étudiés. D'après les résultats, les roches stériles présentent une taille de particules nettement plus élevée que le mort-terrain et la terre végétale. En effet, les valeurs de D_{60} , D_{30} et D_{10} pour les roches stériles sont de 24 000, 10 000 et 600 μm , contre 1280, 42 et 6 μm pour le mort-terrain et 290, 37 et 5 μm pour la terre végétale. De plus, le mort-terrain présente la distribution granulométrique la plus étalée avec un coefficient d'uniformité (C_u) de 200. La terre végétale et les roches stériles ont des distributions plus homogènes avec des C_u de 31,5 et 40, respectivement.

La caractérisation complète et l'ensemble de courbes granulométriques sont présentés en annexe A.

Tableau 3.8 : Propriétés granulométriques moyennes du mort-terrain, de la terre végétale et des roches stériles.

Matériau	Paramètre	$C_u = D_{60}/D_{10}$	$C_c = D_{30}^2 / (D_{60} * D_{10})$	D_{10}	D_{20}	D_{30}	D_{40}	D_{50}	D_{60}	D_{70}	D_{80}	D_{90}
		(-)	(-)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)
Mort-terrain	Moyenne (N=4)	200,1	0,4	6,0	16,5	42,1	107,8	256,1	1 280,7	8 745,1	19 904,4	32 795,8
	Min	62,3	0,2	5,2	14,3	30,0	64,7	155,3	325,9	1 010,4	6 542,1	30 196,7
	Max	565,4	0,6	6,7	21,0	72,0	188,6	478,7	3 779,3	28 124,2	31 628,1	35 568,6
	Erreur standard	122,1	0,1	0,3	1,5	10,0	27,8	76,3	834,5	6 482,8	5 215,6	1 103,0
Terre végétale	Moyenne (N=4)	31,5	0,9	5,0	15,1	37,2	79,9	159,0	288,9	477,2	708,8	1011,7
	Min	23,9	0,8	4,4	13,6	32,9	61,0	112,4	196,8	323,9	499,8	749,2
	Max	42,8	1,0	5,6	16,7	40,3	100,4	212,7	392,2	656,9	917,1	1281,2
	Erreur standard	4,0	0,0	0,3	0,7	1,7	8,2	20,9	40,3	70,0	89,5	120,1
Roches stériles*	Valeurs (N=1)	40	7	600	-	10 000	-	20 000	24 000	-	30 200	35 000

* Source : Lavoie-Deraspe (2019).

3.1.3.2.6 Teneur en matière organique

La teneur en matière organique (MO) a été déterminée selon la méthode de perte au feu développée par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003). La méthode consiste à calciner des échantillons de sol végétal, préalablement séchés à 105°C et tamisés à 2 mm, dans un four à moufle à 375 °C pendant 16 heures. La détermination de la MO consiste à comparer la masse initiale de l'échantillon avec la masse des cendres après calcination (partie minérale de l'échantillon). Avant de procéder à l'essai, le poids initial du sol sec ainsi que le poids des creusets sont notés. Une fois le temps écoulé et les creusets à température ambiante, le poids final est enregistré. Le pourcentage de matière organique (% MO) est obtenu avec l'équation suivante :

$$\% MO = \frac{\text{Poids sol sec}(g) - \text{Poids sol incinéré}(g)}{\text{Poids sol sec}(g)} \times 100 \quad 3.6$$

La teneur en matière organique a été mesurée sur un total de 10 échantillons de terre végétale (5 par lysimètre avec recouvrement). Les valeurs moyennes de MO sont présentées au tableau 3.9.

Tableau 3.9 : Pourcentage moyen de matière organique dans la terre végétale par perte au feu.

Cellule	MO (%)	Écart-type (%)
Lys-2 (N=5)	37,1	2,4
Lys-4 (N=5)	40,1	2,2

3.1.3.3 Propriétés hydrogéologiques

3.1.3.3.1 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) peut être déterminée en laboratoire par la réalisation d'essais de perméabilité (McCarthy, 2007), et la précision de ces essais est généralement d'un demi-ordre de grandeur (Chapuis, 2012). Pour effectuer ces essais sur le mort-terrain, la terre végétale et les roches stériles, un perméamètre à paroi rigide a été utilisé conformément à la norme ASTM D5856-15 (ASTM, 2016a), en utilisant une charge variable pour le mort-terrain et la terre végétale, et une charge constante pour les roches stériles. À la fin de chaque essai, la porosité du sol à l'intérieur du perméamètre a été déterminée en se basant sur les relations masse-volume de base et les propriétés géotechniques des matériaux.

Les échantillons utilisés pour ces mesures ont été prélevés sur le terrain pendant le démantèlement. Un échantillon composite en vrac (chaudière de 20 litres) par matériau et par lysimètre a été prélevé en veillant à sélectionner 5 différents points d'échantillonnage à l'intérieur de chaque cellule.

Plusieurs problèmes sont survenus lors de la saturation du mort-terrain, notamment la création de chemins préférentiels pour l'écoulement et la migration de particules fines. Seul un essai a réussi, correspondant à la cellule Lys-2. Ainsi, la conductivité hydraulique saturée mesurée pour le mort-terrain de la cellule Lys-2 est de $9,87 \times 10^{-6}$ cm/s avec une porosité de 0,46. Des valeurs similaires ont été retrouvées par Proteau et al. (2023), qui ont évalué la k_{sat} du mort-terrain sur des échantillons non remaniés avec présence de racines prélevés en 2020, et qui varient de $1,0 \times 10^{-6}$ cm/s à $8,6 \times 10^{-6}$ cm/s.

Pour ce qui est des essais réalisés sur la terre végétale, seulement deux essais ont été effectués, un pour le Lys-1 (similaire à Lys-2) et un autre pour le Lys-4, dans le but de comparer la conductivité hydraulique entre les lysimètres végétalisés et les lysimètres non végétalisés. Les conductivités hydrauliques saturées mesurées pour la terre végétale étaient de $5,29 \times 10^{-5}$ et de $6,79 \times 10^{-5}$ cm/s avec des porosités de 0,63 et 0,67 pour les cellules Lys-1 et Lys-4 respectivement.

3.1.3.3.2 Courbes de rétention d'eau

La CRE des roches stériles a été déterminée à l'aide d'un essai en colonne de grande dimension au laboratoire dans le cadre du projet de maîtrise de Lavoie-Deraspe (2019). La technique consiste à installer les roches stériles dans une colonne de 30 cm de diamètre, à les saturer d'eau, puis à les laisser drainer. Des échantillons sont ensuite prélevés à différentes profondeurs pour déterminer la teneur en eau et la succion en supposant que l'équilibre hydrostatique est atteint et que la succion est égale à l'élévation. Les paramètres du modèle de van Genuchten (1980) obtenus sont : $\alpha_{vG} = 0,2 \text{ kPa}$, $\theta_s = 0,35$, $m = 0,5$, $n_{vG} = 2$, $m_v = 0$, $\theta_r = 0,001$.

La courbe de rétention d'eau (CRE) pour la terre végétale a été déterminée en laboratoire à l'aide d'une cellule de pression, communément appelée cellule de Tempe (*Tempe cell*). La CRE a été lissée selon le modèle de van Genuchten (1980) – Mualem à l'aide du logiciel RETC. Les paramètres du modèle de van Genuchten (1980) obtenus sont : $\alpha_{vG} = 0,57 \text{ kPa}$, $\theta_s = 0,68$, $m = 0,5$, $n_{vG} = 1,2$ et $\theta_r = 0,078$.

Proteau et al. (2023) ont déterminé un total de 16 CRE pour le mort-terrain sur des sous-échantillons de sol non remaniés, saturés dans une cellule triaxiale, et insérés ensuite dans une cellule de Tempe. Cette méthode permet d'inclure la présence de racines dans l'analyse du comportement hydrogéologique du sol. Les valeurs moyennes des paramètres de van Genuchten (1980) obtenues sont : $\alpha_{vG} = 0,02 \text{ kPa}$, $\theta_s = 0,34$, $m_{vG} = 0,26$, $n_{vG} = 1,4$.

Les détails de l'ensemble des courbes de rétention d'eau sont présentés à la section 3.2.3.8 sur la modélisation numérique.

Cellule de Tempe

Cet essai a été réalisé en laboratoire avec les cellules de Tempe, conformément à la norme ASTM D6836-02 (ASTM, 2003), sur les échantillons de terre végétale, avec une précision de mesure de 0,25 %. L'essai repose sur le principe de l'application de plusieurs paliers de pression afin de déterminer la quantité d'eau perdue dans l'échantillon après chaque palier de pression.

Pour ce faire, une plaque poreuse en céramique, préalablement saturée, a été placée à la base de la cellule permettant de contrôler l'écoulement de l'eau. Les échantillons de sol ont ensuite été disposés dans les cellules en contact direct avec la plaque poreuse. Chaque échantillon de sol a été testé simultanément dans deux cellules de Tempe. Une fois les cellules fermées, une première pesée a été réalisée pour déterminer la masse initiale saturée de chaque échantillon. Ensuite, elles ont été connectées à une bombonne d'azote équipée d'un manomètre pour contrôler la pression de gaz injecté (voir figure 3.7).

À chaque palier de pression appliqué, une pesée a été effectuée pour mesurer la perte d'eau dans l'échantillon. À la fin de l'essai, les échantillons de sol ont été séchés à l'étuve pendant 48 heures et pesés par la suite. En utilisant la masse sèche du sol et son volume dans la cellule de Tempe, la porosité a été évaluée. La CRE a été déterminée en traçant les différents points correspondant à la teneur en eau volumique en fonction de la pression (suction) appliquée.



Figure 3.7 : Cellules de Tempe connectées en série à une bombonne d'azote.

3.1.4 Suivi de terrain

Le suivi de terrain a été effectué pendant la saison de croissance végétale (de juin à octobre dans la région abitibienne) pendant 5 ans pour analyser la contribution de la végétation à la diminution du volume d'eau de percolation. Ce suivi a permis de collecter des données précises sur les conditions hydriques du sol, météorologiques et de la végétation, ainsi que sur les débits sortants des cellules, à l'aide d'une série d'instruments de mesure.

3.1.4.1 Instrumentation

3.1.4.1.1 Station météorologique

Les différents paramètres météorologiques tels que les précipitations, la température de l'air, l'humidité relative, la vitesse du vent, la vitesse des rafales et la direction du vent ont été mesurés à l'aide d'une station météorologique automatisée (HOBO U30, Onset Computer Corporation) située à environ 100 m des cellules lysimètres. Les données ont été collectées toutes les 15 minutes entre janvier et juillet 2017, puis toutes les heures d'août 2017 à octobre 2021. Les résultats de ces paramètres seront présentés dans la section des résultats.

La station HOBO U30 se compose de six instruments de mesure météorologique. Un capteur de température et d'humidité relative permet une mesure dans une plage allant de $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ à $75\text{ }^{\circ}\text{C}$, avec une précision de $\pm 0,2\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour la température et de $\pm 2,5\%$ pour l'humidité relative. Un capteur de pression barométrique assure une précision de $\pm 0,3\text{ kPa}$. Un anémomètre, placé à 2 m du sol, mesure la vitesse du vent de 0 à 76 m/s avec une précision de $\pm 1,1\text{ m/s}$, tandis que le capteur de

direction du vent assure une précision de $\pm 5^\circ$. Enfin, un pluviomètre à auget basculant offre une précision de $\pm 2\%$ pour des précipitations allant de 0,25 mm à 25 mm/h (HOBO, 2024).

Le pluviomètre intégré dans la station météorologique a été initialement calibré pour un entonnoir de 15,2 cm (6 po) de diamètre. À la suite d'un bris en hiver 2016-2017, il a été remplacé par un entonnoir de 20,3 cm (8 po) de diamètre en mai 2017. Un facteur de correction de 0,5625, correspondant au rapport entre la superficie de référence et la superficie du nouvel entonnoir, a été appliqué aux précipitations enregistrées en 2017. En 2018, l'entonnoir a été de nouveau remplacé par un entonnoir de 15,2 cm de diamètre. Par conséquent, les mesures de précipitations collectées à partir de 2018 n'ont pas besoin d'être converties.

3.1.4.1.2 Sondes de teneur en eau volumique (TEV)

Des sondes ECH₂O EC-5 (DECAGON – METER GROUP) ont été utilisées pour déterminer la teneur en eau volumique à l'intérieur du sol (voir figure 3.8 a). Ces sondes utilisent la technologie de capacitance et de *frequency domain* (Bussière et al., 2021). Elles présentent une résolution de 0,001 m³/m³ pour le sol minéral avec une précision de $\pm 0,03$ m³/m³. La résolution représente la plus petite variation dans la teneur en eau que la sonde peut détecter, tandis que la précision indique la fiabilité des mesures par rapport à une référence connue.

Un total de six sondes TEV, soit trois par cellule, connectées à un système d'acquisition des données EM50, ont été positionnées dans les couches de terre végétale et de mort-terrain des cellules Lys- 2 et Lys-4, à 5, 20 et 40 cm de profondeur (à partir de la surface) (Chevé et al., 2018). Le système d'acquisition des données EM50 a été remplacé par le ZL06 en août 2020 (figure 3.8b). L'acquisition des données a été effectuée sous forme de tension électrique (mV) selon les intervalles de temps suivants : 6 h en 2017, 2 h en 2018/2019 et 1 h en 2020/2021.

Pour convertir les données de mV en teneur en eau volumique (θ , en m³/m³), il est nécessaire d'établir une courbe de calibrage spécifique pour chaque matériau. Cette procédure a été réalisée en début de projet par l'équipe technique de l'URSTM. La détermination de la courbe de calibrage se déroule par étapes, en partant d'un substrat sec et en progressant vers un sol saturé. La démarche suivie en laboratoire pour la détermination des courbes de calibrage est présentée à l'annexe B du mémoire.

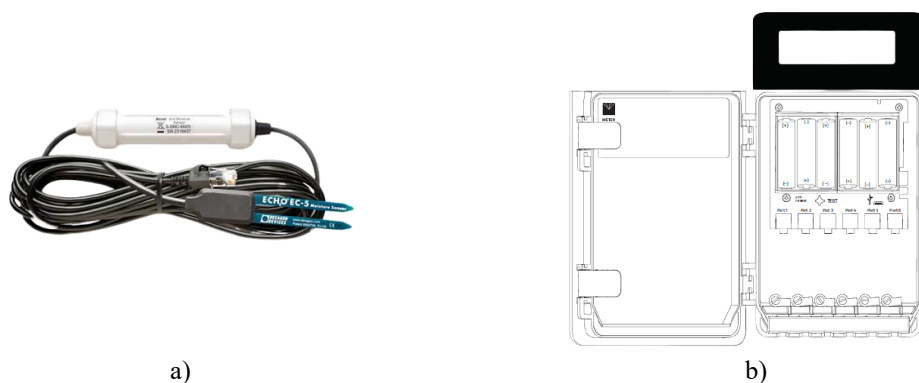


Figure 3.8 : a) Sonde TEV ECH₂O (DECAGON - EC-5) et b) Système d'acquisition des données ZL06.

3.1.4.1.3 Sonde de pression d'eau : Mesure des niveaux d'eau de percolation

L'eau s'écoulant des cellules lysimètres, s'infiltrant à travers le sol, était recueillie dans des réservoirs (voir figure 3.9 a) pour être quantifiée. Ces réservoirs étaient connectés aux sorties des drains des cellules lysimètres situées en bas de la pente. La vidange des réservoirs était effectuée systématiquement toutes les deux semaines pendant la période de suivi. En cas de fortes précipitations, des vidanges supplémentaires étaient réalisées pour éviter les débordements. Malgré ces précautions, des débordements ont eu lieu en 2017, 2018, 2020 et 2021.

Le 27 juillet 2017, chaque réservoir d'eau a été équipé d'une sonde de niveau d'eau TD-Diver (Van Essen) (voir figure 3.9 b) pour surveiller en continu le niveau d'eau. Les lectures de niveau d'eau étaient exprimées en colonne d'eau (cm) avec une précision typique de $\pm 0,1$ cm. Chaque sonde était fixée à un câble d'un mètre, permettant de la maintenir suspendue à proximité du fond du réservoir sans toucher ce dernier. Lors de l'installation des sondes, un premier ajustement a été effectué à l'aide du logiciel Diver-Office (Van Essen) pour tenir compte de la position de la sonde dans le réservoir. Les niveaux d'eau étaient enregistrés toutes les heures pendant toute la durée de l'étude.

La présence d'un volume d'eau résiduel dans les réservoirs, dû à l'absence de vanne de vidange au fond, nécessitait une correction des mesures. Pour cela, le niveau d'eau après la vidange était défini comme le niveau de référence. Cette valeur était ensuite soustraite des niveaux d'eau mesurés ultérieurement.



Figure 3.9 : a) réservoir de 2000 L, b) TD-Diver et c) lecteur Diver

Les données collectées ont permis de quantifier la percolation de l'eau dans les différentes cellules lysimètres et d'étudier son évolution en fonction des conditions météorologiques et du type de recouvrement. Le traitement des données de terrain et les ajustements de la percolation en lien avec les débordements sont abordés à la section 3.1.4.4.

3.1.4.2 Démantèlement des cellules de terrain

Après cinq ans de suivi, soit à la fin de la saison de croissance 2021, les cellules de terrain avec recouvrement ont été démantelées en deux étapes qui ont eu lieu le 19 et le 28 octobre 2021. Le démantèlement des cellules a permis de :

- Effectuer des mesures réelles de l'épaisseur des couches de sol pour le calcul du stockage d'eau dans le sol.
- Mesurer la profondeur maximale d'enracinement ($R_{t_{max}}$) nécessaire pour les modélisations numériques. Les mesures seront présentées à la section 3.1.4.3.4.
- Réaliser des prélèvements de sol par la technique de l'anneau pour évaluer la porosité des matériaux. Les valeurs obtenues ont été présentées à la section 3.1.3.2.4.
- Prélever des échantillons de sol à proximité des sondes TEV pour le calcul de la teneur en eau massique ($w \%$) puis de la teneur en eau volumique.
- Valider l'emplacement final des sondes ajoutées pour remplacer celles non fonctionnelles.

3.1.4.2.1 Tranchées d'observation

Pour mesurer l'épaisseur des matériaux du recouvrement, prélever des échantillons de sols avec la technique de l'anneau et effectuer le suivi racinaire, quatre tranchées d'observation d'environ 1,2 m de profondeur ont été excavées dans chaque cellule avec recouvrement, à savoir les cellules Lys-2 et Lys-4.

La disposition des tranchées pour la cellule Lys-2 est représentée dans la figure 3.10. Les tranchées ont été réalisées à 20 cm du tronc des arbres ciblés.

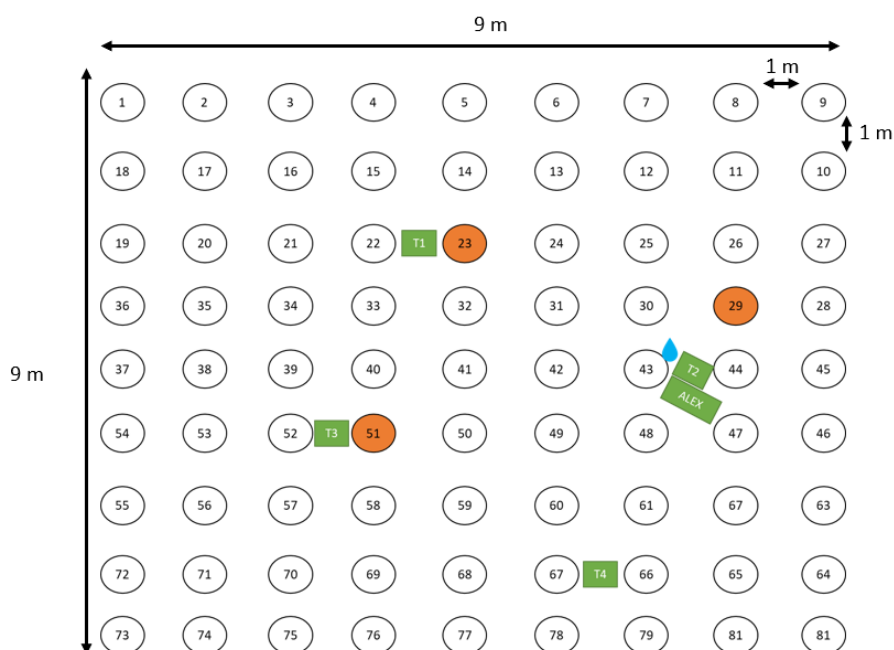


Figure 3.10 : Position des tranchées pour mesure de l'épaisseur des couches et suivi racinaire du Lys-2. La goutte d'eau représente une observation d'une résurgence d'eau au fond de la tranchée. Les arbustes encadrés en orange ont été utilisés pour déterminer le LAI.

Dans la cellule Lys-4, les quatre tranchées d'observation ont été excavées à 3,5 m en partant de chaque coin vers le centre de la cellule.

3.1.4.2.2 Épaisseur des couches du recouvrement

Lors du démantèlement des cellules de terrain, l'épaisseur réelle des couches a été mesurée à l'aide des tranchées d'observation tel qu'illustré à la figure 3.11. Au total, 16 mesures ont été réalisées, comprenant quatre mesures par matériau et par lysimètre. Le tableau 3.10 présente l'épaisseur moyenne du mort-terrain et de la terre végétale par cellule, avec l'erreur standard moyenne.

L'épaisseur de la couche de terre végétale peut varier dans le temps et dans l'espace. D'une part, le passage répétitif du personnel sur les cellules lors des suivis pendant une période de 5 ans peut entraîner une compaction du sol organique à certains endroits spécifiques. D'autre part, la chute des feuilles à l'automne apporte de la matière organique à la terre végétale, ce qui peut entraîner une augmentation de son épaisseur.



Figure 3.11 : Photo de la tranchée T4 du Lys-1 prise le 19 octobre 2021.

Tableau 3.10 : Mesures d'épaisseur des couches de couverture réalisées pendant le démantèlement (19 octobre 2021).

Cellule	Terre végétale			Mort-terrain		
	Épaisseur moyenne (cm)	Min - Max (cm)	Erreur standard moyen (cm)	Épaisseur moyenne (cm)	Min - Max (cm)	Erreur standard moyen (cm)
Lys-2 (N=4)	24,3	[20 - 32]	2,7	38	[25 - 48]	4,9
Lys-4 (N=4)	16,5	[14 - 20]	1,5	43	[40 - 48]	1,7

L'épaisseur de la terre végétale est variable d'une cellule à l'autre, entre 14 à 20 cm sur le Lys-4 et de 20 à 32 cm sur le Lys-2. L'erreur standard moyenne est relativement faible pour toutes les cellules, se situant entre 1,5 cm (Lys-4) et 2,7 cm (Lys-2).

Pour le mort-terrain, l'épaisseur varie entre 40 à 48 cm sur le Lys-4 et entre 25 à 48 cm sur le Lys- 2. L'erreur standard moyenne est également faible pour le mort-terrain, avec des valeurs comprises entre 1,7 cm (Lys-4) et 4,9 cm (Lys-2).

En conclusion, comme l'erreur standard autour de la moyenne est faible pour les deux types de matériaux, on peut considérer que l'épaisseur de la terre végétale est un peu plus élevée dans le Lys-2 par rapport Lys-4, alors que l'épaisseur du mort-terrain est un peu plus élevée dans le Lys-2 par rapport Lys-4, (8 et 5 cm de différence en moyenne, respectivement).

3.1.4.2.3 Colmatage du géotextile

Lors du démantèlement, une remontée d'eau a été observée dans l'une des quatre tranchées de la cellule Lys-2 (figure 3.12 a)). Le colmatage du géotextile est une cause possible de cette remontée d'eau. Ce colmatage peut être causé par la migration de particules fines et/ou la présence de racines.

Afin de corroborer l'hypothèse du colmatage du géotextile, une excavation a été effectuée le 28 octobre 2021 au centre de la cellule, alignée avec le drain. De l'eau accumulée a été trouvée au fond de la cellule (figure 3.12 b)). Les coordonnées d'élévation ont été relevées à la surface de la cellule avant l'excavation et à la surface de l'eau après excavation, indiquant une différence de 1,2 m entre les deux (343,9 m et 342,7 m).

L'excavation s'est poursuivie jusqu'au drain afin de récupérer le géotextile utilisé pour empêcher le transport des particules de sol vers le réservoir de collecte d'eau de percolation. Il a été constaté que le géotextile de la cellule Lys-2 a été obstrué à la fois par des particules fines et des racines (figure 3.12 c). Sans complètement bloquer le passage de l'eau, ce colmatage pourrait affecter la dynamique de récupération des eaux dans le réservoir.

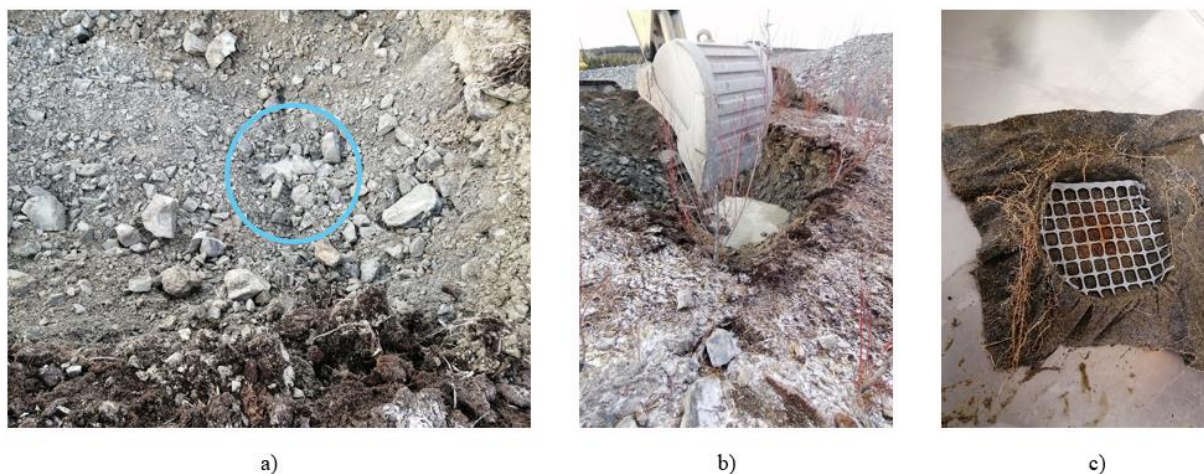


Figure 3.12 : a) Résurgence d'eau dans une tranchée d'observation de la cellule Lys-2. b) Excavation de la cellule vis-à-vis le drain. c) Géotextile de protection du drain.

3.1.4.3 Mesures de végétation

Les travaux de suivi de la végétation visaient à documenter, mesurer et évaluer la reprise et la croissance de la végétation plantée sur la cellule Lys-2. Un total de six suivis a été réalisé sur une période de cinq ans, comprenant les deux premiers suivis en 2017 (état initial à la plantation des boutures et à la fin de la saison de croissance) et les quatre suivants effectués à la fin de la saison de croissance en 2018, 2019, 2020 et 2021. Les paramètres suivis étaient les suivants : taux de survie, hauteur maximale et diamètre à la base. D'autres paramètres ont également été mesurés, tels que l'étendue de la canopée pour déterminer l'indice de surface foliaire (LAI) en 2020 et 2021, la profondeur maximale d'enracinement ($R_{t_{max}}$) lors du démantèlement des cellules en 2021 et la densité de longueur racinaire (RLD) en 2019 et 2020. À partir des mesures du LAI et du taux de survie, la fraction de couverture du sol (SCF) peut être déterminée.

Cette section présente les étapes pour la détermination du LAI, l'évolution du taux de survie des saules sur la cellule Lys-2, la démarche pour la détermination du SCF, de la $R_{t_{max}}$ et du RLD.

3.1.4.3.1 Indice de surface foliaire

L'indice de surface foliaire (LAI) a été mesuré sur la cellule avec recouvrement végétalisé afin de documenter ce paramètre d'entrée dans le modèle ainsi que son évolution de ce paramètre au cours des années.

- Étape I : terrain

La détermination de l'indice de surface foliaire nécessite le prélèvement de la totalité des feuilles (surface foliaire totale) et de la mesure de la surface du sol couvert par la plante. Cette mesure est effectuée avant la fin de la saison de croissance (avant la chute des feuilles) car le LAI est à son maximum.

Pour se faire, trois saules de la cellule Lys-2 ont été sélectionnés en prenant soin de choisir différents arbustes à chaque année du suivi afin d'intégrer la variabilité spatiale du LAI au sein de la cellule. Les feuilles de ces arbres ont été arrachées (voir figure 3.13) et placées dans des sacs hermétiquement fermés. La surface du sol couvert par la plante a été déterminé en mesurant la longueur et la largeur de la canopée (l'aire étant calculée avec formule d'une ellipse).

Ce suivi a été réalisé en 2018, 2020 et 2021, mais en raison d'un manque de données sur l'étendue de la canopée, le calcul du LAI n'a pas pu être effectué pour l'année 2018.



Figure 3.13 : Défoliation d'un arbuste effectuée le 3 octobre 2018 (photo prise par l'équipe URSTM).

- Étape II : laboratoire

La partie laboratoire consiste premièrement à scanner les feuilles à l'aide du scanner LI-3100 Area Meter (voir figure 3.14) afin d'obtenir la surface (d'un seul côté des feuilles) totale. Elles ont ensuite été séchées à 65°C à l'étuve pendant 72 heures.

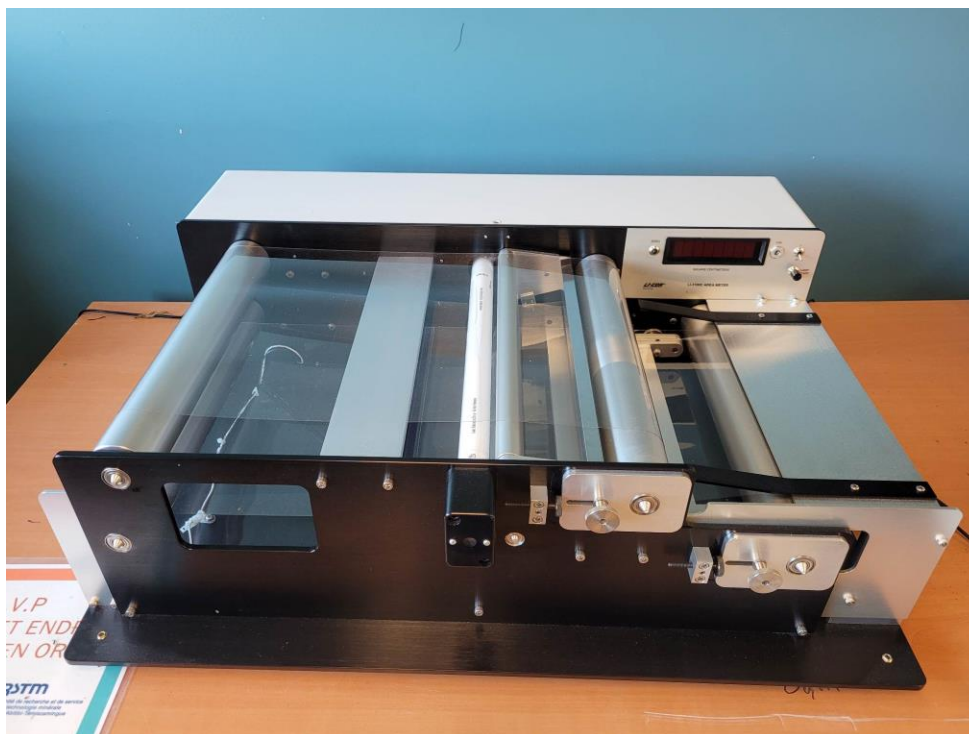


Figure 3.14 : Scanner LI-3100 Area Meter.

Les différentes valeurs obtenues pour l'indice de surface foliaire des saules échantillonnés dans la cellule Lys-2 à la fin des saisons de croissance en 2020 et 2021 sont présentées dans le tableau 3.11.

Tableau 3.11 : Données de végétation pour le calcul du LAI moyen par arbre (N=3).

Année	Surface foliaire moyenne (m ²)	Min – Max surface foliaire (m ²)	Canopée moyenne (m ²)	Min – Max canopée (m ²)	LAI moyen
2018	0,93	[0,1 – 2,0]	-	-	-
2020	1,39	[0,8 – 1,9]	0,89	[0,55 – 1,40]	1,6
2021	0,71	[0,7 – 0,8]	0,82	[0,63 – 0,99]	0,9

3.1.4.3.2 Taux de survie des saules

En 2017, 81 boutures de saule à croissance rapide (*Salix miyabeana*, clone Sx64) ont été plantées à la mi-juin 2017 sur la cellule Lys-2 (Guittonny et al., 2019). Le suivi de la végétation à la fin de chaque saison de croissance a permis de déterminer le taux de survie des saules. Le tableau 3.12 présente le nombre d'arbustes survivants, la mortalité cumulative et le taux de survie des saules

plantés dans la cellule Lys-2 entre 2017 et 2021. Sur la cellule Lys-2, le taux de survie est de 88 % après la première saison de croissance et diminue progressivement à 83 % après 5 ans.

Tableau 3.12 : Nombre d'arbustes et taux de survie des saules dans la cellule Lys- 2

Suivi	Nombre d'arbustes	Mortalité cumulative	Taux de survie
2017 (plantation - juin)	81	-	-
2017 (septembre)	71	10	88 %
2018 (octobre)	68	13	84 %
2019 (octobre)	68	13	84 %
2020 (septembre)	68	13	84 %
2021 (septembre)	67	14	83 %

3.1.4.3.3 Fraction du couvert végétal (SCF)

La fraction du couvert végétal a été déterminée à l'aide des équations 2.18 à 2.20, présentées à la section 2.5.1.6. Elle est calculée à partir de la surface végétalisée et de l'aire de la cellule. Le tableau 3.13 présente l'évolution de la SCF sur la cellule Lys-2.

Tableau 3.13 : Évolution de la fraction du couvert végétal sur la cellule Lys-2.

Année	Aire cellule (m ²)	Nombre de saules	Canopée moyenne par arbuste (m ² /arb)	Surface végétalisée (m ²)	Fraction du couvert végétal
2020	69	68	0,89	60,52	85,2 %
2021		67	0,82	54,94	77,4 %

Selon ces données, la fraction du couvert végétal est de 85,2 % en 2020 et connaît une légère diminution à 77,4 % en 2021.

3.1.4.3.4 Profondeur d'enracinement maximal ($R_{t_{max}}$)

Le 19 octobre 2021, lors du démantèlement des cellules de terrain, la profondeur d'enracinement maximale a été mesurée. Pour la cellule végétalisée par des saules, les mesures ont été réalisées dans des tranchées excavées à 20 cm du tronc des arbustes utilisés pour déterminer l'indice foliaire (LAI).

Il est important de noter que la cellule Lys-4 a été colonisée naturellement par des herbacées. Cette végétation a été contrôlée régulièrement par arrachage manuel et par l'application d'un herbicide

organique. Des tranchées ont été réalisées également sur cette cellule lors du démantèlement et ont permis de caractériser les racines herbacées ayant colonisé le recouvrement.

Le tableau 3.14 présente les valeurs moyennes de la profondeur maximale d'enracinement ($R_{t_{max}}$), l'erreur standard moyenne et les valeurs maximale et minimale des mesures pour chaque cellule.

Tableau 3.14 : Profondeur d'enracinement maximale moyenne et erreur standard observées le 19 octobre 2021 (N=4).

Cellule	$R_{t_{max}}$ moyen (cm)	Erreur standard (cm)	$R_{t_{max}}$ [min – max] (cm)
Lys-2	115,5	2,1	[111,0 – 121,0]
Lys-4	22,5	7,2	[12,0 – 43,0]

3.1.4.3.5 Densité de longueur racinaire

La densité de longueur racinaire (RLD) a été déterminée à la suite d'une campagne d'échantillonnage réalisée le 1^{er} octobre 2020 par l'équipe de l'URSTM. L'échantillonnage a été effectué dans quatre trous par cellule, chacun contenant trois échantillons de sol : terre végétale (0- 10 cm), mort-terrain (10-30 cm) et mort-terrain (30-50 cm).

Au laboratoire, après lavage, les racines ont été numérisées avec un scanner Epson Perfection V800 et les images analysées avec le logiciel WinRHIZO développé par Regent Instrument Inc. Les détails des résultats sont présentés au tableau 3.15.

Tableau 3.15 : Compilation des résultats racinaires pour le calcul du RLD de la cellule Lys-2 observés le 1^{er} octobre 2020 (N=4).

Substrat	Intervalle de profondeur (cm)	RLD moyen (cm/cm ³)	Erreur standard (cm/cm ³)	RLD [min - max] (cm/cm ³)
Terre végétale	[0 – 10]	4,4	1,3	[2,3 - 7,9]
Mort-terrain	[10 – 30]	1,7	0,6	[0,2 - 3,0]
Mort-terrain	[30 – 50]	1,2	0,3	[0,5 - 1,8]

3.1.4.4 Traitement des données de terrain pour le calcul du bilan hydrique

Pour évaluer le bilan hydrique des cellules de terrain, certaines données doivent être converties afin d'être exprimées dans la même unité de mesure. Cette section présentera les différents calculs utilisés pour convertir les données de percolation et de stockage en mm.

3.1.4.4.1 Calcul de la percolation

La pression à l'intérieur du réservoir, pression absolue, enregistrée aux heures, est égale à la colonne d'eau au-dessus de l'instrument plus la pression atmosphérique. La pression atmosphérique, quant à elle, a été mesurée par une sonde barométrique (Baro-Diver de Van Essen), enregistrée aux heures, installée proche du Lys-1 (Chevé et al., 2018). La soustraction de la pression barométrique à la lecture de pression absolue à l'intérieur du réservoir permet de connaître la pression attribuée à la colonne d'eau (en cm d'eau). Par la suite, ces niveaux d'eau ont été convertis en mm d'eau en appliquant un facteur de conversion qui tient en compte la superficie du réservoir et celle du lysimètre auquel il est relié comme indiqué à l'équation 3.7.

$$FC \text{ (cm d'eau en mm de pluie)} = \frac{\text{aire réservoir [m}^2\text{]}}{\text{aire cellule [m}^2\text{]}} \times 10 \frac{\text{cm}}{\text{mm}} \quad 3.7$$

Comme indiqué précédemment, un réservoir a été utilisé pour chacune des cellules Lys-2 et Lys- 4, tandis que trois réservoirs interconnectés ont été utilisés pour la cellule Lys-5. Cette configuration particulière pour Lys-5 était nécessaire en raison des volumes d'eau de percolation plus importants par rapport aux cellules sans recouvrement. Les dimensions des réservoirs et des cellules de terrain sont présentées dans le tableau 3.16 ainsi que la valeur du facteur de conversion pour transformer les lectures en cm en mm de pluie.

Tableau 3.16 : Dimensions des réservoirs de collecte d'eau de percolation et des cellules lysimètres et valeur du facteur de conversion.

Paramètres	Lys-2	Lys-4	Lys-5.1	Lys-5.2	Lys-5.3
Diam. réservoir (po)	67	67	-	-	67
Hauteur réservoir (po)	44	44	-	-	44
Diam. réservoir (m)	1,70	1,70	-	-	1,70
Hauteur réservoir (m)	1,12	1,12	1,00	1,00	1,06
Aire réservoir (m ²)	2,27	2,27	1,00	1,00	2,27
Volume réservoir (m ³)	2,54	2,54	1,00	1,00	2,41
Aire cellule (m ²)	69,0	67,2	63,7	63,7	63,7
Facteur de conversion (cm-mm)	0,330	0,338	0,157	0,157	0,357

3.1.4.4.2 Ajustement du volume de percolation après débordement de réservoir

Au cours des cinq années de suivi (2017-2021), des débordements des réservoirs d'eau de percolation ont été observés sur le site d'étude. Cette eau perdue n'était pas prise en compte dans le calcul du volume de percolation initial. Six débordements ont été recensés sur le Lys-5, 4 sur le Lys-4 et 3 sur le Lys-2.

Afin de corriger le volume de percolation et de prendre en compte l'eau perdue par débordement, une méthodologie basée sur le rapport entre la percolation cumulée et les précipitations cumulées a été appliquée. Cette approche consiste à établir un rapport de référence entre la percolation cumulée et les précipitations cumulées avant le début du débordement. Ce rapport de référence représente la proportion de précipitations qui s'infiltre dans le sol sous des conditions normales, sans débordement.

Le volume d'eau déversé pendant la période de débordement est estimé en multipliant le rapport de référence par la quantité de pluie enregistrée pendant cette période. Cette estimation repose sur l'hypothèse que la proportion de précipitations qui s'infiltre dans le sol pendant le débordement est similaire à celle observée avant le débordement.

Le tableau 3.17 présente les informations détaillées sur les débordements observés, y compris les dates de début et de fin, la durée, le rapport (percolation/précipitations, % Pr avant débordement) utilisé pour l'estimation, les volumes de précipitations et l'estimation du volume d'eau déversé.

Tableau 3.17 : Périodes et estimation des volumes de débordement des réservoirs d'eau de percolation.

Année	Cellule	Date-heure début	Date-heure fin	Durée (h)	% Pr avant débordement	Précipitation cumulée sur période de débordement (mm)	Estimation du débordement (mm)
2017	Lys-2	2017-08-14 12:00	2017-08-16 10:00	45	40 %	11,1	4,4
2017	Lys-4	2017-08-14 06:00	2017-08-16 10:00	52	47 %	6,4	3,0
2017	Lys-5	2017-07-31 18:00	2017-08-02 08:00	37	83 %	16,5	13,7
2017	Lys-5	2017-08-05 17:00	2017-08-08 09:00	65	83 %	3,8	3,2
2017	Lys-5	2017-08-12 13:00	2017-08-16 10:00	93	83 %	29,3	24,3
2018	Lys-2	2018-09-06 17:00	2018-09-07 11:00	18	8 %	0	0,0
2018	Lys-2	2018-09-13 20:00	2018-09-14 10:00	14	16 %	0	0,0
2018	Lys-4	2018-09-02 18:00	2018-09-07 11:00	115	23 %	78,2	18,0
2018	Lys-4	2018-09-09 10:00	2018-09-14 10:00	120	31 %	0	0,0
2018	Lys-5	2018-08-07 15:00	2018-08-08 11:00	20	70 %	0	0,0
2018	Lys-5	2018-09-01 18:00	2018-09-07 11:00	141	80 %	82,1	65,7
2021	Lys-4	2021-09-28 00:00	2021-10-05 10:00	232	18 %	31,4	5,7
2021	Lys-5	2021-09-26 09:00	2021-10-05 10:00	241	84 %	33	27,7

3.1.4.4.3 Ajustement du volume de percolation : prise en compte de l'eau de résurgence dans la cellule Lys-2

Lors du démantèlement de la cellule Lys-2, une résurgence d'eau a été observée. Cette eau, qui aurait dû se retrouver dans le réservoir d'eau de percolation, n'y a pas été comptabilisée. Il est donc nécessaire de déterminer son volume et de l'ajouter au volume total d'eau de percolation.

La cellule présente une géométrie de pyramide inversée à base carrée et à pointe tronquée, comme illustré sur la figure 3.15. La hauteur de la pyramide est de 1,2 m. Il est important de noter que la cellule a été remplie avec 1,2 mètres de roches stériles en plus d'un recouvrement dont l'épaisseur varie d'une cellule à l'autre.

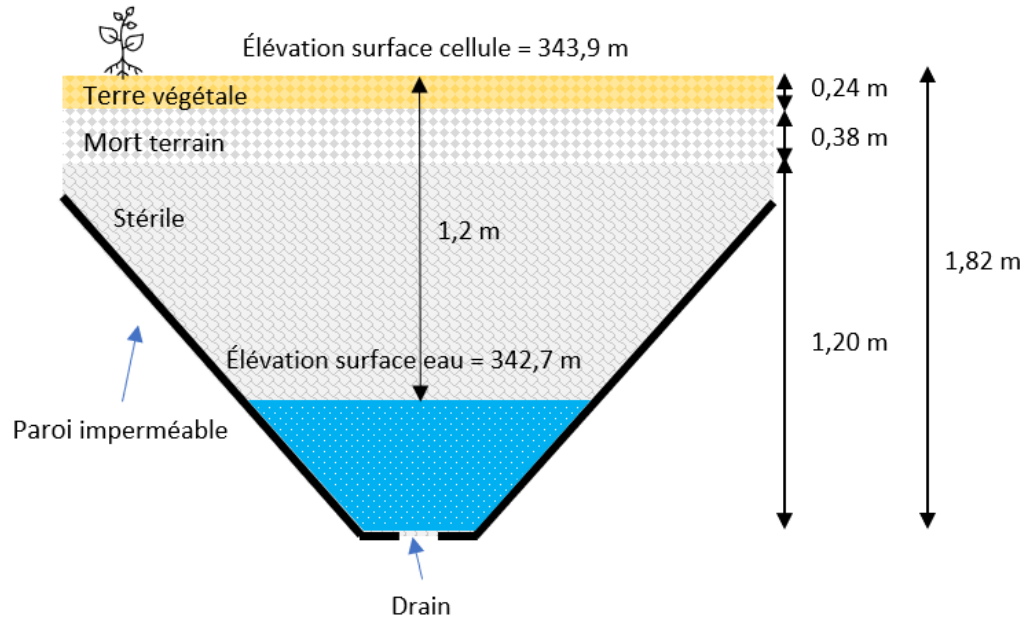


Figure 3.15 : Mesures d'élévation et d'épaisseur des matériaux de la cellule Lys-2.

Pour déterminer le volume d'eau présent dans la cellule Lys-2, les étapes suivantes ont été suivies :

Calcul de la hauteur d'eau :

- c) Détermination de la hauteur de la cellule par l'addition des épaisseurs des matériaux (1,82 m).
- d) La différence d'élévation entre la surface de la cellule et la surface de l'eau représente 1,2 m.
- e) La hauteur d'eau dans la cellule résulte de la différence entre la hauteur de la cellule (1,82 m) et la différence d'élévation (1,2 m), qui est de 0,62 m.

Calcul du volume de la cellule occupé par les roches stériles et l'eau :

Le calcul du volume d'eau au fond de la cellule utilise la formule d'une pyramide à base carrée et pointe tronquée (eq. 3.8).

$$V = \frac{(B + b + \sqrt{Bb}) \times h}{3} \quad 3.8$$

Où, V est le Volume [L^3], B, b sont l'aire des bases (B : grande base – b : petite base) [L^2] et h la hauteur d'eau [L].

Pour résoudre cette équation, la méthode des triangles semblables a été utilisée pour déterminer la longueur du côté supérieur (à la surface de l'eau), qui est de 5,53 m.

L'aire de la grande base (B) est de $30,6 \text{ m}^2$, l'aire de la petite base (b) est de 1 m^2 et la hauteur de l'eau dans la cellule (h) est de $0,62 \text{ m}$. Le volume de la cellule occupée par les roches stériles et l'eau est de $7,67 \text{ m}^3$.

Ajuster le volume en fonction de la porosité du matériau :

L'eau n'occupe que les pores des roches stériles et il faut multiplier le volume précédemment obtenu par la porosité du matériau. En multipliant la porosité des roches stériles ($n = 0,35$) avec le volume calculé à l'étape précédente, on obtient le volume d'eau qui est de $2,68 \text{ m}^3$.

3.1.4.4.4 Calcul du stockage

Un total de trois sondes de teneur en eau volumique (TEV) a été installé dans le recouvrement des cellules Lys-2 et Lys-4, à des profondeurs de 5 cm , 20 cm et 40 cm . La sonde placée à 5 cm de la surface se trouvait dans la terre végétale, tandis que les sondes placées à 20 cm et 40 cm de la surface étaient situées dans le mort-terrain.

Les données enregistrées sous forme de tension électrique (mV) ont été converties en teneur en eau volumique (θ , en m^3/m^3) en utilisant une courbe de calibrage spécifique à chaque matériau. Ces courbes ont été établies en laboratoire par l'équipe technique de l'URSTM et sont présentées à l'annexe B.

Le stockage d'eau (S, en mm) dans une couche de sol est estimé en multipliant la teneur en eau volumique (θ , en m^3/m^3) mesurée par l'épaisseur de la couche de sol (exprimée en mm) associée à la sonde TEV.

Dans le cas du mort-terrain, où deux sondes TEV sont présentes, l'épaisseur de la couche utilisée pour le calcul du stockage correspond à la moitié de l'épaisseur réelle. Les épaisseurs réelles des matériaux de recouvrement pour chaque lysimètre sont présentées dans le tableau 3.10 à la section 3.1.4.2. L'ensemble des sondes utilisées pour le calcul du stockage d'eau dans le sol sont présentées dans l'annexe C.

Il est important de noter que certaines sondes sont devenues défectueuses, ce qui a nécessité des ajustements dans les calculs, tels que :

Cellule Lys-2 :

La sonde du mort-terrain placée à 40 cm (MT40) a cessé de fonctionner en 2019. Le calcul du stockage d'eau dans le mort-terrain entre 2019 et 2021 pour le Lys-2 a été effectué en utilisant les données de la sonde placée à 20 cm de la surface (MT20).

Cellule Lys-4 :

La sonde du mort-terrain placée à 40 cm (MT40) a cessé de fonctionner en 2018 et les données de TEV de la terre végétale en 2019 ne sont pas utilisables. Pour calculer le stockage d'eau dans le mort-terrain de 2018 à 2021, la sonde placée à 20 cm de la surface (MT20) a été utilisée. Le stockage dans la terre végétale a été déterminé en faisant la moyenne des données de stockage d'eau dans la terre végétale des autres cellules de terrain pour cette année.

3.2 Modèles numériques pour simuler l'écoulement de l'eau dans le sol

Des analyses numériques ont été réalisées à l'aide du logiciel SEEP/W (GeoSlope International Ltd, 2020) pour simuler le comportement hydrogéologique des cellules lysimètres dans différentes configurations :

- Cas 1 : Lysimètre 5 (roches stériles);
- Cas 2 : Lysimètre 4 (roches stériles + recouvrement);
- Cas 3 : Lysimètre 2 (roches stériles + recouvrement + végétation).

SEEP/W est un code numérique utilisant la méthode des éléments finis pour simuler le mouvement de l'eau liquide ou de la vapeur d'eau dans le sol, en conditions saturées ou non saturées (explication de l'écoulement de l'eau en milieu saturé et non saturé dans l'annexe D du mémoire). Le logiciel s'appuie sur l'équation de Richards (eq.D.13) en régime permanent ou transitoire, et intègre les propriétés hydrogéologiques des matériaux et les données climatiques avec les paramètres de la végétation via la condition aux frontières *LCI*.

Cette section présente l'approche méthodologique utilisée pour la modélisation numérique du bilan hydrique des cellules lysimètres. Elle se compose de plusieurs étapes clés :

- Sélection des périodes de modélisation.
- Sélection des données de terrain pertinentes pour la calibration et vérification des modèles numériques.
- Spécifications des modèles numériques telles que le modèle conceptuel, la démarche de modélisation, les conditions limites, les paramètres de végétation et les propriétés hydrogéologiques des matériaux.

3.2.1 Détermination des périodes à utiliser pour la modélisation

Le début de la saison de croissance a été déterminée selon un critère de température. La date retenue pour chaque année de suivi correspond à la fin d'une période de cinq jours consécutifs avec une température moyenne quotidienne supérieure à 0 °C (Zhang et al., 2010).

La fin de la saison de croissance a été définie comme la première journée de l'automne où la température moyenne quotidienne a atteint 0 °C (Gouvernement du Canada, 2022). Cette période

est d'une grande importance dans la sélection des données qui seront utilisées dans les modélisation numériques sur SEEP/W.

Le tableau 3.18 présente les dates de début et de fin déterminées selon le critère de température mentionné précédemment. Le tableau présente également les dates de début et de fin des mesures de teneur en eau volumique (TEV) et de percolation pour l'ensemble de cellules, obtenues sur le terrain.

Tableau 3.18 : Dates de début et fin des mesures de terrain et de la saison de croissance pour les années 2017 à 2021.

Année	TEV		Percolation		Saison de croissance		
	Début	Fin	Début	Fin	Début	Fin	Durée (nb de jours)
2017	7 juillet	3 nov.	27 juillet	11 oct.	15 mai	11 oct.	149
2018	15 mai	31 oct.	27 juin	30 sept.	18 mai	4 oct.	138
2019	4 juin	30 oct.	27 mai	30 oct.	13 mai	4 oct.	144
2020	6 août	21 oct.	17 juin	23 sept.	15 mai	8 oct.	146
2021	19 mai	21 oct.	19 mai	19 oct.	9 mai	21 oct.	165

La sélection des périodes de modélisation repose sur la comparaison des dates de mesure de la teneur en eau volumique (TEV) et de la percolation avec les dates de la saison de croissance. Le tableau 3.19 présente les dates de début et de fin retenues pour les modélisations numériques.

Tableau 3.19 : Dates de début et de fin à utiliser pour les modélisations numériques.

Année	Début	Fin	Durée (jours)
2017	27 juillet	11 octobre	76
2018	27 juin	30 septembre	96
2020	6 août	23 septembre	48
2021	1 ^{er} juin	19 octobre	141

Pour l'année 2021, la date de début des modélisations a été ajustée au 1^{er} juin pour s'assurer du dégel complet des matériaux. L'année 2019 n'est pas utilisée pour les modélisations numériques car il n'y avait qu'une seule sonde TEV fonctionnelle par cellule (terre végétale (TS) sur Lys-2 et mort-terrain (MT20) sur Lys-4) ne permettant pas d'obtenir une comparaison fiable avec les

résultats des simulations. Le tableau c.3 en annexe C, présente l'ensemble des sondes utilisées dans les cellules lysimètres.

3.2.2 Sélection des données de terrain pour la modélisation

La sélection des données de terrain est une étape cruciale pour le calibrage et la vérification des modèles numériques sur SEEP/W. Au cours des cinq saisons de croissance, plusieurs problèmes ont été rencontrés sur le terrain qui ont pu affecter la qualité des données, notamment :

- Des débordements des réservoirs de collecte des eaux de percolation (voir tableau 3.17).
- Le manque de données provenant des sondes de teneur en eau volumique. Ces pertes peuvent être dues à l'arrêt de fonctionnement des sondes ou à la production de données incohérentes.
- Un changement du système d'acquisition des données en 2020 impliquant une mauvaise estimation de la teneur en eau dans le sol enregistré par cet appareil.
- La perte de données barométriques après le 23 septembre 2020.

La figure 3.16 présente les périodes des saisons de croissance, la disponibilité des données de teneur en eau volumique et les données de percolation, ainsi que les débordements qui ont eu lieu pendant les périodes de suivi et la période sélectionnée pour le calcul du bilan hydrique.

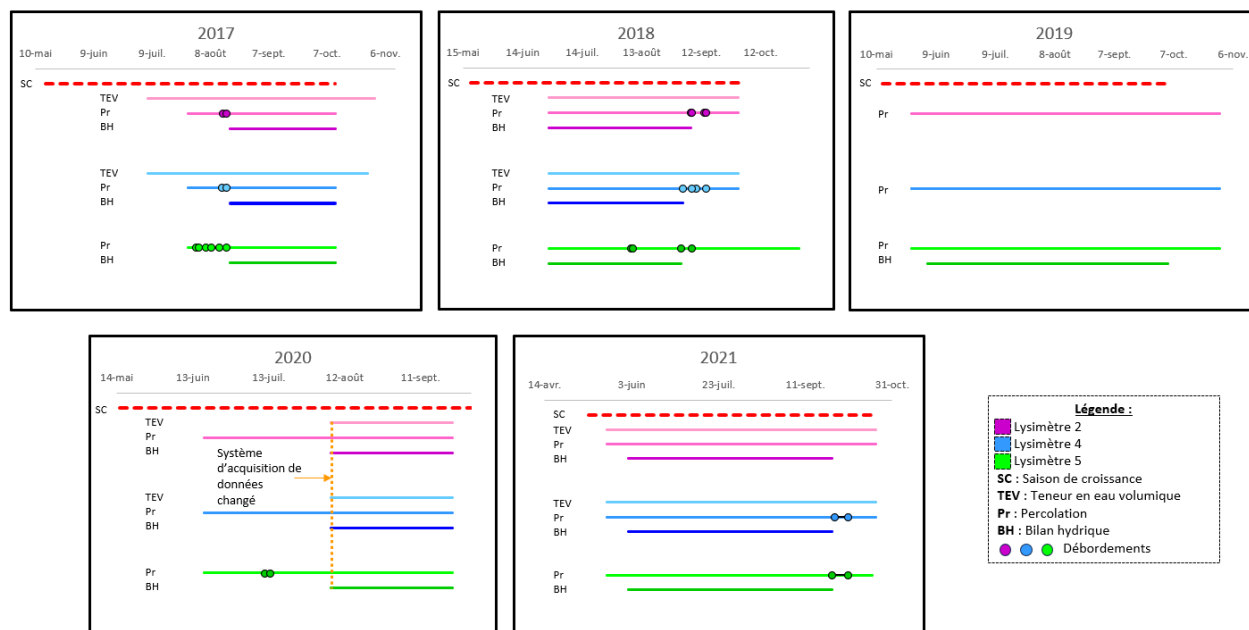


Figure 3.16 : Identification des périodes avec des données de terrain complètes pour calculer le bilan hydrique, basée sur le chevauchement des données de teneur en eau volumique (TEV) et de percolation (Pr), de la saison de croissance (SC) et des débordements pour les cellules Lys- 2, Lys- 4 et Lys-5 de 2017 à 2021.

En termes de disponibilité des données de teneur en eau volumique :

Cellule Lys-2 :

- Une sonde par couche de sol (TS, MT20 et MT40) est disponible en 2017 et 2018.
- La sonde MT40 est tombée en panne en 2019 et n'a pas été remplacée.
- Les données TEV de la sonde MT20 en 2019 ne sont pas utilisables.
- Les données TEV de 2020 avant le changement du système d'acquisition (6 août) ne sont pas utilisées.

Cellule Lys-4 :

- Une sonde par couche de sol (TS, MT20 et MT40) est disponible en 2017.
- La sonde MT40 est tombée en panne en 2018 et n'a pas été remplacée.
- En 2019, les valeurs des sondes installées dans le TS ont donné des valeurs incohérentes.
- Les données TEV de 2020 avant le changement du système d'acquisition (6 août) ne sont pas utilisées.

En raison des problèmes rencontrés, les périodes suivantes ont été sélectionnées pour le calibrage et la vérification des modèles :

- Cellule Lys-5 : Calibrage en 2018 et vérification en 2021.
- Cellule Lys-4 : Calibrage en 2017 et vérification en 2021.
- Cellule Lys-2 : Vérification sans végétation en 2017, calibrage avec végétation en 2020 et vérification avec végétation en 2021.

Le tableau 3.20 présente la date de début et de fin pour chaque période de modélisation ainsi que la durée de chaque modèle.

Tableau 3.20 : Dates de début et de fin utilisées pour les modélisations numériques et durée de chaque modèle.

Cas	Étape	Date début	Date fin	Durée (jours)	Durée (heures)
Cas 1	Calibrage	2018-06-27	2018-09-30	96	2300
Cas 1	Vérification	2021-06-01	2021-10-11	141	3377
Cas 2	Calibrage	2017-07-27	2017-10-11	76	1818
Cas 2	Vérification	2020-08-06	2020-09-23	48	1153
Cas 3	Vérification sans végétation	2017-07-27	2017-10-11	76	1818
Cas 3	Calibrage avec végétation	2020-08-06	2020-09-23	48	1153
Cas 3	Vérification avec végétation	2021-06-01	2021-10-11	141	3377

3.2.3 Spécifications du modèle numérique

3.2.3.1 Modèle conceptuel et géométrie du modèle

Le modèle numérique développé est un modèle unidimensionnel (1D) réalisé sur le logiciel SEEP/W. Le choix du modèle 1D s'est basé sur plusieurs arguments :

- Les modèles 1D sont généralement plus rapides que les modèles 2D, ce qui permet de simuler des périodes plus longues. Cette rapidité est particulièrement importante pour ce projet, car il nécessite de simuler plusieurs scénarios sur de longues périodes.
- L'écoulement dans les cellules est principalement vertical, ce qui justifie l'utilisation d'un modèle 1D. En effet, la variation de l'épaisseur des roches stériles, due à la configuration pyramidale des cellules, a une influence négligeable sur la dynamique de la percolation,

comme l'ont montré des travaux préalables réalisés dans le cadre d'un stage (Jalabert, 2020) et les travaux de Bussière (1999) qui a comparé des modèles 1D, axi-symétriques et 3D.

- La grande perméabilité des roches stériles permet à l'eau de s'écouler rapidement verticalement, sans stockage significatif dans la couche, et le sable et la géomembrane acheminent l'eau rapidement le long des parois inclinées au fond de la cellule, vers le drain central.

Les travaux du stage sont disponibles en annexe H et confirment que l'épaisseur des roches stériles n'affecte que légèrement la dynamique de l'écoulement (l'arrivée de l'eau au bout du tuyau), sans influencer de volume final de percolation.

La figure 3.17 illustre le modèle conceptuel 1D et 2D des cellules de terrain étudiées. La cellule Lys-5 est la cellule témoin comportant seulement 1,2 m de roches stériles. Les cellules Lys-4 et Lys-2 comportent un recouvrement de 0,4 m de mort-terrain de type sable silteux avec gravier (MT-SP) et 0,1 m de terre végétale. Seule la cellule Lys-2 présente de la végétation. Il est à noter que la couche de sable de 0,2 m placée sur la géomembrane n'a pas été considérée dans les modélisations numériques.

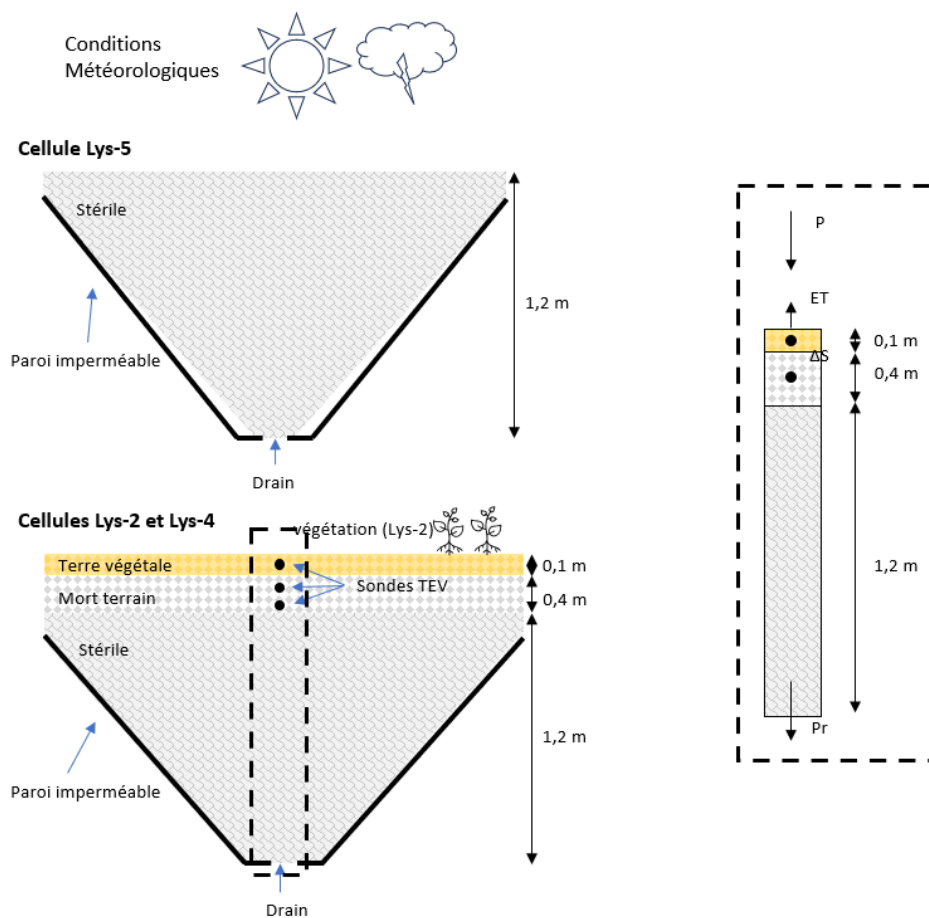


Figure 3.17 : Modèle conceptuel des cellules de terrain et géométrie du modèle numérique unidimensionnel.

3.2.3.2 Démarche de modélisation

Trois modèles numériques ont été développés pour déterminer les propriétés hydrogéologiques des matériaux et les paramètres de végétation de cellules de terrain.

Le premier modèle (Cas 1), représentant la cellule Lys-5, a permis de calibrer les propriétés hydrogéologiques des roches stériles. La calibration a été réalisée en ajustant les paramètres du modèle jusqu'à obtenir une correspondance satisfaisante entre les résultats de percolation simulés et les données de percolation de terrain. Le modèle calibré a ensuite été vérifié avec une autre série de données météorologiques.

Le deuxième modèle (Cas 2) s'appliquait à la cellule Lys-4, qui comprend des roches stériles et un recouvrement évapotranspirant. Ce modèle a permis de calibrer les propriétés hydrogéologiques du recouvrement (terre végétale et mort-terrain) en utilisant les propriétés des roches stériles

calibrées dans le Cas 1. La vérification du modèle a été réalisée avec une autre série de données météorologiques.

Le troisième modèle reprenait les propriétés des matériaux du recouvrement et des roches stériles calibrées dans les deux premiers modèles. Il a permis de calibrer les paramètres de végétation, en particulier l'indice foliaire (LAI).

La Figure 3.18 illustre les différentes étapes de l'ensemble des modélisations pour le calibrage et la vérification des propriétés hydrogéologiques des différents matériaux.

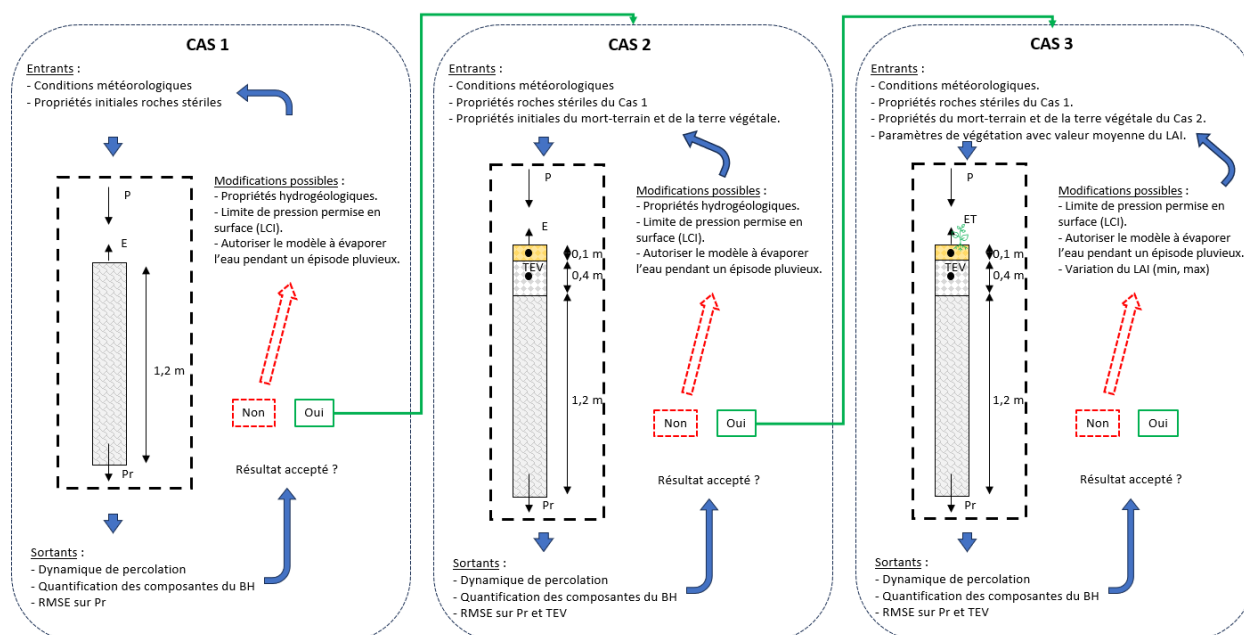


Figure 3.18 : Étapes du calibrage et vérification des propriétés hydrogéologiques des matériaux.

3.2.3.3 Paramètres de convergence et pas de temps

La convergence du modèle sur SEEP/W est basée sur la stabilisation de la solution numérique de l'équation de Richards en conditions non-saturées.

SEEP/W évalue la convergence à chaque itération du modèle en comparant deux solutions successives à l'aide d'un critère de tolérance prédéfini. Le nombre maximal d'itérations a été fixé à 500 avec une tolérance de différence de charge de pression maximale de 0,005 m et une exigence d'égalité sur deux chiffres significatifs. Pour la vérification du Cas 3 (cellule Lys-2 végétalisée), la tolérance de différence de charge de pression maximale a été ajustée à 0,01 m afin de permettre la convergence des modèles.

Les pas de temps suivent une progression linéaire avec une augmentation par heure. Les résultats sont sauvegardés selon l'intervalle d'enregistrement sur le terrain :

- 6 heures pour 2017,
- 2 heures pour 2018, et
- 1 heure pour 2019, 2020 et 2021.

SEEP/W offre divers outils pour surveiller la convergence du modèle, tels que :

- Graphique de nœuds non-convergeants,
- Nombre d'itérations pour la convergence à chaque pas de temps,
- Erreur du bilan hydrique,
- Graphique de la fonction de perméabilité définie par l'utilisateur versus la fonction de perméabilité simulée par le modèle.

3.2.3.4 Maillage

SEEP/W permet de discrétiser le domaine d'étude en un ensemble d'éléments finis de taille et de forme définies. Ceci permet d'approximer la solution des équations aux dérivées partielles (EDP) qui régissent le problème étudié par un système d'équations algébriques plus facile à résoudre.

Le maillage utilisé pour l'ensemble des matériaux est de 0,005 m, ce qui donne un total de 240 nœuds dans le stérile, 80 nœuds dans le mort-terrain et 20 nœuds dans la terre végétale.

3.2.3.5 Conditions initiales et aux limites

Deux types de conditions doivent être définies dans le modèle : 1) conditions initiales obtenues dans cette étude à partir d'une modélisation en régime permanent et 2) conditions aux frontières en régime transitoire.

Les conditions initiales définissent l'état initial de l'écoulement de l'eau dans le sol qui serviront de point initial pour la simulation en régime transitoire. Dans ce projet, des conditions de charge de pression d'eau ont été définies pour établir la teneur en eau volumique dans la terre végétale et le mort-terrain (voir tableau 3.21). L'objectif était d'assurer la cohérence avec les conditions hydrogéologiques réelles des cellules de terrain en milieu non saturé et celles au temps $t=0$.

Dans les simulations en régime transitoire, deux conditions frontières ont été définies : 1) LCI à la surface du modèle et 2) charge totale de 0 m à l'entrée du drain à la base du modèle. La condition

aux frontières LCI permet l'introduction des conditions météorologiques telles que les précipitations, l'humidité relative, la vitesse du vent, la température, l'albédo de la surface et la latitude. Ces deux derniers paramètres permettent la définition de la radiation solaire nette, utilisée pour calculer l'évaporation de l'eau à partir de la surface du sol. Parmi les conditions météorologiques, seules les précipitations ont nécessité une conversion en flux d'eau. La conversion a été effectuée en divisant par $3,6 \times 10^6$ ($1000 \frac{mm}{m} \times 3600 \frac{s}{h}$) les précipitations enregistrées par la station météorologique en mm/h pour obtenir de $m^3/s/m^2$.

La figure 3.19 illustre les conditions aux limites établies pour la modélisation numérique et les valeurs utilisées pour chaque modèle sont présentées au tableau 3.21.

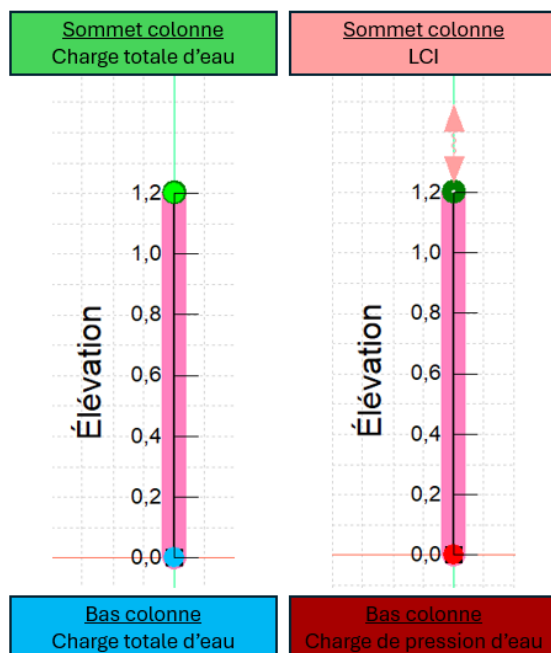


Figure 3.19 : Types de conditions aux limites utilisées dans la modélisation sur SEEP/W. Exemple du modèle numérique du Cas 1 avec à gauche les conditions limites en régime permanent et à droite les conditions limites en régime transitoire.

Tableau 3.21 : Conditions aux limites pour le calibrage et la vérification de chaque cas.

Cas	Étape	Sommet – Charge totale d'eau (m)	Bas colonne – Charge totale d'eau (m)	Sommet – LCI	Bas colonne – Charge de pression d'eau (m)
		Régime permanent		Régime transitoire	
Cas 1	Calibrage	0,01	0	Données météo 2018	0
Cas 1	Vérification			Données météo 2021	
Cas 2	Calibrage			Données météo 2017	
Cas 2	Vérification			Données météo 2020	
Cas 3	Calibrage			Données météo 2020	
Cas 3	Vérification			Données météo 2021	

3.2.3.6 Albédo et rayonnement solaire sur SEEP/W

Le coefficient d'albédo utilisé pour la modélisation numérique varie selon la surface. Les valeurs d'albédo du mort-terrain et de la terre végétale ont été déterminées en utilisant les valeurs définies par Fredlund et al. (2012) présentées à la figure 2.8. Pour la surface de feuilles, la valeur utilisée découle des travaux de Sieber et al. (2019). Les valeurs d'albédo retenues pour chaque substrat sont les suivantes :

- Cas 1 – Roches stériles : L'albédo choisi est de 0,2.
- Cas 2 – Terre végétale : L'albédo choisi est de 0,1.
- Cas 3 – Saules : L'albédo choisi est de 0,216.

Le rayonnement solaire est estimé par SEEP/W en introduisant la latitude du projet ainsi que la date de départ du modèle. Le rayonnement solaire a été réparti sinusoïdalement à chaque jour pour une latitude de 48,105632 degrés (voir figure 3.20).

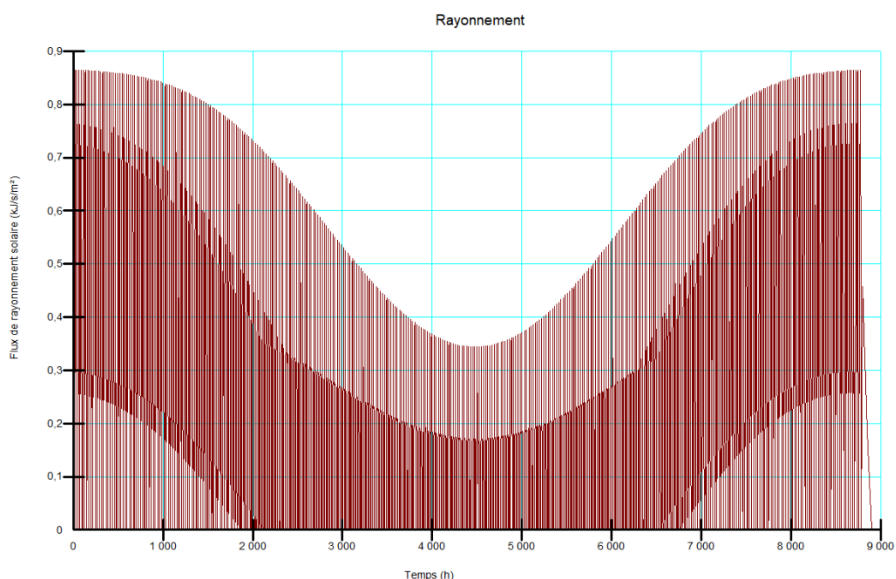


Figure 3.20 : Exemple de répartition sinusoïdale journalière sur SEEP/W pour la vérification cas 3 sans végétation en 2017.

3.2.3.7 Paramètres de végétation pour le cas 3

La fonction LCI permet également de définir des paramètres de végétation afin de déterminer la quantité d'eau absorbée par les racines des plantes et perdue par évaporation. Ces paramètres seront définis pour les années 2020 et 2021.

3.2.3.7.1 Indice de surface foliaire

La fonction LCI permet également de définir des paramètres de végétation afin de déterminer la quantité d'eau absorbée par les racines des plantes et perdue par évapotranspiration. Ces paramètres seront définis pour les années 2020 et 2021.

3.2.3.7.2 Indice de surface foliaire

Au début de la saison de croissance, l'indice de surface foliaire (LAI) est nul car les feuilles des saules (espèce d'arbuste à feuilles caduques) ne sont pas encore sorties. Pour nos simulations, il est considéré que cette végétation prend environ 14 jours pour atteindre son LAI maximal, qui reste ensuite constant jusqu'à 14 jours avant la fin de la saison de croissance. À ce moment-là, la valeur du LAI redescend à zéro car les saules perdent leurs feuilles. Le saule *Salix miyabeana clone Sx64* est un clone sélectionné pour sa croissance rapide, il est donc considéré que l'expansion de ses feuilles se fait en 14 jours après éclosion des bourgeons, ce qui est un peu plus rapide que ce qui est rapporté dans la littérature (21 à 30 jours, (Jones et al., 1999; Kudo, 2003)). Également, une seule cohorte de feuilles a été considérée pour simplifier la courbe de LAI.

Année 2020 :

- La période de la saison de croissance s'étend du 15 mai au 8 octobre.
- Les données de percolation de la cellule Lys-2 couvrent la période du 6 août au 23 septembre.

Année 2021 :

- La période de la saison de croissance s'étend du 9 mai au 21 octobre.
- Les données de percolation de la cellule Lys-2 couvrent la période du 1^{er} juin au 19 octobre.

La figure 3.21 présente les fonctions du LAI (indice de surface foliaire) moyen en fonction du temps pour les années 2020 et 2021 pendant la saison de croissance. Les fonctions qui seront utilisées dans les modélisations du cas 3 sont également représentées en traits pointillés.

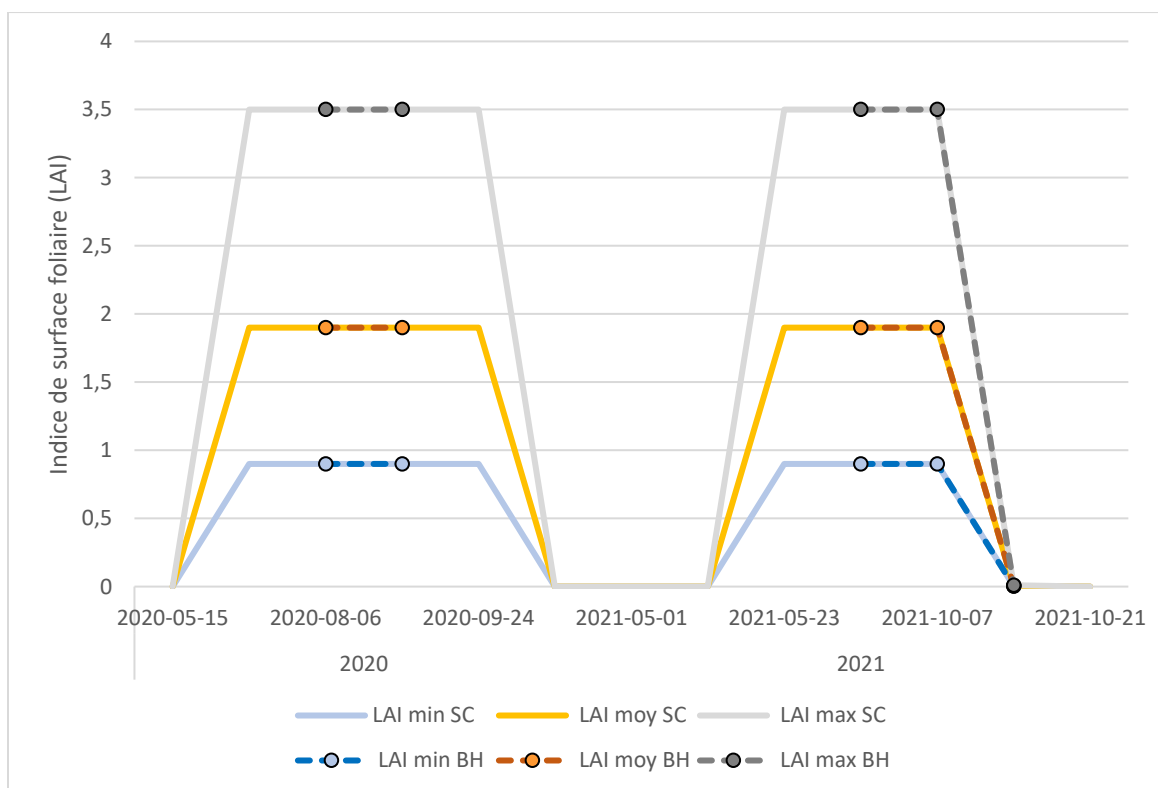


Figure 3.21 : Variation du LAI minimum, moyen et maximum en fonction du temps pour les années 2020 et 2021 et fonctions de LAI utilisées pour le calibrage et la vérification du cas 3 végétalisé.

3.2.3.7.3 Profondeur maximale d'enracinement (R_{tmax})

Le R_{tmax} est également une fonction qui dépend du temps. Bien que les racines de la cellule Lys- 2 aient colonisé les roches stériles jusqu'au drain, la profondeur maximale d'enracinement utilisée pour les modélisations sera limitée à l'épaisseur du recouvrement, soit 0,5 m. Ce choix a été fait car la rétention hydrique dans les roches stériles est considérée comme très faible. Par conséquent, les racines ne peuvent utiliser que l'eau stockée dans les couches supérieures du sol. Ainsi, la fonction de R_{tmax} implémentée dans SEEP/W est donc une fonction constante sur toute la période de modélisation.

3.2.3.7.4 Densité de longueur racinaire normalisée (NRLD)

La fonction de NRLD selon la profondeur normalisée pour l'année 2020 est présentée à la figure 3.22.

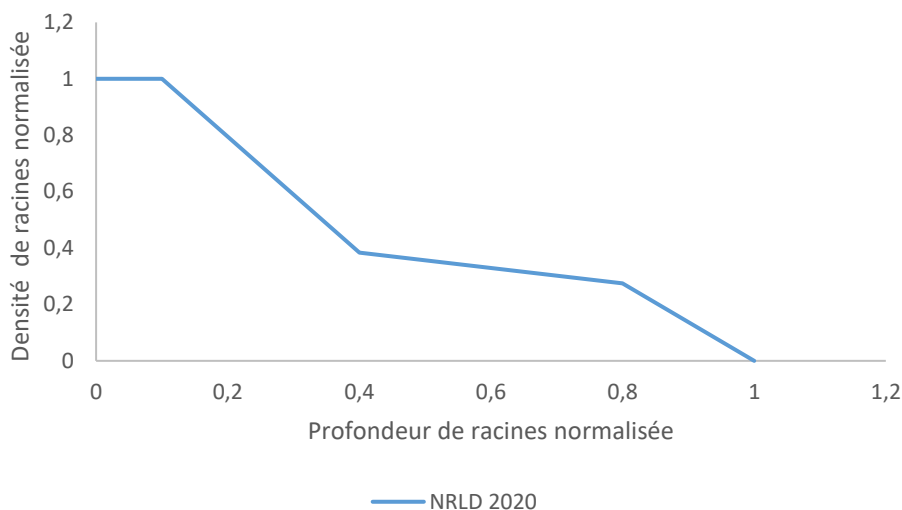


Figure 3.22 : Fonctions de densité de racines normalisée selon la profondeur normalisée pour la modélisation sur SEEP/W.

La courbe de la NLRD présente une diminution progressive de la densité racinaire en fonction de la profondeur. Cette fonction sera utilisée pour la calibration et la vérification du Cas 3 car on suppose que la distribution de la densité racinaire ne varie pas entre 2020 et 2021.

3.2.3.7.5 Fraction de recouvrement du sol en fonction du LAI

Sur SEEP/W, la fonction de la fraction du couvert végétal permet d'établir la relation entre le recouvrement du sol en fonction du LAI. Les données de la fraction du couvert végétal ont été détaillées au tableau 3.13 à la section 3.1.4.3. La figure 3.23 présente les fonctions du couvert végétal utilisées pour la modélisation numérique.

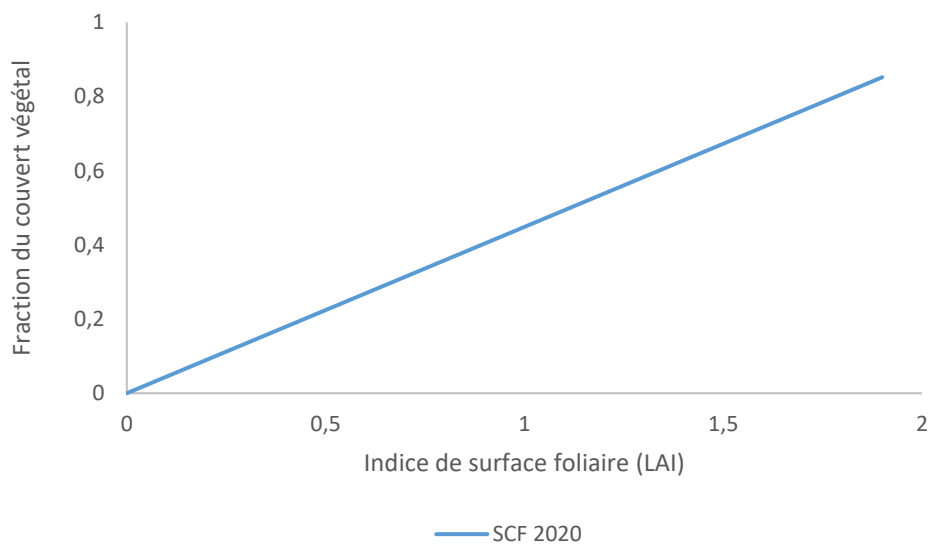


Figure 3.23 : Fonctions de la fraction du couvert végétal pour la modélisation sur SEEP/W.

3.2.3.7.6 Fonction de limite d'humidité

La fonction de la limite d'humidité représente la capacité des racines à extraire l'eau lorsque la succion dans le sol augmente. Pour le saule utilisé pour le calibrage et la vérification du Cas 3, la relation utilisée est présentée à la figure 3.24.

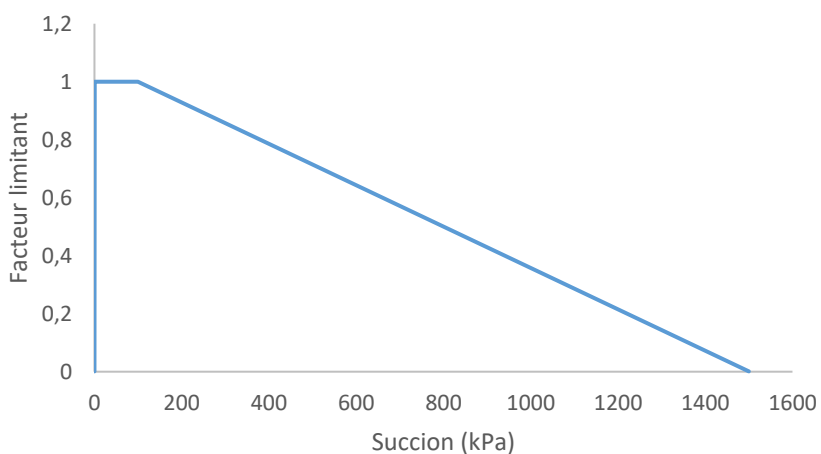


Figure 3.24 : Fonction de la limite d'humidité insérée dans SEEP/W.

3.2.3.8 Propriétés hydrogéologiques de matériaux

La définition des propriétés hydrogéologiques de chaque matériau sur SEEP/W nécessite l'attribution d'une courbe de rétention d'eau (CRE) et d'une fonction de perméabilité ($k_u(\theta)$) (se référer à l'annexe F du mémoire). Les propriétés hydrogéologiques des matériaux incluent la CRE, la teneur en eau du sol à saturation (θ_{sat}), la teneur en eau résiduelle (θ_r) et la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}). La fonction de perméabilité est déterminée par SEEP/W en utilisant l'équation semi-analytique présentée par van Genuchten (1980), basée sur le modèle de Mualem (1976) (eq. D.21).

Des propriétés hydrogéologiques initiales ont été définies pour chaque matériau selon chaque cas. Elles ont ensuite été affinées au fil des modélisations pour reproduire au plus près le comportement hydrogéologique observé sur le terrain. Seules les CRE et les fonctions de perméabilité des modèles retenus seront présentées dans cette section. L'ensemble des courbes des modèles peuvent être trouvés à l'annexe G. La figure 3.25 présente les CRE et $k_u(\theta)$ des matériaux et le tableau 3.22 synthétise les propriétés de ces matériaux.

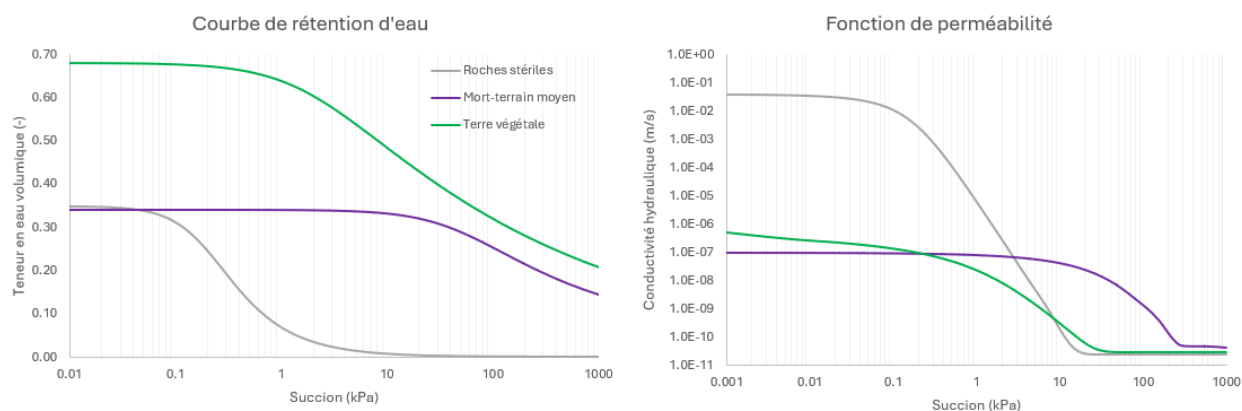


Figure 3.25 : CRE et fonctions de perméabilités des matériaux correspondant aux modèles numériques calibrés et vérifié.

Tableau 3.22 : Propriétés hydrogéologiques des matériaux correspondant aux modèles numériques calibrés et vérifiés.

Matériau	k_{sat} (m/s)	θ_{sat}	θ_r	α_{vG} (kPa)	n_{vG}
Stériles*	$4,0 \times 10^{-2}$	0,35	0,001	0,2	2
Mort-terrain**	$9,78 \times 10^{-7}$	0,31	0,1	11	-
Terre végétale	$5,29 \times 10^{-6}$	0,68	0,078	0,25	-

* Source : Lavoie-Deraspe (2019) et ** Valeurs de la CRE du mort-terrain provenant des travaux de Proteau et al. (2023).

3.3 Nomenclature des modèles

Une nomenclature a été établie pour identifier les modèles numériques et elle est de la forme suivante : MP.C_L-E-C.

M : Modèle.

P : Ensemble des propriétés hydrogéologiques du modèle.

C_L : Spécifications sur la condition aux limites LCI (variation de la pression à la surface du modèle et évaporation pendant les épisodes pluvieux).

E : Étape (Calibrage (C) ou Vérification (V)).

C : Numéro de Cas (C1 pour Cas 1, C2 pour Cas 2 et C3 pour Cas 3).

3.4 Série de modélisations

L'ensemble des modèles numériques réalisés pour calibrer et vérifier chaque cas est présenté dans cette section.

Il est à noter que la fonction LCI permet de définir une fonction pour limiter la pression à la surface du modèle nommée (*MPWP – Minimum Pore Water Pressure*) et de définir si l'évaporation peut se produire pendant les événements pluvieux (noté EVP pour simplifier). Lorsque la valeur de MPWP est déterminée par le logiciel SEEP/W, la lettre C est utilisée dans le tableau pour *Computed* (calculé). Le modèle de Penman-Wilson (PW) a été utilisé pour le calcul de l'évaporation.

Les tableaux 3.24, 3.25 et 3.26 résument les paramètres clés de chaque modèle. Ces paramètres incluent le nom du modèle, les propriétés hydrogéologiques des matériaux, les paramètres variables de la fonction LCI (MPWP et EVP) et les paramètres de végétation. Les modèles calibrés et vérifiés pour chaque cas sont indiqués dans chaque tableau.

Tableau 3.23 : Série de modèles du Cas 1.

Étape	Modèle	k_{sat} (m/s)	AEV (kPa)	n_vG	θ_r	θ_s	MPWP (kPa)	EVP
Calibrage	M0.1-C-C1	$4,7 \times 10^{-3}$	0,2	2	0,35	0,001	C	Non
	M0.2-C-C1	$4,7 \times 10^{-3}$	0,2	2	0,35	0,001	C	Oui
	M0.3-C-C1	$4,7 \times 10^{-3}$	0,2	2	0,35	0,001	-12	Non
	M0.4-C-C1	$4,7 \times 10^{-3}$	0,2	2	0,35	0,001	-12	Oui
	M1-C-C1	$4,0 \times 10^{-2}$	0,2	2	0,35	0,001	-12	Oui
	M2-C-C1	$4,0 \times 10^{-2}$	0,2	2	0,35	0,001	-12	Non
Vérification	M1-V-C1	$4,0 \times 10^{-2}$	0,2	2	0,35	0,001	-12	Non

Tableau 3.24 : Série de modèles du Cas 2.

Étape	Modèle	CRE MT*	TS k_{sat} (m/s)	MT k_{sat} (m/s)	MT AEV (kPa)	MT θ_r	MT θ_s	MPWP (kPa)	EVP
Calibrage	M1-C-C2	Moy AP	$5,29 \times 10^{-7}$	$9,78 \times 10^{-8}$	11	0,1	0,34	-12	Non
	M2-C-C2	1 AP	$5,29 \times 10^{-7}$	$9,78 \times 10^{-8}$	11	0,1	0,36	-12	Non
	M3-C-C2	1 AP	$5,29 \times 10^{-7}$	$9,78 \times 10^{-8}$	11	0,1	0,36	-12	Oui
	M4-C-C2	1 AP	$5,29 \times 10^{-5}$	$9,78 \times 10^{-7}$	11	0,1	0,36	-12	Non
	M5-C-C2	Moy AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	11	0,1	0,34	-12	Oui
	M6-C-C2	3 AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	10	0,1	0,31	-12	Oui
	M7-C-C2	1 AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-8}$	11	0,1	0,36	-12	Non
	M8-C-C2	3 AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	10	0,1	0,31	-17	Non
	M9-C-C2	3 AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	10	0,1	0,31	-14	Non
Vérification	M1-V-C2	Moy AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	11	0,1	0,34	-12	Oui
	M2-V-C2	Moy AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	11	0,1	0,34	-17	Oui
	M3-V-C2	Moy AP	$5,29 \times 10^{-6}$	$9,78 \times 10^{-7}$	11	0,1	0,34	-20	Oui

* Courbes de rétention d'eau provenant des travaux de Proteau et al. (2021) présentées dans l'annexe F.

Tableau 3.25 : Série de modèles du Cas 3.

Étape	Modèle	Modèle d'ET	LAI	MPWP (kPa)	EVP
Calibrage	M1-C-C3	PW	1,9 (moy)	-14	Oui
	M2-C-C3	PW	3,5 (max)	-14	Oui
	M3-C-C3	PW	0,9 (min)	-14	Oui
	M4-C-C3	PW	1,9 (moy)	-20	Oui
	M5-C-C3	PW	0,9 (min)	-20	Oui
Vérification	M2-V-C3	PW	0,9 (min)	-20	Oui
	M3-V-C3	PW	0,9 (min)	-17	Oui

3.5 Outil de sélection de la meilleure simulation

L'erreur quadratique moyenne (RMSE) est calculée pour comparer la percolation observée et prédite par simulation. La RMSE est un indicateur crucial pour évaluer la performance des simulations numériques et identifier la simulation qui reproduit le plus fidèlement la réalité observée. Elle s'exprime dans les mêmes unités que la variable mesurée et représente l'erreur moyenne quadratique entre les valeurs.

Le calcul de la RMSE pour cette étude s'est déroulé en plusieurs étapes :

1. Récupération des données observées et simulées de percolation : Les données de percolation observées ont été obtenues par des mesures sur le terrain, tandis que les données simulées proviennent des simulations numériques. Le pas de temps d'enregistrement des données simulées correspond au pas de temps d'enregistrement des données de terrain.
2. Calcul de la différence entre les valeurs observées et simulées pour chaque pas de temps : Pour chaque pas de temps, la différence entre la valeur de percolation observée et la valeur simulée correspondante a été calculée. Cette différence représente l'erreur de la simulation pour ce pas de temps précis.
3. Mise au carré des différences : Chaque différence calculée à l'étape 2 a ensuite été mise au carré.
4. Calcul de la moyenne des valeurs mises au carré : La moyenne de toutes les valeurs mises au carré obtenues à l'étape 3 a été calculée. Cette moyenne représente la variance moyenne de l'erreur de simulation.
5. Racine carrée de la variance moyenne de l'erreur : La racine carrée de la variance moyenne de l'erreur calculée à l'étape 4 correspond à la valeur de la RMSE. Elle représente l'erreur moyenne quadratique entre les valeurs observées et les valeurs simulées de percolation.

Il est important de noter que le pas de temps des mesures a été pris en compte dans le calcul de la RMSE. Pour chaque année, les données de terrain ont été enregistrées avec un pas de temps différent : 6 heures en 2017, 2 heures en 2018 et 1 heure en 2019, 2020 et 2021. Cela permet de s'assurer que la RMSE prend en compte la variabilité temporelle des données et ne biaise pas les résultats en faveur d'une année ou d'un pas de temps particulier.

4 RÉSULTATS ET DISCUSSION – MESURES DE TERRAIN

Des mesures sur le terrain ont été réalisées pour atteindre l'un des objectifs spécifiques de l'étude : quantifier l'impact de l'ajout de sol et d'une plante modèle ligneuse à croissance rapide (*Salix miyabeana* Sx64) sur la répartition relative des composantes du bilan hydrique de roches stériles restaurées.

Pendant cinq saisons de croissance, trois paramètres clés du bilan hydrique ont été mesurés : les précipitations, la percolation et la teneur en eau volumique du sol (ou stockage). Cette dernière n'a pas été mesurée directement sur les roches stériles en raison de leur très faible capacité de rétention d'eau. Des valeurs de teneur en eau massique, déterminées en début et en fin de projet dans le MT- SP et la terre végétale, ont servi de comparaison aux mesures des sondes de teneur en eau volumique en 2017 et 2021.

Cette section présente d'abord les mesures de précipitations pour les différentes périodes du bilan hydrique. Ensuite, elle compare la dynamique de percolation et la répartition des composantes du bilan hydrique pour évaluer, dans un premier temps, l'effet de l'ajout d'une couche de sol sur la percolation et, dans un deuxième temps, l'effet de l'ajout de la végétation sur l'évapotranspiration. L'évolution de la croissance de la végétation est également présentée pour comprendre son influence sur les composantes percolation et évapotranspiration.

4.1 Mesures de précipitations

Durant cinq saisons de croissance (2017-2021), des mesures de précipitations ont été réalisées sur le terrain afin de quantifier l'eau reçue par les cellules de terrain. La figure 4.1 présente la distribution mensuelle des précipitations, cumulée pour chaque période de calcul du bilan hydrique, ainsi que le taux de précipitation journalière. Les précipitations en dehors du bilan hydrique ont été fixées à zéro pour simplifier la présentation des données. Le taux de précipitation journalière permet de comparer les données sur un même pied d'égalité, en tenant en compte de la variation de la durée des bilans hydriques.

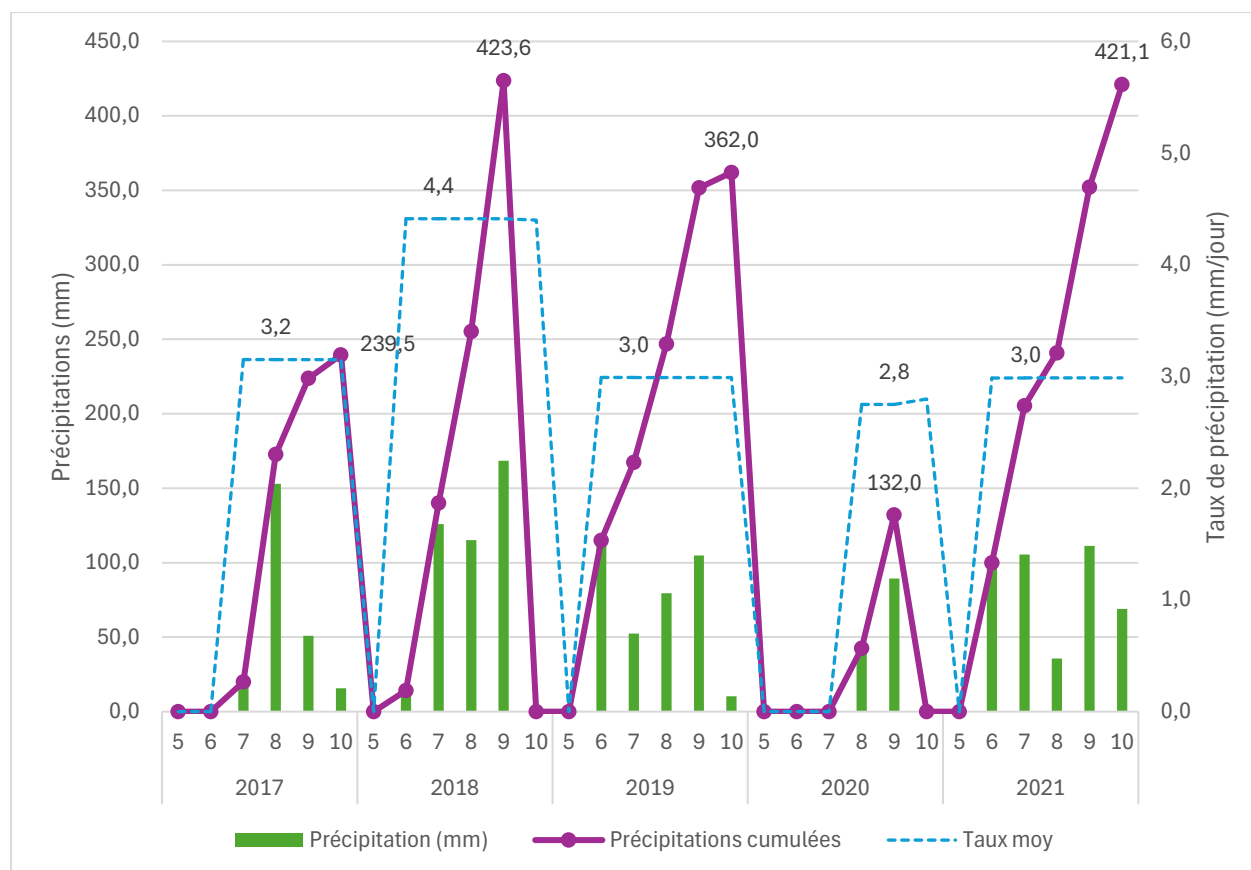


Figure 4.1 : Évolution des précipitations et comparaison entre les périodes de mesure du bilan hydrique au cours des cinq années de suivi.

En 2017, le mois d'août a été le plus pluvieux avec 153 mm de pluie, avec un taux moyen de précipitations de 3,2 mm par jour pour la période de mesure. L'année suivante, 2018, s'est avérée la plus humide des cinq années de suivi, avec un total de 423,6 mm de précipitations enregistré sur une période d'observation d'environ 3 mois (96 jours). Le taux moyen des précipitations pour cette année-là s'élevait à 4,4 mm par jour. Un point notable est à souligner pour l'année 2018, marquée par une pluie centennale le 5 septembre, durant laquelle 75 mm de pluie sont tombés en 24 heures, avec une intensité maximale enregistrée de 20 mm par heure sur une période de deux heures (Guittonny et al., 2019). Entre 2019 et 2021, le taux moyen de précipitations était semblable, entre 2,8 et 3,0 mm par jour.

4.2 Caractérisation de la percolation et du bilan hydrique des roches stériles et évaluation de l'effet de l'ajout d'une couche de sol sur les stériles

La cellule Lys-5 permet de décrire la percolation et la répartition des composantes du bilan hydrique dans des roches stériles exposées aux conditions atmosphériques. De plus, elle sert de témoin puisqu'elle n'a pas de recouvrement de sol, tandis que la cellule Lys-4 est recouverte de mort-terrain (MT-SP) et de terre végétale. L'effet de l'ajout d'une couche de sol sur la percolation et la répartition des composantes du bilan hydrique a été évalué en comparant les cellules Lys-5 et Lys-4.

L'évaluation de la dynamique de percolation permet d'analyser la réponse des cellules de terrain aux différents épisodes pluvieux. La figure 4.2 présente les volumes d'eau de percolation cumulés des cellules Lys-4 et Lys-5, ainsi que le volume cumulé des précipitations pour chaque période de mesure.

La répartition relative des composantes du bilan hydrique sur toute la durée des périodes de mesures permet de comparer les données entre les cellules et entre les années. La figure 4.3 présente la proportion des composantes du bilan hydrique en termes de pourcentage de précipitations cumulées pour chaque période de mesure pendant les cinq ans de suivi.

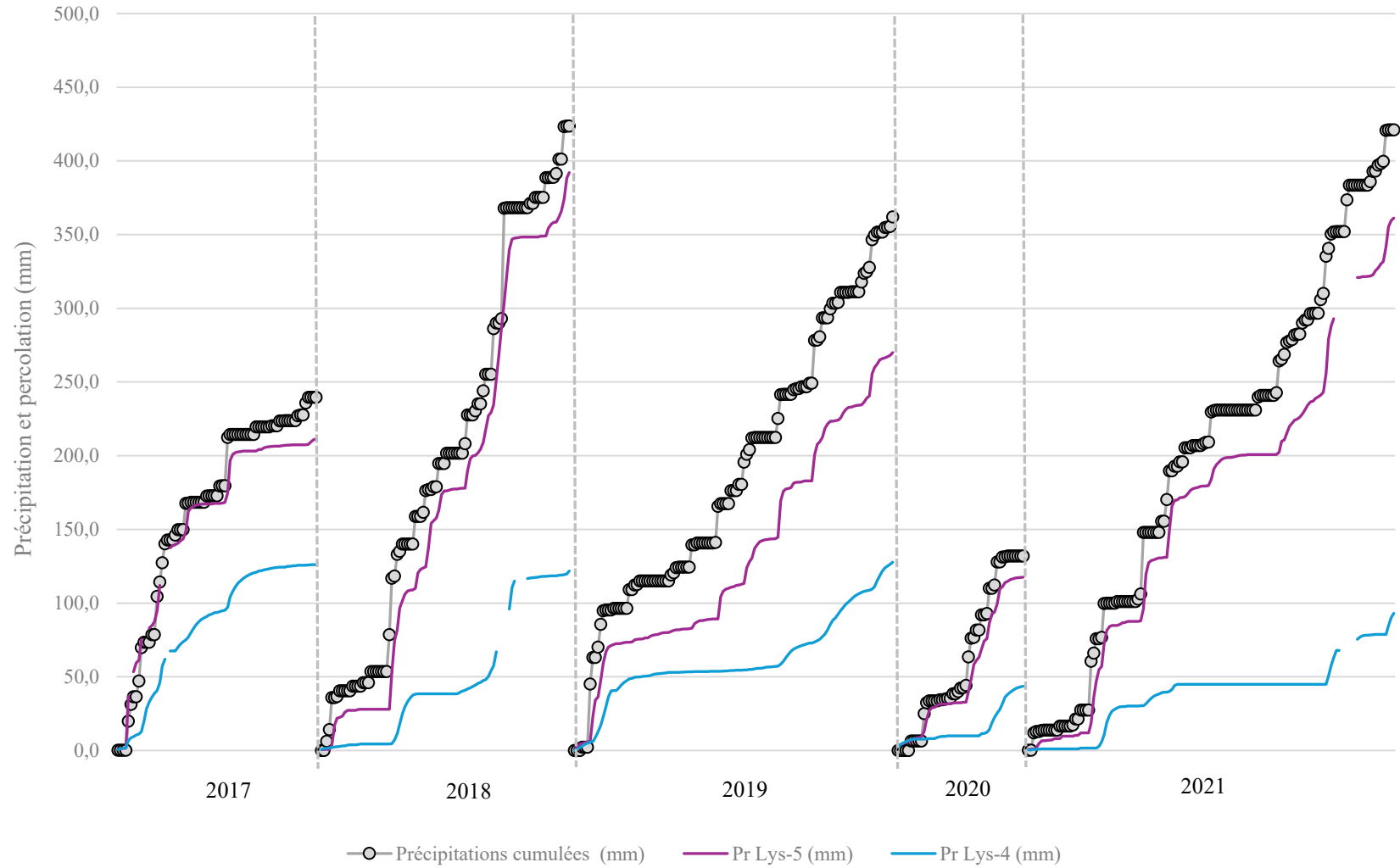


Figure 4.2 : Percolation cumulative (Pr) et précipitations cumulées pour les années 2017 à 2021 pour les cellules lysimètres (Lys-5 : cellule témoin sans recouvrement – Lys-4 : cellule avec recouvrement non végétalisé).

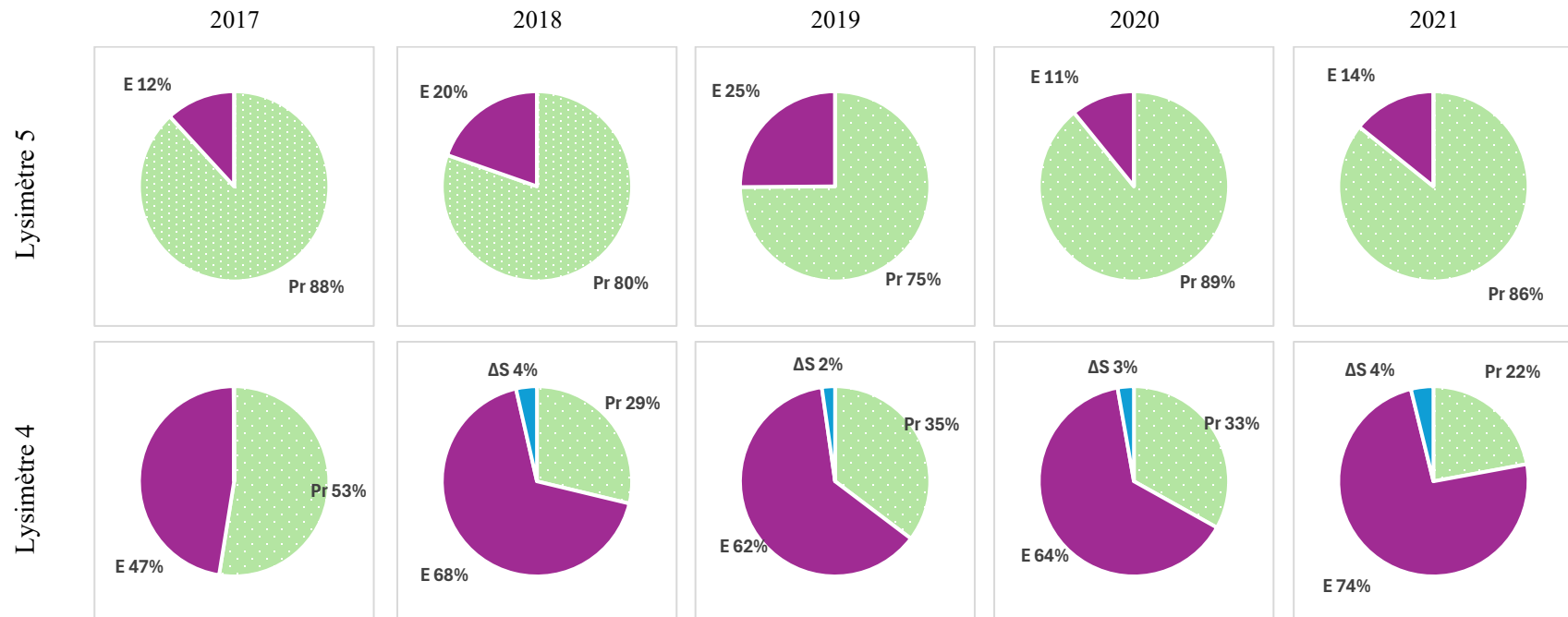


Figure 4.3 : Proportion relative des composantes du bilan hydrique en termes de pourcentage des précipitations cumulées pour les périodes de mesures en 2017-2021 : percolation cumulée (Pr), évaporation cumulée (E) et stockage relatif (ΔS) d'eau pour les cellules Lys- 4 et Lys- 5.

La figure 4.2 montre des dynamiques de percolation cumulée pour la cellule Lys-5 qui suivent de près celles des précipitations cumulées. Un événement pluvieux entraîne un épisode de percolation dans les roches stériles. Sur la ligne supérieure de la figure 4.3, pour la cellule Lys-5, la percolation est la composante dominante du bilan hydrique des roches stériles seules, variant entre 75 % et 86 % des précipitations cumulées selon les années.

La percolation cumulative de la cellule Lys- 4 est nettement inférieure à celle de la cellule Lys- 5 (figure 4.2). Seuls les événements pluvieux les plus importants ($> 1,4$ mm/h en 2017 et 10 mm/h en 2021) se traduisent par un épisode de percolation dans les roches stériles recouvertes de sol de la cellule Lys- 4. Sur les quatre dernières années de suivi, l'évaporation est la composante principale du bilan hydrique de la cellule Lys-4, représentant entre 62 % et 74 % des précipitations cumulées (figure 4.3). La variation du stockage d'eau dans le sol de couverture est relativement faible et stable d'une année à l'autre, représentant entre 0 % et 4 % des précipitations cumulées. La percolation enregistrée en 2017 pour la cellule Lys-4 est de 53 % tandis que celles enregistrées entre 2018 et 2021 sont plus faibles et varient entre 22 % et 35 % des précipitations cumulées.

Les travaux de recherche de Power et al. (2018), menés sur une halde à stérile avec un recouvrement de type stockage-relargage en climat humide, ont montré que la percolation pouvait représenter entre 24 à 31 % des précipitations cumulées l'année entière. En comparaison, les valeurs de percolation observées dans la cellule Lys-4 sont similaires à celles de Power et al. (2018) partir de 2018.

En comparant la distribution des composantes du bilan hydrique des cellules Lys-4 et Lys-5, il est possible d'affirmer que, dès la première année, l'ajout d'un recouvrement de sol de 0,5 m sur la cellule Lys-4 a permis de réduire de 36 % le volume d'eau de précipitation qui percole, atteignant un pic de 64 % de réduction du volume d'eau de précipitation percolant en 2021.

4.3 Ratio infiltration/évaporation pour les roches stériles

Le ratio infiltration/évaporation (R_{I-E}) des roches stériles peut également être appelé ratio percolation/évaporation (R_{P-E}). Ce changement de terminologie est justifié car, dans le cas des roches stériles, la rétention d'eau est négligeable.

D'après les résultats présentés à la figure 4.3, le R_{I-E} des roches stériles varie entre 300 % et 820 % et les ratios le plus élevés sont obtenus en 2017 et 2020.

Ces valeurs élevées du R_{I-E} s'expliquent principalement par la faible rétention d'eau des roches stériles : L'eau s'infiltre rapidement dans le sol et s'évapore à partir de la surface, sans être retenue par la matrice du sol.

Ces valeurs sont du même ordre de grandeur ou plus élevées que celles trouvées dans la littérature. En effet, Marcoline (2008), Nicholls et al. (2019) et de Carey et al. (2005) ont obtenu des valeurs de R_{I-E} comprises entre 63 % et 138 %.

4.4 Évaluation de l'effet potentiel de la végétation sur l'évapotranspiration et le bilan hydrique

L'effet de l'ajout de végétation sur l'évapotranspiration et la percolation a été évalué en comparant plusieurs paramètres entre les cellules Lys- 2 et Lys-4. La cellule Lys-4 sert de référence car elle n'est pas végétalisée, tandis que la cellule Lys-2 a été végétalisée avec 81 boutures de saules en 2017. Au cours des cinq années de suivi, cette végétation a connu une croissance tant au niveau aérien qu'au niveau souterrain (figure 4.4) pouvant affecter le prélèvement d'eau par la végétation.

Les paramètres comparés sont :

- Variation de la teneur en eau dans les couches de sol (figure 4.5) : Changement de la quantité d'eau présente dans le sol à trois profondeurs différentes (5 cm, 20 cm et 40 cm) avec (Lys- 2) et sans (Lys- 4) colonisation racinaire.
- Dynamique d'évapo(transpi)ration cumulative (figure 4.6) : Évolution des pertes d'eau par les processus d'évaporation (Lys- 4) et d'évapotranspiration (Lys- 2) et conséquences sur la dynamique de percolation.
- Répartition des composantes du bilan hydrique (figure 4.7) : Proportion de chaque composante (percolation (Pr), évapotranspiration (ET) et variation du stockage (ΔS)) par rapport aux précipitations dans le bilan hydrique global.

4.4.1.1 Évolution de la hauteur et diamètre de la végétation

La figure 4.4 présente l'évolution du diamètre moyen à la base du tronc (mm) et de la hauteur maximale moyenne (cm) des saules de la cellule Lys-2 entre 2017 et 2021.

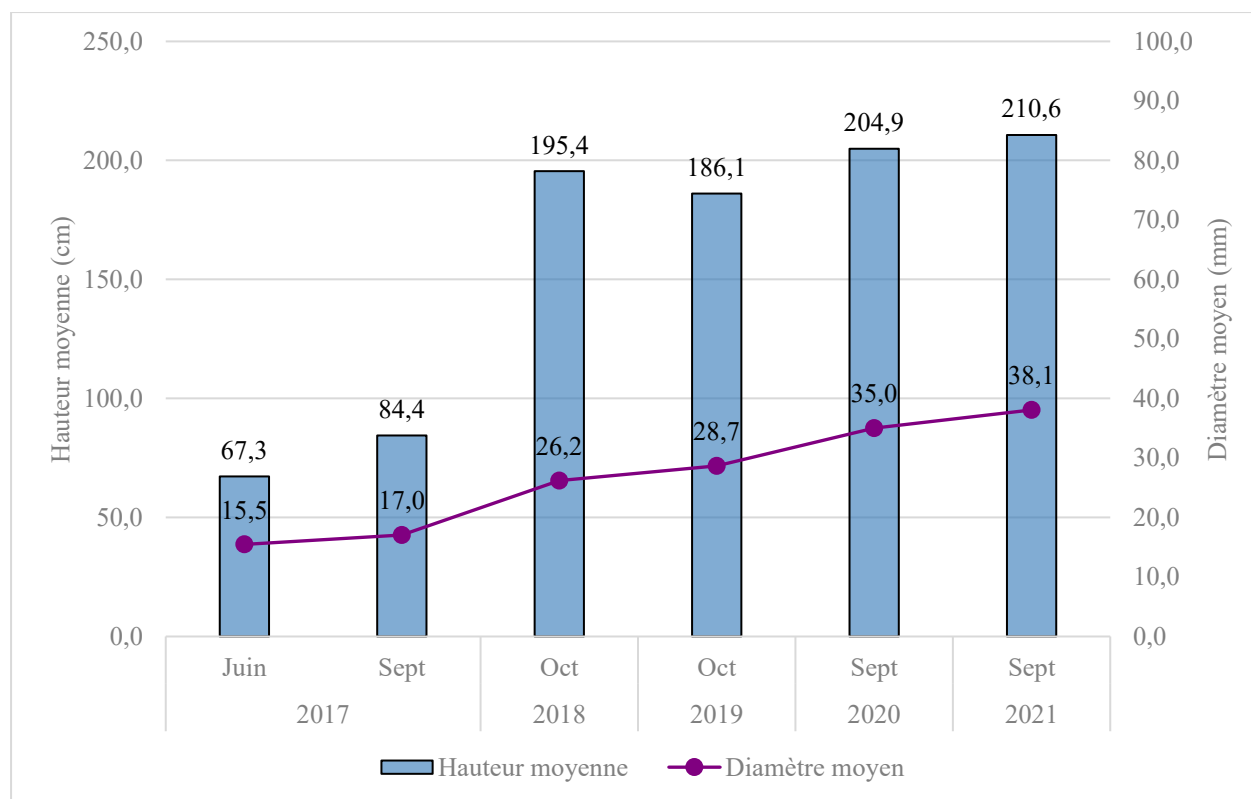


Figure 4.4 : Évolution des moyennes (N=81) du diamètre et de la hauteur des saules de la cellule Lys-2 sur cinq ans (2017-2021).

La hauteur moyenne des saules a presque triplé entre 2017 et 2018 et a ralenti ensuite. Le diamètre moyen à la base du tronc des saules a augmenté régulièrement entre 2017 et 2021 mais cette augmentation était plus prononcée entre 2017 et 2018. En bref, les saules de la cellule Lys-2 ont connu une croissance importante en diamètre et en hauteur sur cinq ans. Comme les saules utilisés sont des arbustes, leur croissance se fait rapidement en largeur plutôt qu'en hauteur.

En comparaison avec les résultats de Mosseler et Major (2015) concernant les saules de l'espèce *Salix interior* dans un contexte climatique similaire, la croissance en hauteur des saules de la cellule Lys-2 (*Salix miyabeana*, clone Sx64) est plus importante. Mosseler et Major (2015) ont étudié la croissance de 16 saules de l'espèce *Salix interior* plantés dans deux types de substrats différents : un épandage de gravier grossier et un mort-terrain de schiste. Leur étude a révélé que la hauteur moyenne des saules, trois ans après la plantation, pouvait varier entre 72 et 111 cm.

Par ailleurs, Mosseler et al. (2016) ont examiné la croissance en diamètre de cinq espèces différentes de saules âgés de 2 ans plantés au jardin botanique de Montréal. Leur observation a

montré que le diamètre moyen à la base du tronc variait entre 12 et 14 mm pour ces jeunes arbustes. Ces valeurs sont inférieures au diamètre moyen mesuré sur les saules de la cellule Lys-2, qui atteint 26 mm à la fin de la deuxième saison de croissance.

Les hauteurs et diamètres obtenus sont similaires à ceux des *Salix viminalis* (autre clone à croissance rapide) plantés dans le substrat donnant les meilleurs résultats de croissance (50 cm de sol végétal sur résidus) dans les travaux de Guitttonny-Larchevêque et Pednault (2016) à Canadian Malartic.

4.4.1.2 Évolution des paramètres du bilan hydrique

Teneur en eau volumique

L'évolution des teneurs en eau dans le sol des cellules Lys-4 et Lys-2 sur chaque période de bilan hydrique est illustrée à la figure 4.5. Cette figure présente également les teneurs en eau obtenues à partir des données de teneur en eau massique (w %) permettant de valider les lectures des sondes.

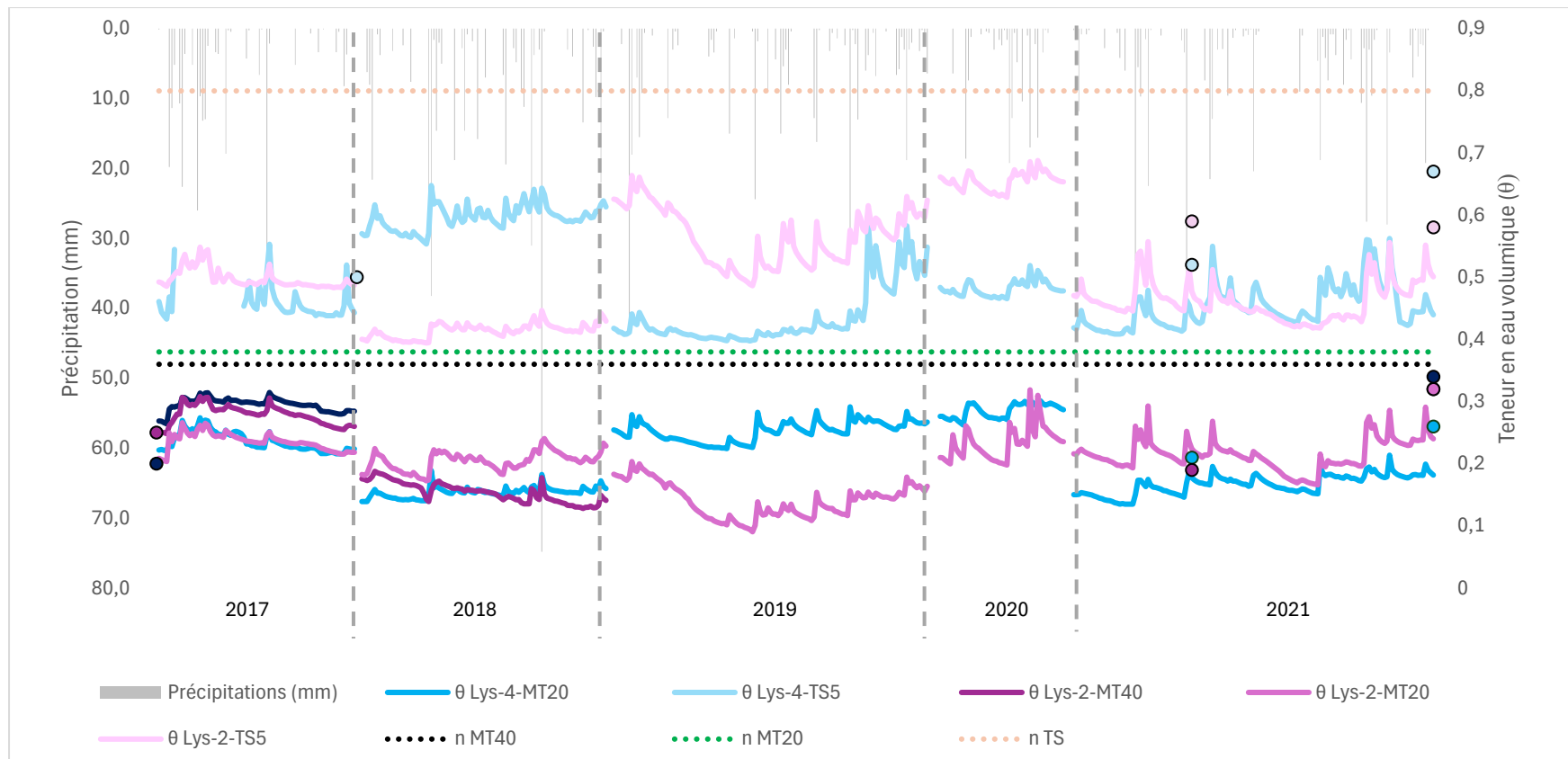


Figure 4.5 : : Évolution de la teneur en eau (lignes) dans le mort-terrain (MT-SP) (à 40 et 20 cm de profondeur, soit MT40 et MT20) et la terre végétale (à 5 cm de profondeur, soit TS5) des cellules Lys-2 (rose) et Lys-4 (bleu) et des précipitations (gris) entre 2017 et 2021. Mesures de la teneur en eau massique convertie en TEV (points) (méthode de l'anneau et cône de sable). Porosité moyenne (n) (lignes pointillées) par matériau obtenues avec la méthode de l'anneau.

Il est important de noter que la variation de la TEV sur la figure 4.5 n'est pas continue entre les années et que la durée de chaque période est différente.

Certains problèmes ont été rencontrés avec quelques sondes TEV :

- 2018 – Lys-4 : Sonde MT40 est devenue dysfonctionnelle.
- 2019 – Lys-2 : Sonde MT40 est devenue dysfonctionnelle
- 2019 – Lys-4 : Sonde TS5 présente peu de réaction à la pluviométrie avant le 10 septembre.

Ainsi, la variation du stockage d'eau en 2019 dans la terre végétale pour la cellule Lys-4 a été déterminée avec la moyenne des TEV de la terre végétale des autres cellules de terrain.

En s'appuyant sur les données de la figure 4.5, on constate que la teneur en eau volumique dans le sol (TEV ou θ) est toujours plus élevée dans la terre végétale que dans l'ensemble du MT-SP, ce qui est en accord avec la porosité plus élevée de la terre végétale par rapport au mort-terrain. Le mort-terrain présente des TEV correspondant à des conditions non saturées pour l'ensemble des périodes de mesures des cinq années. La saturation varie entre 35 % et 87 % dans le MT40 et entre 24 % et 81 % dans le MT20.

En général, la dynamique de la teneur en eau volumique (θ) suit la dynamique de la pluviométrie, que ce soit pour la terre végétale ou le MT-SP, avec quelques exceptions. Notamment, la sonde TEV TS5 en 2018 de la cellule Lys- 2 montre une plus faible réponse aux périodes humides et sèches.

En 2017 et 2021, les valeurs TEV du MT-SP (MT40 et MT20) et leur dynamique sont très semblables pour les deux cellules et il y a une faible différence entre les valeurs de TEV de la terre végétale. En 2018, 2019 et 2020, il y a un écart entre les TEV des mêmes matériaux pour les deux cellules, mais cet écart s'inverse entre 2018 et les deux années suivantes.

En 2018, année de la plus forte croissance des saules, il y a un grand écart entre les TEV de la terre végétale pour les deux cellules. La TEV de la cellule Lys-2 oscille entre 0,40 et 0,43 tandis que la TEV de la cellule Lys-4 oscille entre 0,57 et 0,61.

Pour le MT-SP, les teneurs en eau volumique calculées à partir des mesures de teneur en eau massique ont donné des valeurs de TEV semblables aux valeurs enregistrées par les sondes en 2017 et en juillet 2021. Néanmoins, en octobre 2021, les valeurs sont un peu plus élevées que les valeurs

lues par les sondes. Pour la terre végétale, en 2021, les valeurs de TEV données par les sondes sont inférieures à celles obtenues via les mesures de TEM.

Dynamique d'évapo(transpi)ration et des précipitations

La dynamique d'évaporation de la cellule Lys-4, d'évapotranspiration de la cellule Lys-2 et des précipitations pour 2017 à 2021 sont présentées à la figure 4.6. La figure 4.7 montre la distribution des composantes du bilan hydrique en termes de pourcentage des précipitations cumulées.

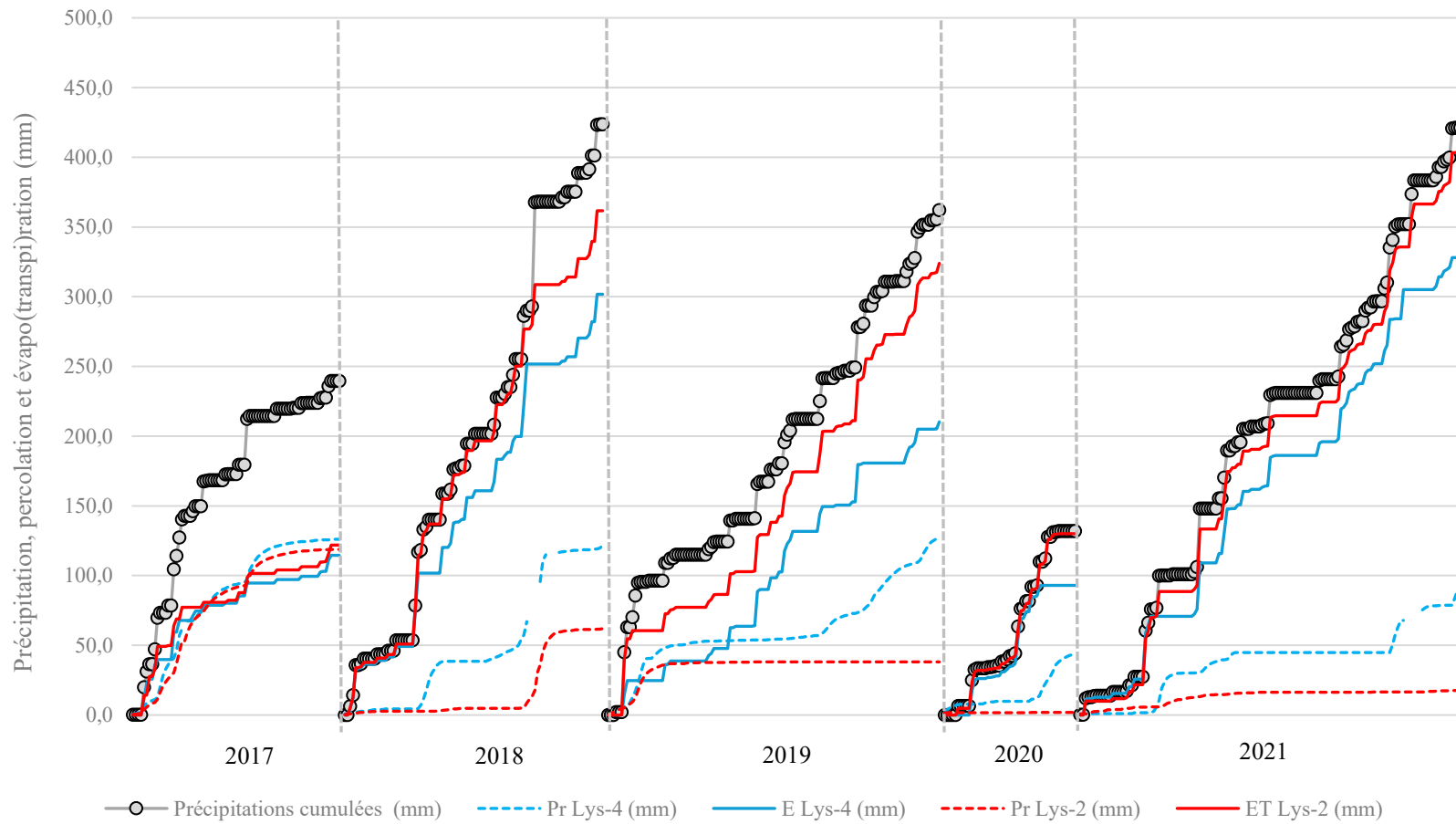


Figure 4.6 : Évaporation et évapotranspiration cumulative (trait plein), percolation cumulative (trait pointille) et précipitations cumulées pour les années 2017 à 2021 pour les cellules lysimètres (Lys- 4 (bleu) : cellule avec recouvrement non végétalisé – Lys-2 (rouge) : cellule avec recouvrement végétalisé).

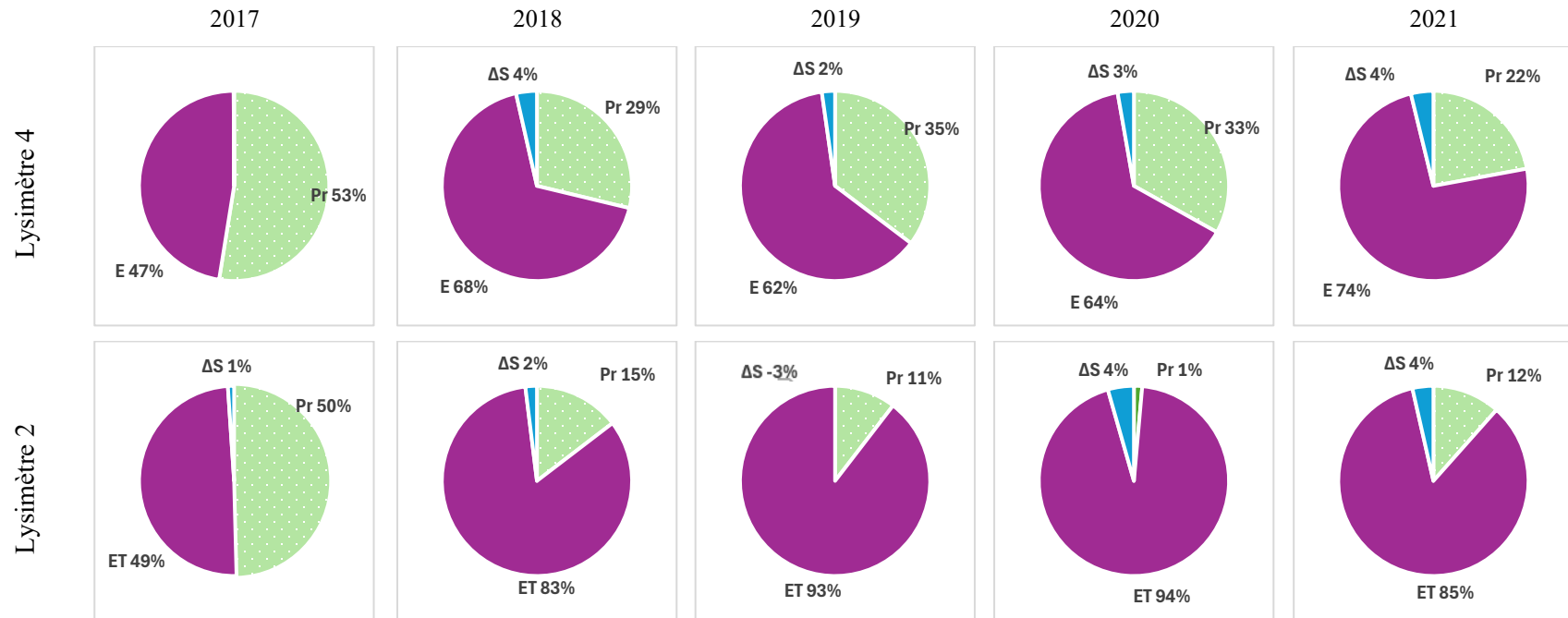


Figure 4.7 : Distribution des composantes du bilan hydrique en termes de pourcentage des précipitations cumulées pour les périodes de mesures en 2017-2021 : percolation cumulée (Pr), évaporation cumulée (E – Lys-4), évapotranspiration cumulée (ET – Lys-2) et stockage relatif (ΔS) d'eau pour les cellules Lys- 2 et Lys- 4.

Dès la 2^e année du suivi, l'évapo(transpiration)ration représente la composante principale du bilan hydrique dans les cellules Lys-4 et Lys-2, contribuant entre 62 % et 74 % et entre 83 % et 94 %, respectivement, des précipitations cumulées.

La similarité observée entre l'évapotranspiration de la cellule Lys-2 et l'évaporation de la cellule Lys-4 en 2017 s'explique par le jeune âge de la végétation dans la cellule Lys-2 à cette époque et son faible développement la première année d'établissement. À partir de la deuxième année de suivi, l'évapotranspiration cumulée dans la cellule Lys-2 surpasse systématiquement l'évaporation cumulée dans la cellule Lys-4. En conséquence, la percolation diminue à des valeurs entre 15 et 1 % des précipitations cumulées dès 2018 sur la cellule Lys-2 végétalisée, par rapport à des valeurs de percolation deux fois plus élevées ou plus sur la cellule Lys-4 sans végétation. Il est à noter que l'évapotranspiration déduite de la mesure des autres composantes sur Lys-2 inclut l'interception.

Sur la figure 4.6, la percolation cumulée augmente après la plupart des événements pluvieux pour Lys-2, alors que pour le Lys-4, la dynamique de percolation cumulée est moins sensible aux événements pluvieux. La pluie centennale de 2018 a engendré des percolations importantes dans les deux cellules Lys-2 et Lys-4.

Les variations du stockage d'eau dans le sol s'avèrent similaires pour les deux cellules sur l'ensemble de la période d'étude, avec des valeurs faibles représentant entre -3 % et 4 % des précipitations cumulées.

Ainsi, en comparant la distribution des composantes du bilan hydrique des cellules Lys-2 et Lys-4, il est possible d'affirmer que, dès la deuxième année, l'ajout d'une plantation de saules à croissance rapide sur la cellule Lys-2 a permis de réduire le volume d'eau de précipitation qui percole de 14 %, atteignant un pic de 32 % de réduction du volume d'eau percolant en 2020, par rapport à la cellule Lys-4 sans plantation.

4.5 Discussion sur les résultats de terrain et incertitudes

Cette section vise à amener des informations supplémentaires aux résultats de terrain présentés dans les sections précédentes et elle s'articule autour de plusieurs points :

- La percolation et le bilan hydrique des roches stériles non restaurées.
- L'efficacité du recouvrement de sol pour réduire la percolation et améliorer le bilan hydrique des roches stériles.
- L'efficacité du recouvrement de sol végétalisé pour réduire la percolation en augmentant la composante d'évapotranspiration.
- Les défis et incertitudes liés aux mesures dans les cellules de terrain.

4.5.1 Percolation et bilan hydrique des roches stériles non restaurées – Cellule Lys-5

Pour rappel, la cellule Lys-5, composée de roches stériles nues exposées aux conditions atmosphériques, a servi de modèle pour évaluer la dynamique de percolation et la répartition des composantes du bilan hydrique sur des roches stériles non restaurées pendant cinq saisons de croissance (2017 à 2021). Il est à noter que la caractérisation du bilan hydrique, plus précisément de la percolation, des roches stériles nues est un aspect original de l'étude, car peu d'informations sont disponibles dans la littérature.

Les résultats de la figure 4.3 mettent en évidence que la percolation représente la composante principale du bilan hydrique des roches stériles nues, comptant pour entre 75 % et 86 % des précipitations cumulées selon les années. De plus, la dynamique de percolation cumulée pour la cellule Lys-5 suit de près celle des précipitations cumulées, en particulier lors des années ou périodes caractérisées par des épisodes de précipitations intenses (voir figure 4.2) comme 2017 et 2018.

Le ratio percolation/évaporation (R_{P-E}) pour des roches stériles nues dépasse 100 % en raison de leur capacité à favoriser l'infiltration de l'eau grâce à leur surface rugueuse et à faciliter le passage de l'eau en raison de leur faible capacité de rétention d'eau et de leur grande conductivité hydraulique. Dans le cas des roches stériles de la cellule Lys-5, ce ratio varie entre 300 % et 820 %, dépassant les valeurs trouvées dans les travaux de Marcoline (2008), Nicholls et al. (2019) et de Carey et al. (2005), où il se situe entre 63 %, 122 % et 138 %.

Il est important de noter que les travaux de Marcoline (2008) et Carey et al. (2005) ont été effectués en Saskatchewan, une province canadienne caractérisée par un climat continental sec avec des précipitations moyennes annuelles de 460 mm et un potentiel d'évaporation de 705 mm. En outre,

les travaux de Nicholls et al. (2019) et Carey et al. (2005) ont principalement porté sur la détermination de l'évaporation à l'aide d'une station d'Eddy covariance, tandis que la percolation (ou l'infiltration pour le cas de Carey et al. (2005)) a été estimée à partir du bilan de masse d'eau en utilisant l'équation du bilan hydrique. Pour ce faire, deux hypothèses ont été formulées : premièrement, que le ruissellement est négligeable en raison de la planéité de la surface (pente inférieure à 5°), et deuxièmement, pour Nicholls et al. (2019) que le stockage d'eau à l'intérieur de la structure est très faible en raison de la granulométrie grossière du matériau (77 % de sable grossier et de cailloux, 18 % de sable et 5 % de fines).

Plusieurs facteurs peuvent expliquer les valeurs élevées de R_{P-E} observées dans la cellule Lys-5. Premièrement, les roches stériles utilisées dans la construction de la cellule Lys-5 étaient des roches stériles non criblées, contenant de gros blocs de roche, avec peu de fines ($\sim 5\%$ de particules de diamètre $< 80\ \mu\text{m}$), et elles ont été placées sans être compactées, ce qui a entraîné des propriétés hydrogéologiques qui favorisent une infiltration et une percolation importantes lors des épisodes de pluie. Deuxièmement, la conductivité hydraulique saturée des roches stériles de la cellule Lys-5 était de $4 \times 10^{-2}\ \text{m/s}$, une valeur deux à quatre fois plus élevée que celles utilisées dans les travaux de Marcoline (2008) (5×10^{-4} à $5 \times 10^{-6}\ \text{m/s}$). Troisièmement, le climat humide de l'Abitibi-Témiscamingue se traduit par un faible potentiel d'évaporation par rapport aux précipitations annuelles, ce qui augmente le volume d'eau pouvant percoler. En effet, le climat semi-aride de la région où Marcoline (2008) a réalisé son projet favorise l'évaporation, ce qui peut expliquer en partie les valeurs plus élevées de R_{P-E} observées dans le cas de la cellule Lys-5. Il est important de noter que Marcoline (2008) a réalisé ses mesures sur l'ensemble de l'année, tandis que la présente étude se concentre sur la période de croissance végétale de juin à octobre.

En revanche, les travaux de Nicholls et al. (2019) réalisés en Colombie-Britannique présentent des taux de précipitations annuelles similaires à ceux de l'Abitibi-Témiscamingue, avec une précipitation annuelle de 613 mm (67 % liquides). De plus, Nicholls et al. (2019) ont également considéré la période de croissance végétale de mai à octobre pour leur étude, ce qui permet une comparaison plus directe avec les résultats de la présente étude.

Les stériles étudiés par Nicholls et al. (2019) proviennent de mines de charbon et ont une distribution granulométrique similaire à celle des stériles utilisés dans ce projet, bien que la proportion de la fraction grossière soit légèrement plus élevée que celle des stériles de Nicholls et

al. (2019). En effet, les stériles de Nicholls et al. (2019) sont composés de 77,4 % de sable grossier et de cailloux, 18,2 % de sable et 4,4 % de fines, tandis que les stériles de ce projet sont composés de 81,5 % de gravier, 13,5 % de sable et 5 % de fines.

Il est important de noter que la distribution granulométrique des stériles utilisée dans ce projet a été effectuée sur du matériel tamisé à 5 cm (Lavoie-Deraspe, 2019), alors que dans la cellule Lys- 5, la taille des roches stériles pouvait atteindre 50 cm de diamètre. Ainsi, la différence de granulométrie entre les stériles du Lys-5 et ceux de Nicholls et al. (2019) peut expliquer en partie les différences observées dans les résultats des deux études.

4.5.2 Efficacité du recouvrement de sol pour réduire la percolation – Cellule Lys-4

L'efficacité du recouvrement de sol sur la cellule Lys-4 a été évaluée en comparant la répartition des composantes du bilan hydrique et la dynamique de percolation avec celles de la cellule Lys-5. Un recouvrement de 0,5 m (40 cm de mort-terrain (MT-SP) et 10 cm de terre végétale) a été placé sur les roches stériles de Lys-4, ce qui a eu un impact significatif sur le bilan hydrique.

La percolation a été réduite de manière importante avec le recouvrement de sol, atteignant une réduction de 36 % en 2017 et une réduction maximale de 64 % en 2021. En conséquence, l'évaporation est devenue la composante dominante du bilan hydrique à partir de la deuxième année, représentant entre 62 % et 74 % des précipitations cumulées. La réduction de la percolation par le recouvrement présentait une variabilité interannuelle, attribuable aux différences de répartition des précipitations, de température et d'intensité des événements pluvieux.

Power et al. (2018) ont évalué la performance d'un recouvrement de type SR sur une halde à stérile située en Nouvelle-Écosse (Canada). Cette halde était recouverte d'une couche de sol de 50 cm d'épaisseur composée de 36 % de gravier, 43 % de sable et 21 % de particules fines. La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) de la couche de sol variait entre $2,7 \times 10^{-7}$ m/s (mesurée en laboratoire) et $5,4 \times 10^{-5}$ m/s (mesurée sur le terrain).

La réduction du volume de percolation atteinte en 2017 sur le Lys-4 est comparable aux réductions répertoriées par Power et al. (2018) qui ont varié entre 28 % et 34 % des précipitations. Néanmoins, la réduction de la percolation a ensuite augmenté, montrant une meilleure performance que celle de Power et al. (2018).

Le MT-SP du Lys-4 a présenté des conditions non saturées sur les cinq années de suivi. La saturation dans la couche supérieure du MT-SP a varié entre 35 % et 93 %, tandis que la couche inférieure affichait une saturation de 73 % à 90 %. Cette variation de saturation dans la couche supérieure du MT-SP indique sa capacité à stocker l'eau des précipitations pendant les périodes humides et à la relâcher pendant les périodes sèches.

Le recouvrement de 0,5 m sur la cellule Lys-4 s'est avéré efficace à moyen terme (5 ans) dans la réduction de la percolation et l'augmentation de l'évaporation. Sa performance est comparable et même supérieure à celle observée par Power et al. (2018).

4.5.3 Efficacité du recouvrement de sol végétalisé pour réduire la percolation en augmentant la composante d'évapotranspiration.

L'efficacité du recouvrement de sol végétalisé sur la cellule Lys-2 a été évaluée en comparant la répartition des composantes du bilan hydrique et la dynamique de percolation entre les cellules Lys-4 et Lys-2. Un recouvrement de 0,5 m (40 cm de mort-terrain (MT-SP) et 10 cm de terre végétale) a été placé sur les roches stériles de Lys-2 et végétalisé avec des saules à croissance rapide. Cette installation a eu un impact significatif sur le bilan hydrique, plus particulièrement sur l'évapotranspiration.

En 2017, la percolation du Lys-2 ressemblait à celle du Lys-4, indiquant que la végétation n'avait pas encore d'influence significative sur le bilan hydrique. À partir de la deuxième année de suivi, l'évapotranspiration est devenue la principale composante du bilan hydrique de la cellule Lys-2, avec une diminution de la percolation variant entre 11 % et 32 % comparée au Lys-4 et de 66 % à 88 % comparée au Lys-5. Cette augmentation de l'évapotranspiration est fortement liée à la croissance des saules, dont la hauteur a presque triplé entre 2017 et 2018.

La transpiration, non mesurée directement dans ce projet, peut être estimée par la soustraction de l'évaporation du Lys-4 à l'évapotranspiration du Lys-2. En 2018, la transpiration estimée pour le Lys-2 représentait 16 % des précipitations, atteignant 30 % en 2019 et 2020.

Le taux maximal d'évapotranspiration (ET) pour la cellule Lys-2 a été enregistré en 2018 avec un taux de 3,7 mm/j. Cette valeur est comparable à la moyenne de $4,6 \pm 4,2$ mm/j documentée par Frédette et al. (2019b) pour différentes espèces de saules sur 16 pays différents sous différents climats. Notamment, sur les 57 études compilées, 29 études ont été localisées sous climat aride et

semi-aride et 12 sous climat humide. Dans cette revue de littérature, le *Salix miyabeana clone Sx64*, un saule à croissance rapide, a montré des taux d'ET variant entre 2,5 et 3,9 mm/j selon son âge. Le *clone Sx67*, quant à lui, a atteint un taux d'ET de 22,7 mm/j en raison de sa maturité (racines âgées de plus de 5 ans) (Frédette et al., 2019a). En comparaison, les espèces de saules à croissance lente comme le *Salix amygdalina* ont des taux d'ET plus bas, entre 0,6 et 3 mm/j pour une plantation âgée de 1 à 5 ans (Frédette et al., 2019b).

Le peuplier faux-tremble, une espèce à feuille caduque commune dans la région boréale, présente des taux d'ET variant entre 3,08 mm/j et 3,45 mm/j (Brown et al., 2014). Des études sur des peupliers faux-trembles matures (environ 70 ans) en Saskatchewan ont montré un taux d'ET de 1,75 mm/j pour la période de croissance (1er mai au 30 septembre) avec 300 mm de précipitations (Hogg et al., 1997). Enfin, les travaux de Hadiwijaya et al. (2020) ont montré que le sapin baumier, une autre espèce de la forêt boréale, peut atteindre des taux d'ET allant de 1,95 mm/j à 2,08 mm/j.

En conclusion, les taux d'ET des saules varient en fonction de l'espèce, de l'âge et des conditions environnementales. Ils sont généralement plus élevés pour les espèces à croissance rapide et les arbres matures. En comparaison, d'autres essences de la forêt boréale qui pourraient s'installer à long terme sur le site minier restauré, comme le peuplier faux-tremble et le sapin baumier (Bouchard et al., 2018), ont des taux d'ET comparables ou inférieurs aux saules.

4.5.4 Défis et incertitudes liés aux mesures dans les cellules terrain

Plusieurs sources d'incertitude ont été rencontrées sur le terrain pendant la réalisation de ce projet de maîtrise, principalement liées à la précision des mesures des instruments (station météorologique et sondes TEV), le nombre limité de sondes pour l'évaluation du stockage d'eau dans le sol, l'interception des précipitations par les feuilles des saules qui n'a pas été évaluée, l'influence des racines sur les propriétés hydrogéologiques des matériaux et l'hypothèse du stockage nul dans les stériles.

4.5.4.1 Station météorologique - Pluviométrie

Les données météorologiques utilisées dans cette étude proviennent de la station HOBO U30, qui présente certaines incertitudes. La précision de la température et de l'humidité relative est de $\pm 0,2$ °C et $\pm 2,5$ % respectivement, ce qui peut influencer les estimations de l'évapotranspiration (à

prendre en compte pour la partie modélisation). La précision du pluviomètre est de $\pm 1,0$ %, ce qui correspond à des marges d'erreur de :

- $\pm 2,4$ mm pour 2017 (239 mm de précipitations)
- $\pm 4,24$ mm pour 2018 (423,6 mm de précipitations)
- $\pm 3,62$ mm pour 2019 (362 mm de précipitations)
- $\pm 1,32$ mm pour 2020 (132 mm de précipitations)
- $\pm 4,21$ mm pour 2021 (421,1 mm de précipitations)

L'incertitude du pluviomètre n'affecte pas considérablement le volume cumulé sur chaque période de mesures, sauf en 2017 pour le Lys-2. L'évapotranspiration pourrait alors devenir la plus importante composante du bilan hydrique, passant de 49 % à 51 % des précipitations cumulées.

4.5.4.2 Sondes de teneur en eau

Avant la construction des cellules de terrain avec recouvrement, chaque sonde de teneur en eau volumique (θ) a été testée et calibrée pour garantir son bon fonctionnement et convertir les données de mV en m^3/m^3 (voir annexe C). Cependant, des pannes de sondes sont survenues au cours du suivi de terrain, limitant l'accès aux données TEV pour le mort-terrain (MT-SP) inférieur entre 2019 et 2021 et pour la terre végétale du Lys-4 en 2019. La sonde TEV MT40 du Lys-4 a notamment enregistré des valeurs négatives en 2020.

Le choix des sondes à utiliser pour le calcul du stockage d'eau dans le sol a également posé des défis, pour plusieurs raisons :

- L'inversion du branchement de certaines sondes a complexifié le traitement des données. Cette inversion s'est produite sur le terrain à la suite d'un débranchement des sondes lié à une traction exercée par les fils pris dans la neige, suivi d'un rebranchement sur des ports différents.
- L'ajout de nouvelles sondes TEV pour remplacer celles en panne a pu affecter la porosité du matériau et modifier son comportement hydrogéologique.

Enfin, les travaux des chercheurs à l'UQAT ont montré qu'avec le temps, les valeurs de teneur en eau volumiques des sondes ont tendances à varier davantage (ex. Bussière et al., 2009). Parmi les hypothèses énoncées, il y a la possibilité que les sondes bougent légèrement avec les cycles de gel-

dégel, créant un espace vide entre la sonde et le sol. Ce phénomène pourrait amener des incertitudes au niveau des valeurs de TEV et expliquer des différences observées entre les valeurs prédites et mesurées.

4.5.4.3 Estimation de la percolation pendant les débordements

La surveillance des cellules lysimètres sur cinq ans a été ponctuée par des débordements des réservoirs d'eau de percolation. Cette perte d'eau non négligeable faussait le calcul du volume de percolation, nécessitant une correction des données.

Pour corriger le volume de percolation et tenir compte de l'eau perdue, une méthodologie basée sur le rapport entre la percolation cumulée et les précipitations cumulées a été appliquée (détaillée en chapitre 3). Cependant, deux points importants peuvent être soulevés concernant cette méthode.

Premièrement, le rapport est appliqué sur la période précédant le début du débordement. Il est possible que ce rapport ne représente pas avec exactitude la vitesse d'écoulement de l'eau de percolation pendant le débordement, car cette dernière est fortement liée à l'intensité des précipitations. Deuxièmement, le rapport s'applique à la quantité de pluie cumulée durant la période de débordement. Or, il est arrivé de ne pas observer de précipitations pendant un débordement, ce qui peut entraîner une sous-estimation de la percolation.

En conclusion, la méthode utilisée pour corriger les données a permis d'obtenir une estimation du volume de percolation sur toute la période de mesure, mais il est important de noter ses limites.

4.5.4.4 Considération de l'interception

La répartition des composantes du bilan hydrique a été calculée en considérant le volume total cumulé des précipitations, sans toutefois prendre en compte l'interception par la canopée végétale. En effet, des études comme celle de Frédette et al. (2019a) ont démontré que l'interception des précipitations par le saule *Salix miyabeana clone Sx67* au Québec, avec un LAI de 7,9, représente 25 % des précipitations. L'interception peut être déterminée en utilisant l'équation développée par Martin et Stephens (2006), qui repose sur l'indice de surface foliaire (LAI). En prenant en considération les valeurs minimale, moyenne et maximale du LAI dans notre étude (0,9, 1,9 et 3,5), l'interception pourrait représenter 4 % des précipitations pour un LAI de 0,9, 7 % pour un LAI moyen et jusqu'à 12 % des précipitations pour un LAI de 3,5.

Étant donné que l'interception peut représenter 7 % des précipitations pour un LAI moyen de 1,9, il en découle que l'estimation de l'évapotranspiration pourrait être surestimée de cette valeur. Lorsque cette composante est soustraite des précipitations cumulées, l'évapotranspiration de la cellule Lys-2 pourrait représenter 42 %, 76 %, 86 %, 87 % et 78 % des précipitations cumulées pour chaque période en 2017, 2018, 2019, 2020 et 2021 respectivement. Malgré le fait que l'interception n'a pas été prise en compte, l'évapotranspiration reste la principale composante du bilan hydrique de la cellule Lys-2 pour les années 2018 à 2021, comme souligné précédemment.

4.5.4.5 Influence des racines sur les propriétés des matériaux

Le saule est connu pour développer un réseau important de racines latérales (Wilkinson, 1999) pouvant s'étendre sur 9 mètres (Phillips et al., 2014) et, comme observé lors du démantèlement de la cellule Lys-2, atteindre une profondeur d'environ 1,7 mètre (ce qui a pu causer le colmatage du géotextile).

Les travaux de Proteau et al. (2023) sur la colonisation racinaire des saules *Salix miyabeana* Sx64 dans la cellule Lys-2 ont démontré que les racines ont peu d'effet sur les propriétés hydrogéologiques du MT-SP après quatre ans. Cependant, bien que Proteau et al. (2023) aient montré que les racines n'ont pas modifié les propriétés hydrogéologiques du mort-terrain à court terme, l'incertitude subsiste quant à l'effet à long terme de ces racines (Bussière et Guittonny, 2021b). En effet, il est attendu de voir une croissance du diamètre des racines avec le temps et ceci pourrait avoir un impact sur la formation des macropores dans le sol et la diminution de la k_{sat} du matériau (Bodner et al., 2014). Des macropores plus larges que 0,3 mm peuvent former des chemins d'écoulement préférentiel (Jarvis, 2020) ce qui pourrait affecter le régime d'écoulement (Beven et Germann, 1982) et augmenter le volume de percolation (Bussière et Guittonny, 2021b).

4.5.4.6 Hypothèse du stockage nul dans les stériles

Comme déjà mentionné, les roches stériles utilisées dans la construction des cellules lysimètres (Lys-5, Lys-4 et Lys-2) étaient caractérisées par une granulométrie grossière, avec de gros blocs de roches et une faible teneur en fines (~ 5 % de particules de diamètre $< 80 \mu m$). En raison de cette faible proportion de particules fines dans la matrice du substrat, l'hypothèse d'un stockage d'eau nul à l'intérieur de ces roches a été formulée. Si le stockage n'est pas nul, cela signifie que les roches stériles peuvent retenir une certaine quantité d'eau, ce qui n'a pas été pris en compte dans

l'estimation de l'évaporation et de l'évapotranspiration. Par conséquent, l'évaporation et l'évapotranspiration réelles pourraient être légèrement inférieures à celles calculées.

5 RÉSULTATS ET DISCUSSION – MODÉLISATION NUMÉRIQUE

Ce chapitre se concentre sur l'évaluation de la performance de modèles numériques unidimensionnels pour prédire les composantes percolation et stockage du bilan hydrique des roches stériles restaurées avec un recouvrement en sol. Des simulations numériques ont été réalisées à l'aide du logiciel SEEP/W pour atteindre cet objectif.

Ce chapitre présente premièrement l'ensemble des résultats du bilan hydrique obtenus par simulation numérique pour chaque cas étudié. L'analyse de ces résultats a permis de choisir le modèle numérique qui se rapproche le plus de la dynamique d'écoulement observée sur le terrain. L'analyse se focalisera ensuite sur la dynamique de la percolation et sur la variation de la teneur en eau dans le sol en comparant les données réelles aux résultats numériques pour les cas calibrés et vérifiés.

5.1 Cas 1 – Calibrage et vérification du modèle en ajustant les paramètres hydrogéologiques des roches stériles de la cellule Lys-5

Pour le calibrage du premier modèle (Cas 1; voir le tableau 3.23 pour une description des modélisations réalisés pour ce cas), les quatre premières simulations (M0.1-C-C1 à M0.4-C-C1) ont servi à évaluer l'influence de la succion limite appliquée à la surface du modèle et à permettre au logiciel de calculer l'évaporation lors des événements pluvieux ou non. Dans les deux dernières simulations (M1-C-C1 et M2-C-C1), la k_{sat} des roches stériles a été augmentée d'un ordre de grandeur, soit de $4,7 \times 10^{-3}$ m/s à $4,0 \times 10^{-2}$ m/s.

Les figures 5.1 et 5.2 présentent les volumes cumulés des composantes du bilan hydrique pour la cellule Lys-5 et les précipitations cumulées pour la période de calcul. La figure 5.1 concerne l'année 2018 et l'étape de calibrage, tandis que la figure 5.2 concerne l'année 2020 et l'étape de vérification. Des valeurs de RMSE (*Root Mean Square Error*) sont indiquées pour comparer la percolation observée et prédite par simulation.

Ces graphiques sont divisés en deux parties :

- Partie gauche (valeurs observées) : Précipitations cumulées et répartition du volume d'eau entre la percolation et l'évaporation de la cellule Lys-5.
- Partie droite (valeurs simulées) : Répartition du volume d'eau entre la percolation et l'évaporation des modèles numériques.

Il est à noter que le modèle M.02-C-C1 a été exclu des résultats car les valeurs de percolation et d'évaporation simulées étaient très élevées et ne pouvaient pas être représentées sur le graphique.

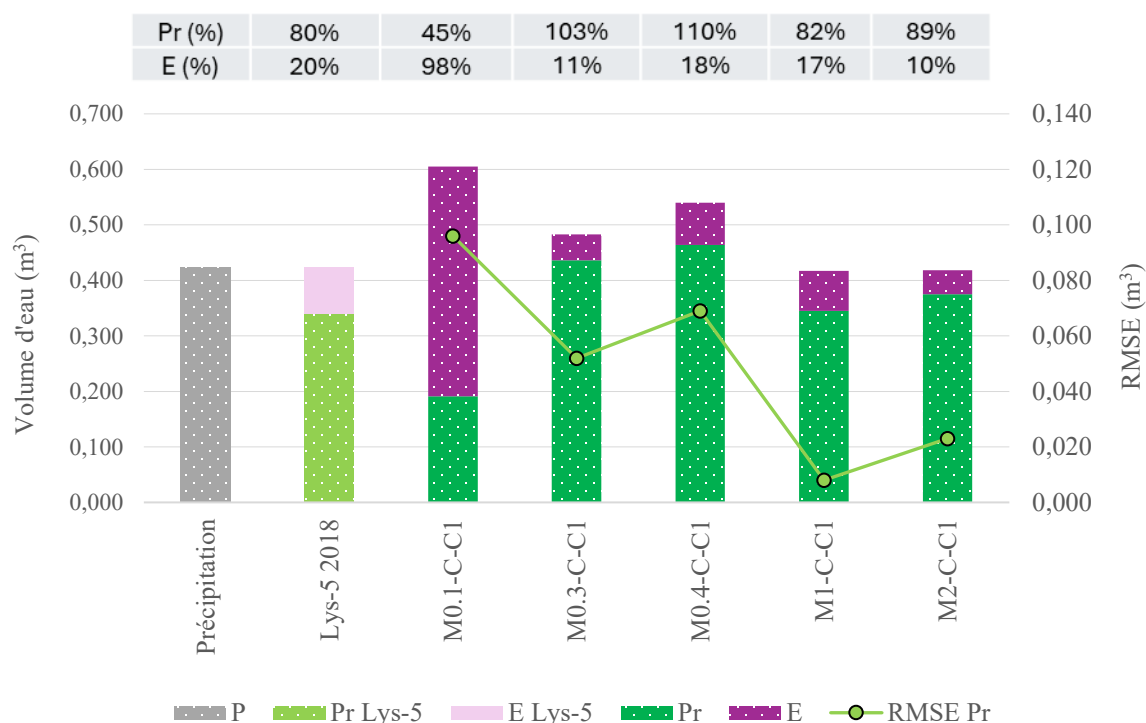


Figure 5.1 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation (Pr) et d'évaporation (E) de la cellule Lys-5 en 2018 et résultats des modélisations numériques de calibrage du Cas 1. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation.

Pour les quatre premiers modèles (M0.1 à M0.4), des problèmes de convergence et de bilan de masse ont été observés. Lorsque le modèle ajustait lui-même la pression à la surface (MPWP), des valeurs de succion variant entre -37 000 et 60 000 kPa et entre -35 000 et 15 000 kPa ont été observés sur M0.1 et M0.2 respectivement. Les modèles M0.3 et M0.4, avec une pression à la surface limitée à -12 kPa, montrent une dynamique de percolation plus proche de celle observée sur le terrain (résultats non présentés). Cependant, la somme des volumes de percolation et d'évaporation dépasse le volume des précipitations cumulées sur la période de calcul.

Les deux derniers modèles (M1 et M2) simulent des répartitions de volumes et des dynamiques de percolation et d'évaporation plus proches de celles observées sur le terrain que les modèles précédents. Ainsi, l'augmentation d'un ordre de grandeur de la k_{sat} des roches stériles permet un meilleur calibrage. Lorsque l'évaporation n'est pas permise pendant les épisodes pluvieux (M2), le volume de percolation augmente et celui d'évaporation diminue. La RMSE pour ce dernier cas ($0,023 \text{ m}^3$) est plus élevée que celle du modèle M1 ($0,008 \text{ m}^3$), indiquant une moins bonne précision.

Le modèle M1-C-C1 est donc considéré ici comme le modèle calibré car la distribution des composantes du bilan hydrique en pourcentage des précipitations cumulées simulées est très proche de celle observée sur la cellule Lys-5 (RMSE faible; voir figure 5.2).



Figure 5.2 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-5 en 2021 et résultats des modélisations numériques de la vérification du Cas 1. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation.

En utilisant les mêmes propriétés hydrogéologiques pour les roches stériles du cas M1-C-C1 calibré précédemment, mais en appliquant les conditions frontières de surface de l'année 2021, le modèle M1-V-C1 présente une répartition du volume des composantes de percolation et d'évaporation similaire à celle observée sur la cellule Lys-5 en 2021. La RMSE obtenue entre les valeurs prédites par le modèle et les valeurs observées sur la cellule Lys-5 est faible ($0,005 \text{ m}^3$), indiquant une

excellente précision. Ces résultats confirment la validité du modèle M1-V-C1 pour la simulation du bilan hydrique de la cellule Lys-5.

5.2 Cas 2 – Calibrage et vérification du modèle en faisant varier les paramètres hydrogéologiques du mort-terrain et de la terre végétale de la cellule Lys- 4

Dans le calibrage du deuxième modèle (Cas 2), 9 simulations ont été réalisées en faisant varier (voir tableau 3.24):

- Les propriétés hydrogéologiques des matériaux : courbe de rétention d'eau (CRE) et conductivité hydraulique saturée (k_{sat}),
- La pression appliquée à la surface du modèle (MPWP), et
- La permission de laisser l'évaporation se produire pendant les épisodes pluvieux.

De même, pour la vérification du modèle, trois simulations ont été effectuées en reprenant les propriétés hydrogéologiques calibrées des matériaux et en faisant varier la pression minimale appliquée à la surface du modèle.

Les figures 5.3 et 5.4 présentent la répartition du volume des composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-4 en 2018 et 2021, ainsi que les résultats des modélisations numériques de calibrage (figure 5.3) et de vérification (figure 5.4) du Cas 2. Les figures incluent également les valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation, et entre les teneurs en eau volumique observées et prédites dans le MT-SP et la terre végétale.

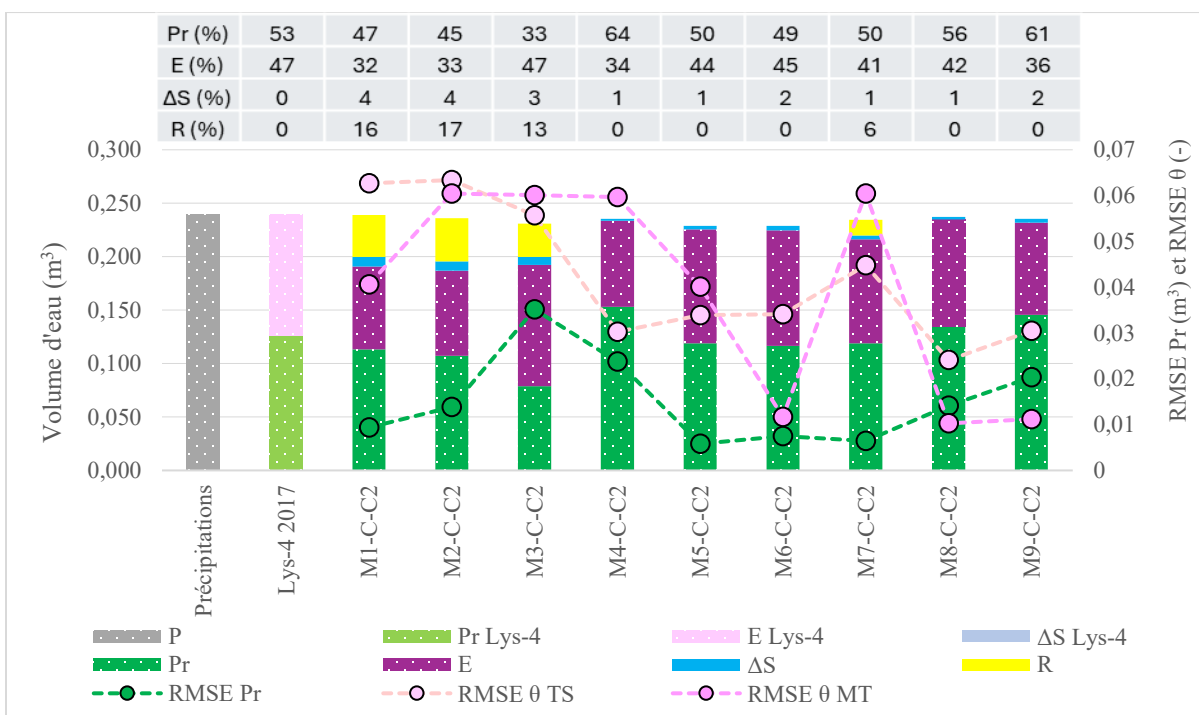


Figure 5.3 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-4 en 2018 et résultats des modélisations numériques de calibrage du Cas 2. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation.

En s'appuyant sur les résultats des simulations présentés à la figure 5.3, on observe une variabilité des volumes de percolation et d'évaporation sur l'ensemble des simulations numériques, ainsi que la présence de ruissellement sur quatre d'entre elles. La percolation varie entre 33 % et 64 %, tandis que l'évaporation varie entre 32 % et 47 %. Cette variabilité est également observée dans les valeurs de RMSE calculées pour la percolation et la teneur en eau volumique dans le mort-terrain et la terre végétale. Le ruissellement, nouvelle composante du bilan hydrique, est présent sur les quatre simulations ayant utilisé la plus faible valeur pour la conductivité hydraulique saturée du mort-terrain, soit $9,78 \times 10^{-8}$ m/s. Le ruissellement représente 16 %, 17 %, 13 % et 6 % des précipitations cumulées pour les modèles M1, M2, M3 et M7 respectivement. Or, comme le ruissellement sur le terrain a été considéré comme nul, ces simulations ont été exclues de l'analyse.

Parmi les neuf simulations, les modèles M5 et M7 présentent une répartition de la percolation et de l'évaporation similaire à celle observée sur la cellule Lys-4. En effet, les modèles M5 et M7 simulent une percolation de 50 %, tandis que la valeur observée pour Lys-4 est de 53 %. L'écart

est légèrement plus important pour l'évaporation, avec des valeurs simulées de 41 % et 44 % pour M5 et M7, contre 47 % pour Lys-4.

La RMSE de la percolation est similaire pour les deux modèles. Cependant, les RMSE des teneurs en eau volumique (TEV) du mort-terrain (MT-SP) et de la terre végétale sont plus importantes pour le modèle M7, atteignant $0,06 \text{ m}^3/\text{m}^3$ dans le MT-SP et $0,045 \text{ m}^3/\text{m}^3$ dans la terre végétale. En comparaison, les RMSE du modèle M5 sont de $0,040 \text{ m}^3/\text{m}^3$ pour le mort-terrain et de $0,034 \text{ m}^3/\text{m}^3$ pour la terre végétale. Rappelons à titre indicatif que la précision de la sonde est estimée à $0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Bien que le modèle M5-C-C2 ne reproduise pas parfaitement les valeurs de TEV du MT-SP et de la terre végétale, il sera tout de même retenu comme calibré. En effet, il simule la distribution des composantes du bilan hydrique et l'absence de ruissellement de manière satisfaisante, avec une RMSE faible pour la percolation. Il est important de noter que, bien que le ruissellement ait été considéré nul dans l'équation du bilan hydrique sur les mesures de terrain, il est possible qu'il y en ait eu lors d'événements de précipitation intenses.

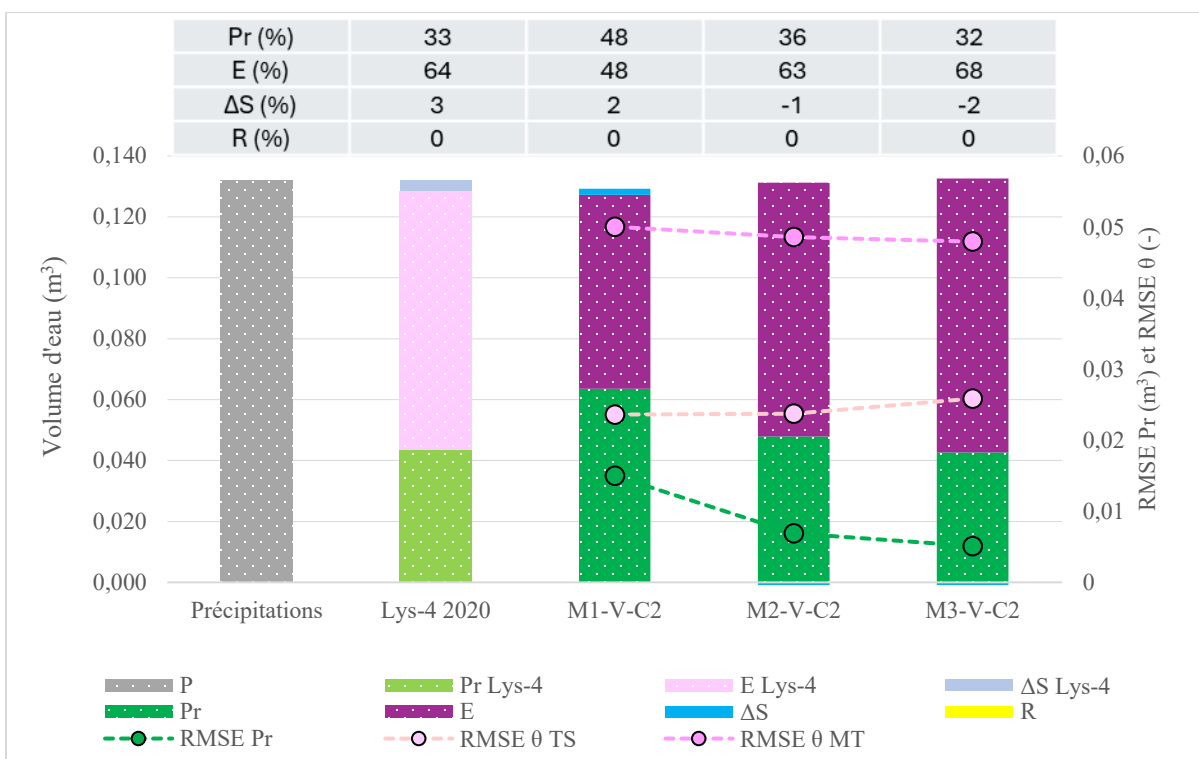


Figure 5.4 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-4 en 2020 et résultats des modélisations numériques de vérification du Cas 2. Valeurs de RMSE entre la percolation observée et prédite par simulation.

Les propriétés hydrogéologiques du mort-terrain et de la terre végétale, ainsi que les conditions du modèle M5-C-C2 calibré précédemment, ont été utilisées pour vérifier le Cas 2 avec les données de terrain de 2020. Étant donné que les propriétés des matériaux ne peuvent pas être modifiées pendant l'étape de vérification, la pression minimale appliquée à la surface du modèle a été diminuée pour augmenter le volume d'eau perdu par évaporation. Cette pression était initialement fixée à -12 kPa sur le modèle M1-V-C2, et a été modifiée à -17 kPa et -20 kPa sur les modèles M2-V-C2 et M3-V-C2, respectivement.

En diminuant la pression appliquée à la surface du modèle, on observe une diminution du volume de percolation et une augmentation du volume d'évaporation. La RMSE de la percolation a fortement diminué avec cette diminution de pression, tandis qu'une légère diminution est observée sur la RMSE de la TEV de la terre végétale (θ TS). En revanche, la RMSE de la TEV du mort-terrain (θ MT) a légèrement augmenté avec la diminution de la pression.

Ces résultats confirment la validité du modèle M3-V-C2 pour la simulation du bilan hydrique de la cellule Lys-4.

5.3 Cas 3 – Calibrage et vérification du modèle en faisant varier les paramètres de végétation de la cellule Lys-2

Le troisième et dernier modèle (Cas 3) a été calibré en utilisant les propriétés hydrogéologiques des matériaux, calibrées et vérifiées dans les Cas 1 et 2, et en incluant les paramètres de végétation (voir le tableau 3.25 pour une description des simulations réalisées). Un total de cinq simulations a été réalisé en faisant varier la valeur du LAI (entre les valeurs minimale, maximale et moyenne) et en fixant la pression minimale appliquée (MPWP) à la surface du modèle entre -14 kPa et -20 kPa. La fixation de la MPWP a été nécessaire pour limiter la perte d'eau par évaporation due aux fortes pressions négatives appliquées à la surface du modèle.

De même, pour la vérification du modèle végétalisé, deux simulations ont été réalisées en utilisant les paramètres de végétation calibrés et en faisant varier la MPWP.

Les figures 5.5 et 5.6 présentent la répartition du volume des composantes de percolation et d'évapotranspiration de la cellule Lys-2 en 2020 et 2021, ainsi que les résultats des modélisations numériques de calibrage (figure 5.5) et de vérification (figure 5.6) du Cas 3. Des valeurs de RMSE pour la percolation et la teneur en eau dans les matériaux sont également présentées dans ces figures.

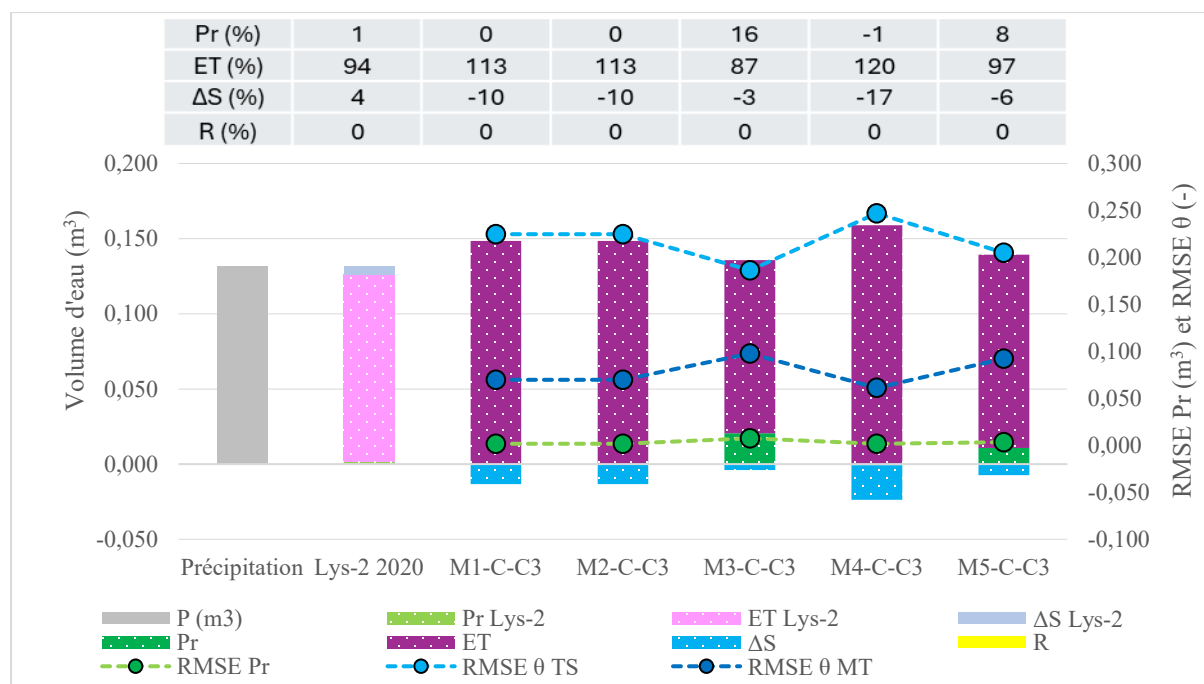


Figure 5.5 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-2 en 2020 et résultats des modélisations numériques de calibrage du Cas 3. Valeurs de RMSE pour le volume de percolation et les teneurs en eau volumiques dans le mort-terrain et la terre végétale observés et prédits par simulation.

En analysant les résultats de la figure 5.5, on observe que les cinq simulations numériques présentent une variation négative du stockage (ΔS) d'eau dans la couverture. Cette variation négative est plus prononcée pour les simulations utilisant un LAI moyen de 1,9 (M1 et M4) ou la valeur maximale de 3,5 (M2). Les simulations M3 et M5, qui ont utilisé la valeur minimale du LAI (0,9), présentent également une variation négative du stockage d'eau, mais les valeurs se limitent à -3 % et -6 % des précipitations cumulées.

Les simulations présentant des $LAI \geq 1,9$ et des fortes variations négatives du stockage (M1, M2 et M4) présentent également des valeurs d'évapotranspiration supérieures à 100 % des précipitations. Ainsi, l'insertion de valeurs de LAI supérieures ou égales à la valeur moyenne mesurée sur le terrain engendre une incohérence dans la simulation de l'ET avec le modèle de Penman-Wilson.

Les simulations M1 et M4 ont été réalisées en utilisant la valeur moyenne du LAI (1,9), mais en faisant varier la pression minimale applicable à la surface du recouvrement de -14 kPa pour M1 et -20 kPa pour M4. On constate que la simulation M4 perd 7 % de plus d'eau par évapotranspiration que la simulation M1 et que la variation négative du stockage dans le sol est également plus

importante dans M4. Ces résultats indiquent que la pression minimale appliquée à la surface du recouvrement a un impact important sur l'évapotranspiration et la perte d'eau dans le sol.

En comparant les volumes d'eau perdue par évapotranspiration, seules les simulations M3 et M5 donnent des résultats proches du volume d'évapotranspiration estimé sur la cellule Lys-2. La comparaison des volumes de percolation obtenus dans ces deux simulations et ceux mesurés sur le terrain, permet d'éliminer la simulation M3 où la percolation s'élève à 16 % des précipitations cumulées par rapport à 8 % pour M5.

Même si la RMSE est considérablement élevée pour les TEV (teneur en eau volumique), la simulation M5-C-C3 est considérée comme le modèle calibré avec les paramètres de végétation. L'explication de ce choix sera présentée dans la section suivante.

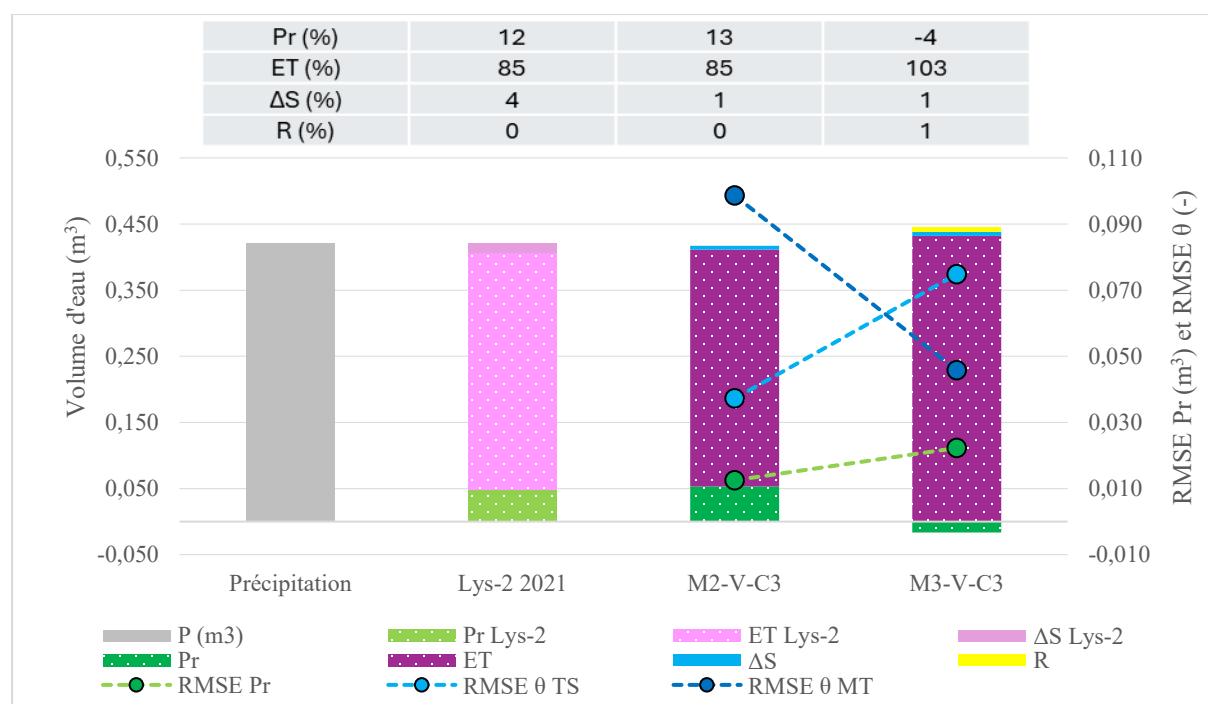


Figure 5.6 : Proportion du volume des précipitations pour les composantes de percolation et d'évaporation de la cellule Lys-2 en 2021 et résultats des modélisations numériques de vérification du Cas 3. Valeurs de RMSE pour le volume de percolation et les teneurs en eau volumiques dans le mort-terrain et la terre végétale observés et prédits par simulation.

Le modèle M5-C-C3 intégrant le LAI sélectionné (0,9) et calibré avec les données de terrain 2020 a été vérifié avec les données de terrain de 2021 (M2-V-C3 et M3-V-C3 sur la figure 5.6). Étant donné que paramètres de végétation ne peuvent pas être modifiés pendant l'étape de vérification, la pression minimale appliquée à la surface était le seul paramètre pouvant être modifié. La valeur

de pression minimale utilisée dans ce modèle a été fixé à -20 kPa et à -17 kPa pour les simulations M2 et M3 respectivement. Encore une fois, on constate que les volumes de percolation et d'évapotranspiration sont influencés par la pression minimale permise à la surface du modèle.

L'analyse des deux simulations révèle une variation modérée de l'erreur quadratique moyenne (RMSE) pour la percolation. Cependant, l'erreur du modèle M2 est inférieure à celle du modèle M3. De plus, ce dernier présente une valeur de percolation négative, ce qui est physiquement impossible.

Une différence notable est observée dans la RMSE de la teneur en eau dans le sol. Le modèle M2- V-C3 semble mieux simuler la variation de la teneur en eau dans le mort-terrain, mais moins bien celle de la terre végétale.

De plus, la répartition des composantes du bilan hydrique en pourcentage de précipitation de la simulation M2 est très similaire à celle observé sur la cellule Lys-2 en 2021. En effet, la percolation s'élève à 12 % et 13 %, l'évapotranspiration à 85 % et la variation du stockage d'eau dans le sol à 1 % et 4 % pour la cellule Lys-2 et la simulation M2, respectivement.

Même si l'erreur RMSE des TEV est élevée, ces résultats permettent d'avoir un modèle équivalent pour prédire la percolation et l'évapotranspiration, mais le modèle M2-V-C3 ne représente pas bien l'ensemble du comportement hydrogéologique du système.

5.4 Analyse de la dynamique de percolation et de l'évolution de la TEV des modèles vérifiés et calibrés.

L'analyse des résultats des simulations numériques, présentée dans les sections précédentes, a permis de sélectionner les propriétés hydrogéologiques des trois matériaux (roches stériles, mort-terrain et terre végétale) et les paramètres de végétation capables de rapprocher au mieux les simulations du bilan hydrique observés sur le terrain.

Dans cette section, la dynamique de percolation simulée par modélisation numérique avec SEEP/W sera comparée à la dynamique de percolation observée sur la cellule de terrain correspondante pour le calibrage et la vérification de chaque cas. De plus, la variation de la teneur en eau volumique dans le sol (TEV) obtenue par simulation sera également comparée aux valeurs de terrain pour les cas avec un recouvrement végétalisé, c'est-à-dire le Cas 2 et le Cas 3.

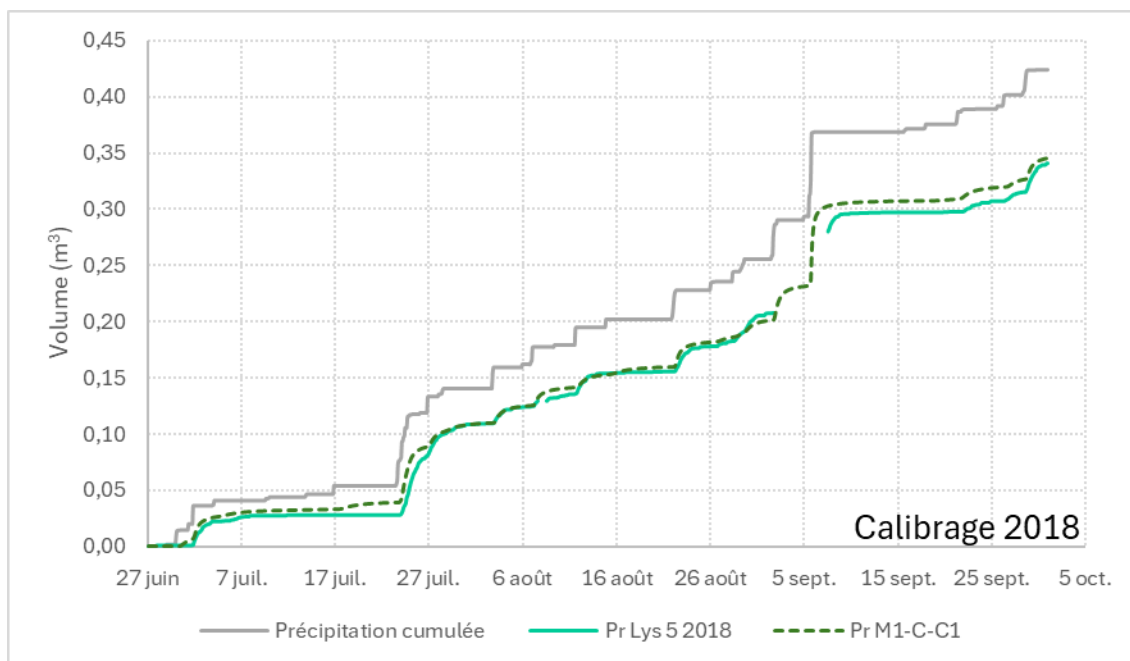
5.4.1 Cas 1 : Roches stériles (Lys-5)

La figure 5.7 présente les dynamiques de percolation cumulée pour le Cas 1 simulé avec les modèles M1-C-C1(C : calibrage) et M1-V-C1(V : vérification) et les compare à celles observées sur la cellule de terrain Lys-5 en 2018 et 2021. On constate que :

- Les dynamiques de percolation simulées suivent de près celles observées sur le terrain, avec une augmentation progressive de la percolation cumulée au cours du temps et pendant les épisodes pluvieux.
- Pendant certains épisodes pluvieux, la percolation cumulée pour la simulation M1-C-C1 dépasse légèrement la percolation cumulée observée en 2018. Cet écart est particulièrement visible au cours des mois de juillet et de septembre. Pour rappel, une pluie centennale s'est produite en septembre 2018.
- La percolation cumulée simulée pour M1-C-C1 est d'environ 10 mm plus élevée que la percolation mesurée lors du calibrage du modèle en 2018.
- La percolation cumulée simulée pour M1-V-C1 est d'environ 4 mm plus faible que la percolation mesurée lors de la vérification du modèle en 2021.

Ces résultats indiquent que le modèle est capable de reproduire la dynamique générale de la percolation observée sur le terrain, mais qu'il peut exister une légère surestimation ou sous-estimation de la percolation pendant certains épisodes pluvieux.

a)



b)

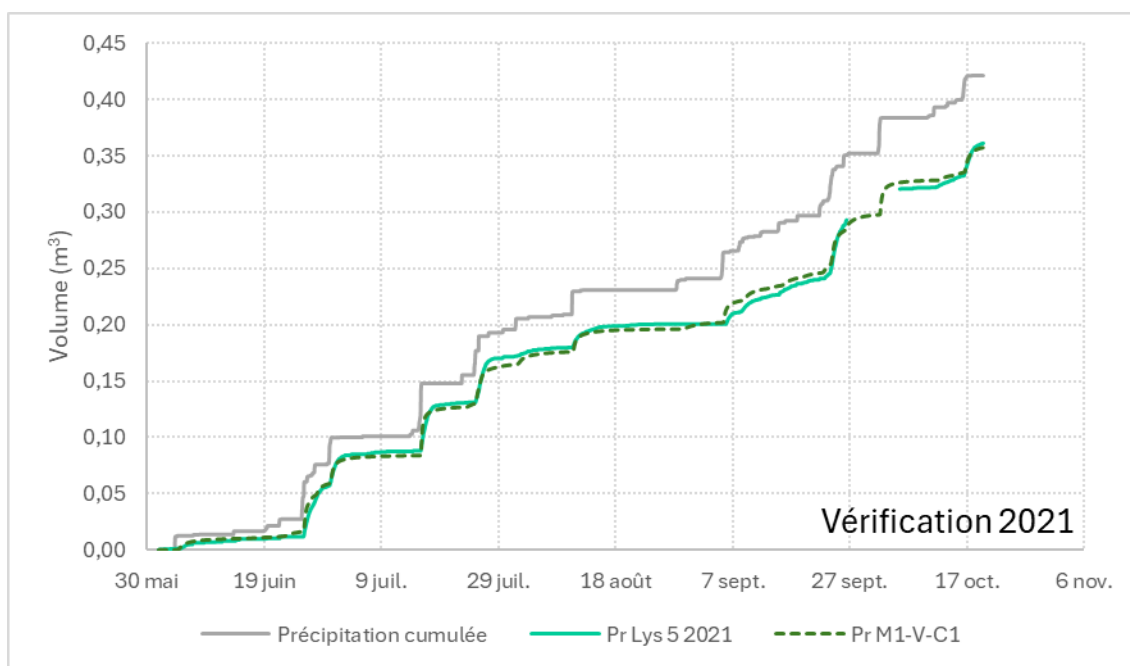


Figure 5.7 : Dynamique de percolation cumulée (Pr) pour les modèles M1-C-C1 en 2018 (a) et M1- V-C1 en 2021 (b) (ligne verte pointillée) avec la percolation cumulée observée sur la cellule Lys- 5 (ligne verte pleine).

5.4.2 Cas 2 : Roches stériles avec couverture de sol sans végétation (Lys-4)

Les figures 5.8 et 5.9 présentent les dynamiques de percolation cumulée et la variation de la TEV dans le mort-terrain (MT-SP) et la terre végétale pour le Cas 2 simulé avec les modèles M5-C-C2 et M3- V- C2 et les compare à celles observées sur la cellule de terrain Lys-4 en 2017 et 2020.

Calibrage du modèle (figure 5.8)

Considérant les résultats présentés à la figure 5.8a, on observe que la dynamique de percolation du modèle M5-C-C2 reproduit de près la dynamique de percolation observée sur le terrain, avec des pics de percolation pendant les épisodes pluvieux intenses ($> 3,4$ mm/h) et des plateaux durant les périodes où l'intensité est inférieure à $3,4$ mm/h. La percolation cumulée simulée est légèrement inférieure à la percolation cumulée observée.

Les variations de la TEV dans la terre végétale simulées et observées (figure 5.8b) évoluent de manière similaire, avec des pics de TEV pendant les pluies et une réaction à des précipitations d'intensité supérieure à 2 mm/h. La TEV du MT-SP simulée réagit moins aux pluies que la TEV observée, et la teneur en eau initiale pour le mort-terrain est plus élevée pour le cas simulé que celle observée.

Vérification du modèle (figure 5.9)

D'après les résultats présentés à la figure 5.9a, la dynamique de percolation simulée par le modèle M3-V-C2 diffère de celle observée sur la cellule Lys-4 en 2020. Du 6 août au 4 septembre, la percolation simulée est inférieure aux valeurs observées. Entre le 4 et le 20 septembre, elle devient supérieure, pour finalement s'égaliser vers la fin de la période de simulation.

Il est important de noter que la période de calcul pour l'année 2020 a commencé le 6 août, par conséquent, le volume de percolation enregistré au début de la période pourrait être lié aux précipitations qui sont tombées sur le site avant cette date.

Les variations simulées et observées de la TEV dans la terre végétale (figure 5.9b) évoluent de manière similaire, avec des pics de TEV pendant les pluies. La TEV réagit aux précipitations d'intensité supérieure à $0,4$ mm/h pour les valeurs observées et 1 mm/h pour les valeurs simulées. De plus, la TEV simulée réagit plus fortement aux événements pluvieux avec des pics plus intenses que les valeurs observées. Elle est également moins élevée pendant les périodes sèches que les

valeurs observées. De plus, les valeurs simulées de TEV initiale et finale sont légèrement inférieures à celles du terrain. Malgré ces différences, la variation du stockage d'eau au cours de la période de calcul est la même pour la simulation que pour les mesures.

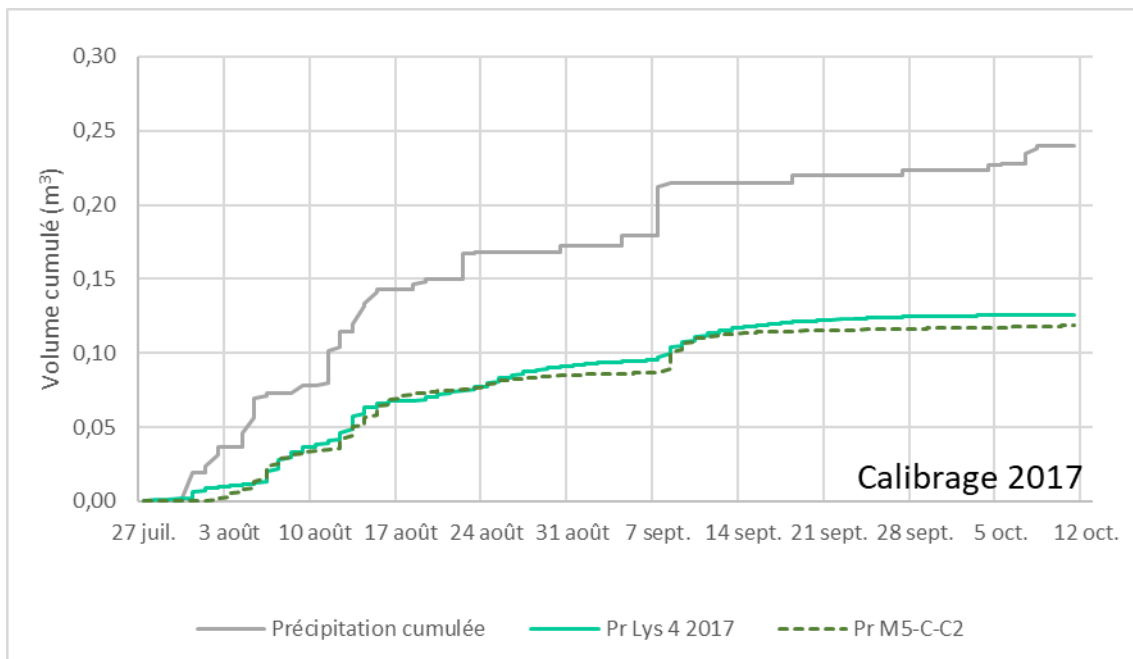
Les variations de la TEV simulée dans le mort-terrain ne présentent pas la même dynamique que les mesures. En effet, la simulation montre de très faibles pics uniquement lors des événements pluvieux les plus importants. Cependant, il est important de prendre en compte l'erreur de la sonde ($0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$) et de sa capacité à mesurer correctement la teneur en eau volumique après cinq ans de suivi. En tenant compte de ces éléments, les valeurs prédites pour la TEV du MT-SP peuvent être considérées comparables aux valeurs mesurées. Bien que les TEV initiales et finales soient différentes entre la simulation et le terrain, la variation du stockage d'eau dans le sol sur la période de calcul est semblable pour les deux cas.

Synthèse des résultats

Les modèles hydrogéologiques M5-C-C2 et M3-V-C2 ont été utilisés pour calibrer et vérifier les propriétés hydrogéologiques du recouvrement sur deux périodes distinctes : 2017 (27 juillet au 11 octobre = 1818 heures de simulation) et 2020 (du 6 août au 23 septembre = 1154 heures de simulation). Le taux de précipitations moyen par jour était également plus élevé en 2017 ($3,2 \text{ mm/j}$) qu'en 2020 ($2,8 \text{ mm/j}$).

Les deux modèles ont réussi à reproduire les dynamiques de percolation et de teneur en eau volumique (TEV) dans le sol, mais avec quelques différences notables. La précision des simulations, quantifiée par la RMSE, montre des résultats similaires pour les deux années pour la percolation et la TEV du MT-SP. La TEV de la terre végétale présente une légère différence en 2017 avec une RMSE plus élevée de $0,011 \text{ m}^3/\text{m}^3$. Malgré des durées de simulation et des précipitations différentes, les tendances générales de la percolation et de la TEV étaient similaires pour les deux années étudiées.

a)



b)

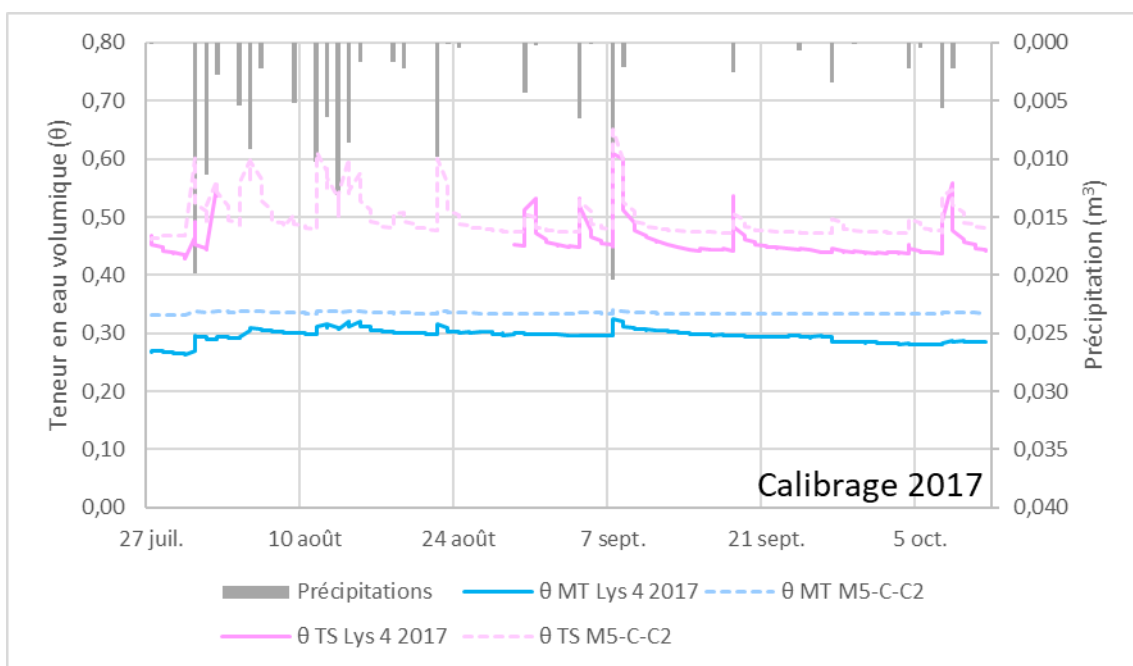


Figure 5.8 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle M5-C-C2 simulée avec SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV dans le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) observés sur la cellule Lys-4 en 2017.

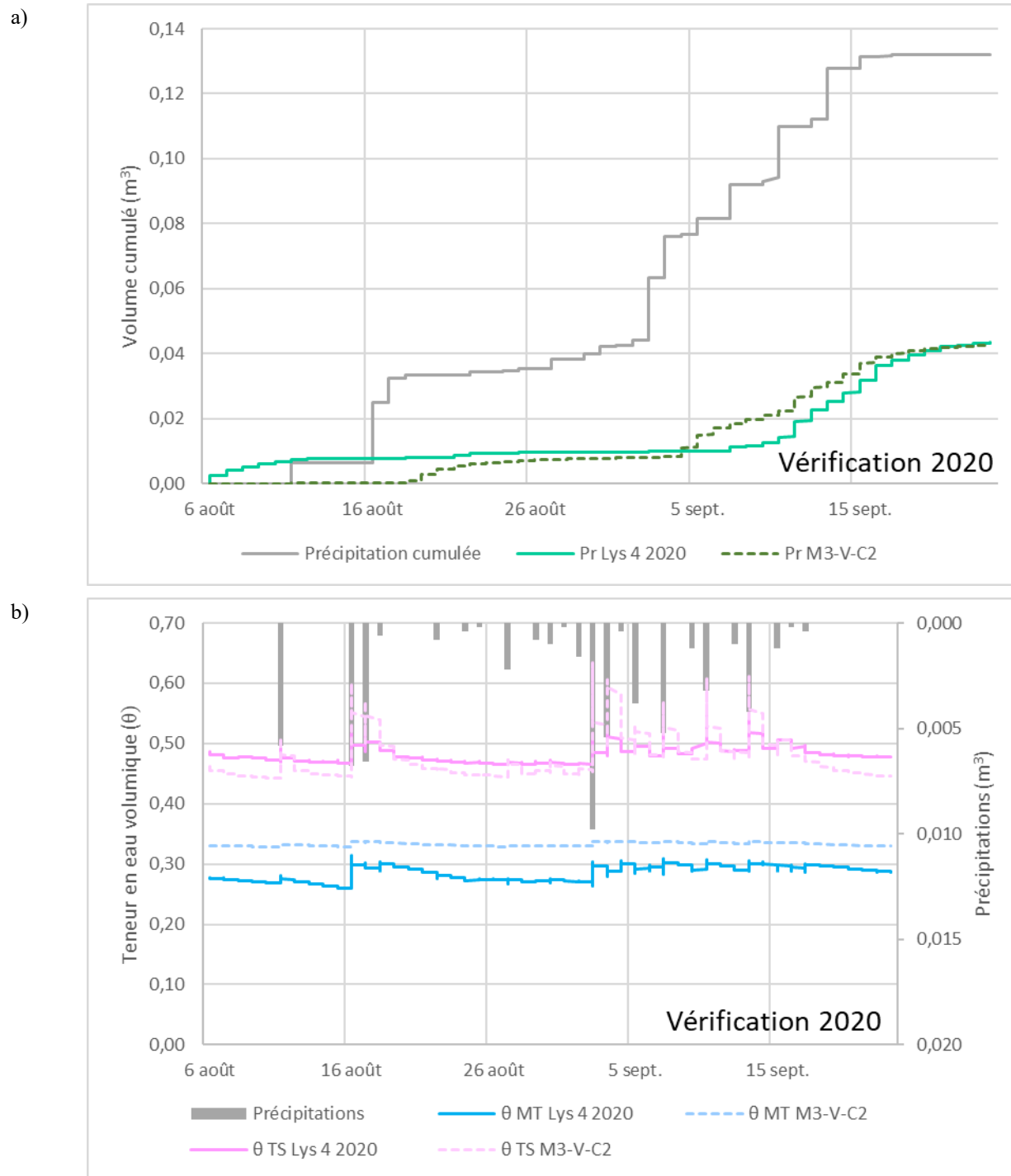


Figure 5.9 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle M3-V-C2 simulée avec SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV dans le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) observés sur la cellule Lys-4 en 2020.

5.4.3 Cas 3 : Roches stériles avec couverture de sol et végétation (Lys-2)

Les figures 5.10, 5.11 et 5.12 présentent les dynamiques de percolation cumulée et la variation de la TEV dans le mort-terrain et la terre végétale pour le Cas 3 simulé avec les modèles M1-V-C3 en 2017, M5-C-C3 en 2020, et M2-V-C3 en 2021, et les compare à celles observées sur la cellule de terrain Lys-2. Il est à noter que l'épaisseur de la terre végétale considérée dans la modélisation du Cas 3 était de 10 cm alors qu'au démantèlement de cette cellule, l'épaisseur moyenne mesurée était plus importante.

Vérification initiale sans végétation (figure 5.10)

Une vérification initiale a été réalisée pour la cellule Lys-2 en 2017 sans les paramètres de végétation puisque le développement de la végétation restait limité la 1^e année après plantation. L'objectif était de vérifier l'ensemble des propriétés hydrogéologiques des matériaux sélectionnés dans les cas 1 et 2.

La figure 5.10a montre que la dynamique de percolation du modèle M1-V-C3 reproduit relativement bien la dynamique observée sur la cellule Lys-2. On observe quelques écarts, notamment pendant la période du 27 juillet au 24 août, où le modèle M1-V-C3 présente des pics de percolation légèrement plus élevés que les valeurs observées. Malgré ces écarts, le volume de percolation cumulé à la fin de la période est similaire à celui observé sur le terrain.

Ces observations indiquent que les propriétés hydrogéologiques des matériaux sélectionnées antérieurement pour calibrer et vérifier les modèles sont également appropriées pour simuler fidèlement la dynamique de percolation de la cellule Lys-2 sur la première année, alors que la végétation avait une influence limitée sur le bilan hydrique.

Les variations simulées et observées de la TEV dans la terre végétale (figure 5.10b) ne sont pas similaires au début de la période (du 27 juillet au 10 août). Par la suite, elles deviennent presque semblables pour le reste de la période. Des pics de TEV ont été observés pour la simulation numérique pendant les pluies, avec une réaction à des précipitations d'intensité supérieure à 3 m/h. La TEV simulée de la terre végétale réagit plus fortement aux pluies que celle observée, comme ce qui avait été observé pour le Lys-4.

Par ailleurs, comme pour le Lys-4, la TEV simulée du mort-terrain réagit moins aux pluies que la TEV observée. La teneur en eau initiale du mort-terrain est plus élevée dans la simulation que dans

les mesures. Néanmoins, comme déjà expliqué pour le Lys-4, en tenant compte de l'erreur de la sonde et des fluctuations des mesures après cinq ans de suivi, la TEV prédite du mort-terrain est comparable à celle mesurée. De plus, la variation du stockage d'eau dans le mort-terrain est très similaire pour la simulation et le terrain.

Calibrage avec paramètres de végétation (figure 5.11)

En observant la figure 5.11a, on constate que la dynamique de percolation de la simulation M5- C- C3 reproduit de près la dynamique de percolation observée sur la cellule Lys-2 en 2020 jusqu'au 12 septembre. Un écart s'installe ensuite entre les deux courbes et persiste jusqu'à la fin de la période. La percolation cumulée simulée (11 mm) est légèrement supérieure à la valeur observée (2 mm).

D'après la figure 5.11b, des écarts importants ont été observés entre les teneurs en eau simulées et mesurées pour les deux matériaux. La simulation M5-C-C3 présente des valeurs de TEV plus faibles dans la terre végétale et plus élevées dans le mort-terrain que les valeurs observées.

Malgré ces écarts, la TEV simulée de la terre végétale réagit aux événements pluvieux, mais les pics sont plus prononcées pour la simulation numérique. De plus, pendant les périodes sèches, la TEV simulée diminue plus fortement que la TEV observée.

Les variations de TEV dans le mort-terrain sont moins prononcées pour la simulation M5-C-C3 que pour les mesures dans la cellule Lys-2. Ces dernières présentent de forts pics lors des précipitations avec une intensité supérieure à 5 mm/h.

En comparant les TEV initiales et finales, on constate que la perte d'eau dans la terre végétale est plus forte pour la simulation que celle mesurée. Contrairement à la terre végétale, la variation du stockage d'eau dans le mort-terrain est plus faible pour la simulation numérique que pour celle mesurée sur le terrain.

Vérification avec paramètres de végétation (figure 5.12)

D'après les résultats présentés à la figure 5.12a, la dynamique de percolation simulée par le modèle M2-V-C3 est similaire à celle mesurée sur la cellule Lys-2 en 2021.

On observe une augmentation du volume percolé après le 25 septembre, qui s'écarte de la valeur de percolation cumulée mesurée. Cependant, après correction du volume d'eau percolé pour inclure

l'eau retenue dans la cellule due au colmatage du géotextile, le volume de percolation cumulé est du même ordre de grandeur que la percolation simulée.

D'après la figure 5.12b, les variations de TEV simulées pour les deux matériaux présentent des dynamiques similaires aux valeurs mesurées sur la cellule Lys-2. Pour la TEV de la terre végétale, la simulation numérique montre une réaction exacerbée aux épisodes pluvieux par rapport aux valeurs mesurées, mais elle se désature plus pendant les périodes sèches.

La TEV simulée du mort-terrain présente une plus grande saturation avec des pics moins prononcés lors des événements pluvieux que la TEV mesurée. Néanmoins, la dynamique de la teneur en eau dans le mort-terrain est semblable pour les deux cas.

Synthèse des résultats

Les modèles hydrogéologiques M5-C-C3 et M2-V-C3 ont été utilisés pour calibrer et vérifier les paramètres de végétation sur deux périodes distinctes : 2020 (6 août au 23 septembre = 1154 heures de simulation) et 2021 (1^{er} juin au 19 octobre = 3377 heures de simulation). Le taux de précipitations moyen par jour était similaire pour les deux années, 2,8 mm/j en 2020 et 3,0 mm/j en 2021.

Les deux modèles ont réussi à reproduire les dynamiques de percolation avec une légère augmentation du volume cumulé à la fin de la période de modélisation. Une similitude a été observée dans les dynamiques de la teneur en eau dans le sol pour les deux matériaux, avec la différence que la teneur en eau dans le mort-terrain en 2021 réagit davantage aux épisodes pluvieux ainsi qu'aux périodes sèches, atteignant des valeurs de teneur en eau plus basses (0,25 contre 0,30 en 2020). Malgré une similarité dans les dynamiques, la TEV simulée du mort-terrain est plus élevée que les teneurs en eau observées en 2020 et 2021.

En comparant les résultats du Cas 2 pour la cellule Lys-4 avec un recouvrement non végétalisé à ceux du Cas 3 pour la cellule Lys-2 avec un recouvrement végétalisé pour l'année 2020, on constate que l'ajout de végétation affecte la réponse du modèle. La percolation cumulée est significativement plus faible (11 mm vs 43 mm) pour le modèle végétalisé que pour le modèle non végétalisé. La TEV de la terre végétale est également plus sensible aux variations d'humidité dans le modèle végétalisé.

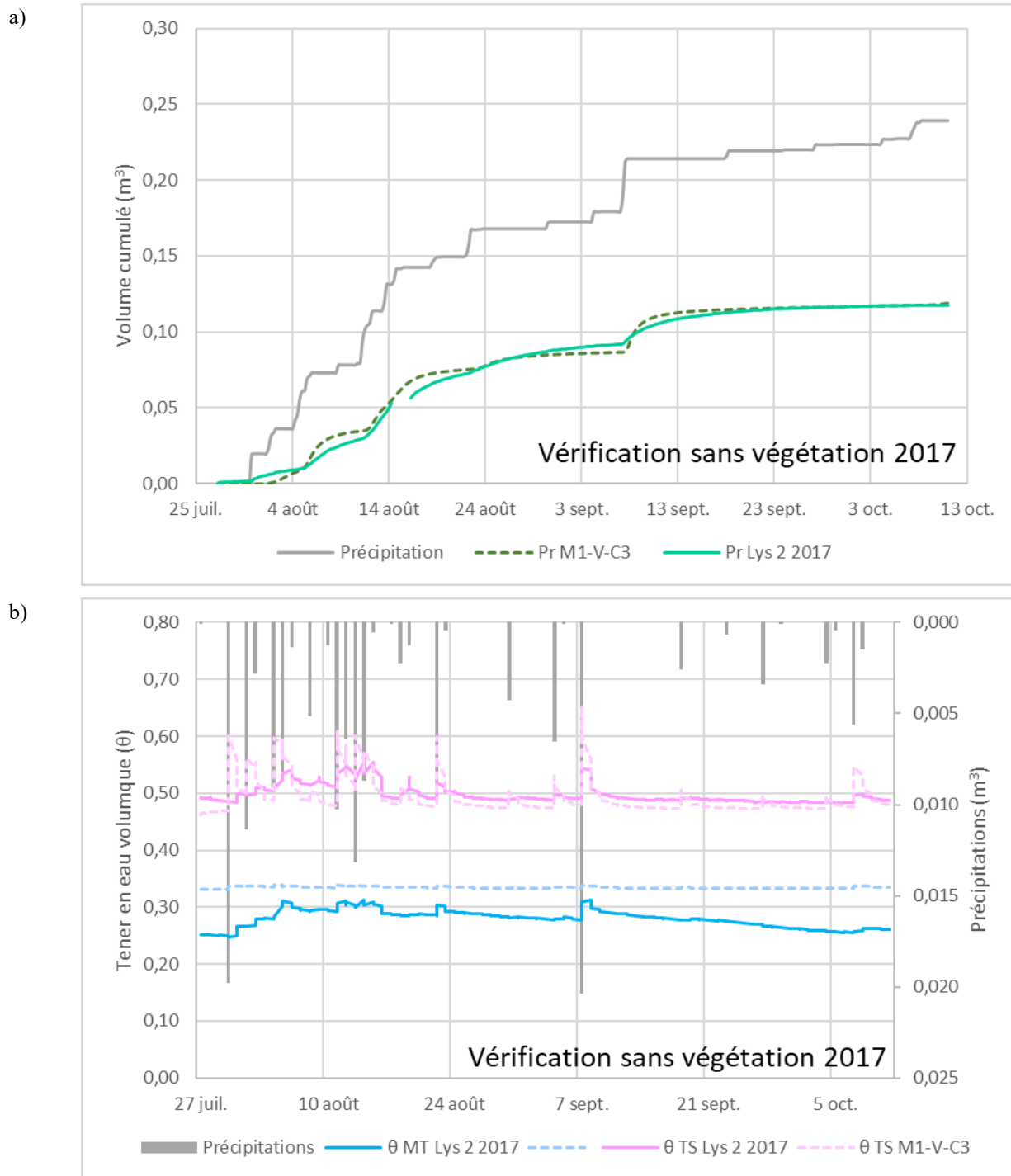


Figure 5.10 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle vérifié M1-V-C3 sans végétation simulée sur SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV pour le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) mesurés sur la cellule Lys-2 en 2017.

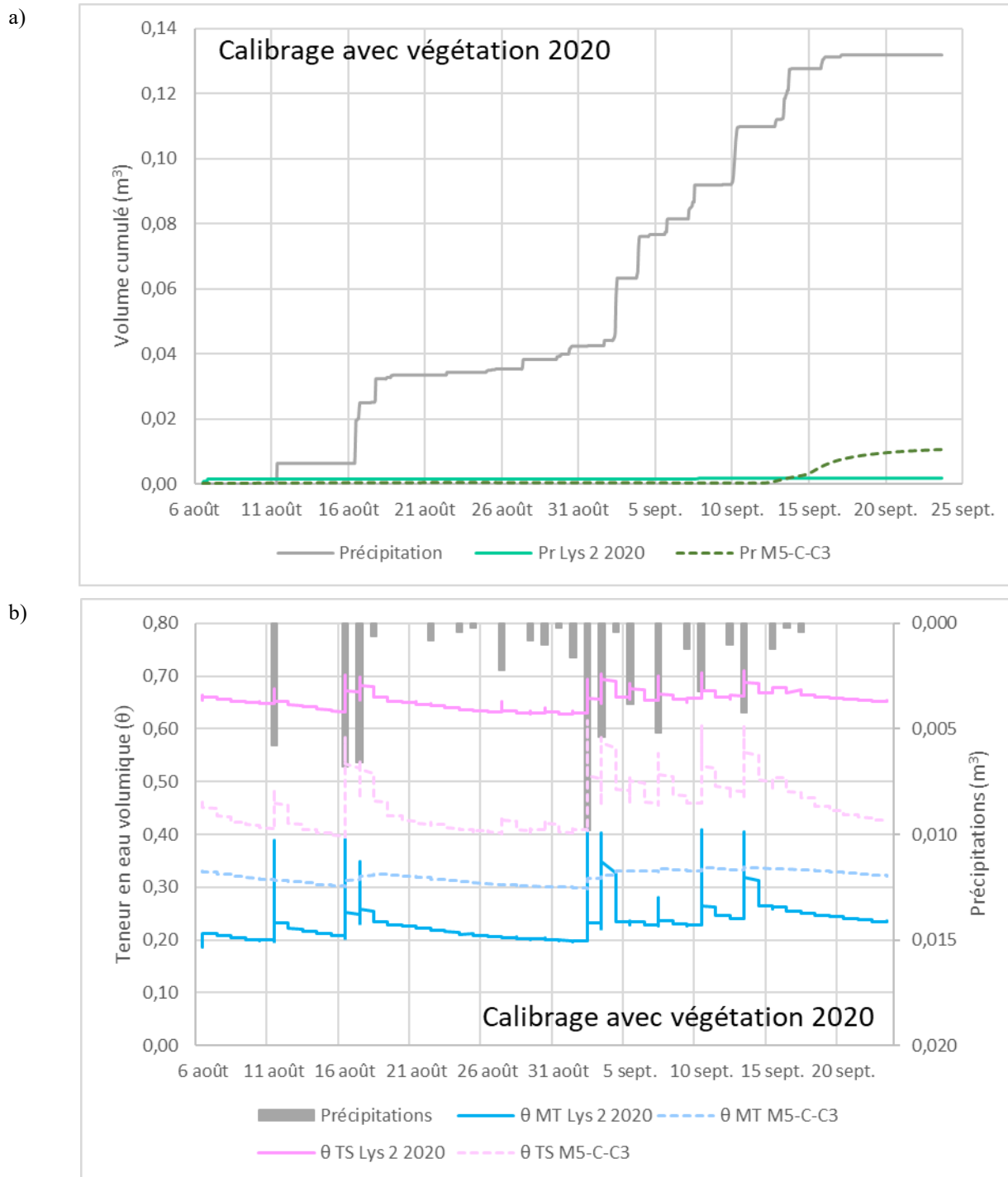


Figure 5.11 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle calibré M5-C-C3 avec végétation simulée sur SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV pour le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) mesurés sur la cellule Lys-2 en 2020.

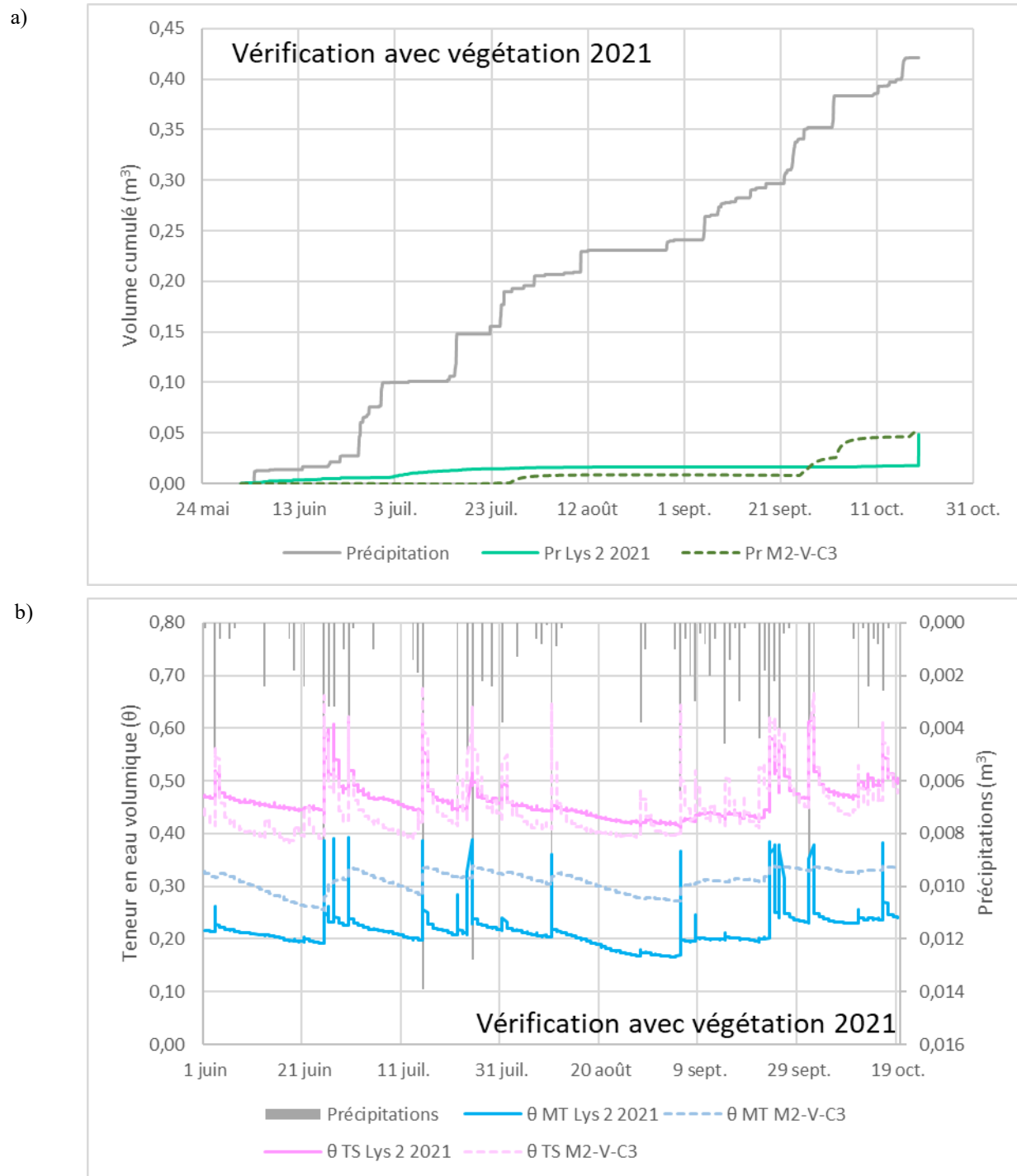


Figure 5.12 : a) Dynamique de percolation cumulée (Pr – vert pointillée) et b) dynamique des TEV dans le mort-terrain (MT-SP) (θ MT – bleu pointillé) et la terre végétale (θ TS – rose pointillé) pour le modèle vérifié M2-V-C3 avec végétation simulée sur SEEP/W et résultats de percolation (Pr – verte pleine) et de TEV pour le mort-terrain (θ MT Lys – bleu pleine) et la terre végétale (θ TS Lys – rose pleine) mesurés sur la cellule Lys-2 en 2021.

5.5 Discussion sur les résultats de la modélisation numérique

Trois modèles numériques unidimensionnels ont été développés et calibrés pour simuler le bilan hydrique des cellules de terrain sur des roches stériles nues, avec un recouvrement de sol, ou avec végétation. Les modèles ont été vérifiés à l'aide de données de terrain collectées sur une année différente de celle utilisée pour le calibrage.

Cette section s'appuie sur les résultats des modélisations numériques pour discuter les implications de l'étude et elle s'articule autour de plusieurs points :

- Analyse des écarts entre la teneur en eau volumique (TEV) mesurée et simulées.
- Modification de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) des matériaux.
- Évaluation de la présence d'une barrière capillaire à l'interface mort-terrain (MT-SP) / roches stériles.
- Paramètres d'ajustement pour limiter l'évaporation.

5.5.1 Analyse des écarts entre TEV mesurées et simulées avec des modèles calibrés et vérifiés

Dans le MT-SP, les valeurs de teneur en eau volumique (TEV) obtenues par les sondes TEV sont généralement plus faibles que celles obtenues par les simulations, alors que c'est l'inverse dans la terre végétale. Ce phénomène est plus accentué dans le Cas 3 (Lys-2), où les paramètres de végétation ont été appliqués, ce qui donne des valeurs d'erreur quadratique moyenne (RMSE) supérieures à l'incertitude de l'appareil de mesure ($0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$). Plus précisément:

Calibrage Cas 3 :

TEV terre végétale : $\text{RMSE} = 0,205 \text{ m}^3/\text{m}^3$

TEV MT-SP : $\text{RMSE} = 0,092 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Vérification Cas 3 :

TEV terre végétale : $\text{RMSE} = 0,037 \text{ m}^3/\text{m}^3$

TEV MT-SP : $\text{RMSE} = 0,099 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Plusieurs facteurs peuvent expliquer l'écart entre les valeurs de TEV mesurées par les sondes et celles simulées.

Premièrement, les sondes TEV mesurent la teneur en eau dans un volume restreint, ce qui peut entraîner des différences dans les valeurs mesurées et simulées. La variabilité spatiale des propriétés du sol, telles que la texture et la porosité, peut ne pas être entièrement captée par les simulations, ce qui peut expliquer en partie les différences observées. De plus, l'épaisseur de la couche de terre végétale considérée dans les simulations numériques était de 10 cm alors qu'au démantèlement son épaisseur était plus importante.

Deuxièmement, l'étude de Veldkamp et O'Brien (2000) a montré que les fonctions d'étalonnage des sondes TEV peuvent être imprécises dans les sols organiques et à forte teneur en argile. La terre végétale utilisée dans les cellules de terrain, avec une concentration en matière organique d'environ 40 %, est susceptible d'influencer les mesures. L'influence de la matière organique sur les mesures peut évoluer dans le temps car celle-ci se décompose, modifiant ainsi les propriétés physiques du substrat (Suberkropp, 1998).

Pour ce projet, une courbe de calibrage spécifique à la terre végétale a été établie en laboratoire en 2017 par l'équipe de l'URSTM (voir annexe C). Cette courbe linéaire a été appliquée aux données mesurées sur le terrain, en supposant que la courbe de calibrage restait stable dans le temps. Cependant, cette hypothèse peut être remise en question car la matière organique est susceptible de se dégrader et de se minéraliser au fil du temps (Suberkropp, 1998), ce qui pourrait altérer la réponse des sondes TEV.

Dans le cas du MT-SP, la présence de racines peut également fausser les mesures des sondes TEV. Les tissus des racines contiennent de l'eau (estimé à ~ 80 %), mais ce n'est pas de l'eau du sol. Il y a peu d'informations dans la littérature sur la capacité des sondes de teneur en eau à distinguer et quantifier l'eau contenue dans les racines. Cependant, le volume d'eau contenu dans les racines peut être important, et il peut fausser les estimations de la TEV du mort-terrain.

Une estimation de l'eau contenue dans les racines peut être faite en utilisant la valeur moyenne du RLD, le diamètre moyen des racines, le pourcentage d'eau dans les racines et la porosité du sol. La première étape consiste à calculer le volume des racines par cm^3 de sol ($V_{\text{racine}} = \pi(\text{diamètre}_{\text{moyen}}/2)^2 \times 1 \text{ cm}^3 \text{ de sol}$) avec un diamètre moyen de racines de 1,4 mm pour le mort-terrain supérieur (MT20) et 1,3 mm pour le mort-terrain inférieur (MT40). Ensuite, il est nécessaire de calculer le volume d'eau dans les racines en considérant que 80 % de leur volume est

rempli d'eau ($V_{\text{eau par cm}^3 \text{ de sol}} = V_{\text{racine}} \times 80 \%$). Finalement, il faut diviser le volume d'eau dans les racines par la porosité du matériau ($n_{\text{MT20}} = 0.38$ et $n_{\text{MT40}} = 0.36$). Ainsi, l'eau contenue dans les racines représente 0,136 % et 0,069 % de la porosité du sol pour le MT20 et le MT40 respectivement.

L'article de Gerke et Kuchenbuch (2007) s'intéresse également à l'impact des racines sur l'humidité du sol. Les auteurs ont étudié la répartition spatiale de l'eau dans les racines et dans le sol en vrac dans une culture de maïs en considérant que les racines sont complètement saturées. Ils ont montré que l'eau contenue dans les racines était généralement inférieure à 2 – 5 % et elle peut augmenter jusqu'à 20 % de la porosité du sol localement, près des rangées de plantes. Nos résultats sont cohérents avec ceux de Gerke et Kuchenbuch (2007) et confirment que l'eau contenue dans les racines peut représenter une fraction significative de l'eau totale du sol. Cela souligne l'importance de prendre en compte l'impact des racines lors de l'interprétation des données de TEV obtenues par des sondes utilisant des méthodes diélectriques.

5.5.2 Modification de la conductivité hydraulique des matériaux

Le Cas 1, modèle numérique représentant la cellule Lys-5 composée de roches stériles, a utilisé comme point de départ la caractérisation hydrogéologique réalisée par Lavoie-Deraspe (2019). La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) proposée par Lavoie-Deraspe (2019) était de $4,7 \times 10^{-3}$ m/s. Cependant, cette valeur ne permettait pas de bien représenter la dynamique de percolation observée sur le terrain. Pour obtenir une meilleure simulation de la percolation, la k_{sat} a été augmentée à $4,0 \times 10^{-2}$ m/s. Cette modification a permis d'obtenir des résultats plus cohérents en termes de bilan hydrique, avec une meilleure représentation de la dynamique de percolation.

La k_{sat} mesurée par Lavoie-Deraspe (2019) l'a été sur du matériel tamisé à 5 cm, alors que dans la cellule Lys-5, la taille des roches stériles pouvait atteindre 50 cm de diamètre. Du matériel plus grossier peut avoir une k_{sat} plus élevée. Il est à noter que la valeur de k_{sat} modifiée ($4,0 \times 10^{-2}$ m/s) demeure dans la plage de valeurs réalistes observées dans la littérature pour les roches stériles (Ritchie, 1994; Lefebvre et al., 2001; Lessard, 2011; Kalonji Kabambi et al., 2017; Martin et al., 2019).

Dans le Cas 2, les k_{sat} initialement utilisées ($9,8 \times 10^{-8}$ m/s pour le MT-SP et $5,3 \times 10^{-7}$ m/s pour la terre végétale) n'ont pas permis d'obtenir la même dynamique de percolation que celle observée dans la cellule Lys-4, et une partie des précipitations était évacuée par ruissellement. En supposant

que les surfaces des cellules sont planes, nous avons fait l'hypothèse que le ruissellement est nul. Ainsi, pour éviter la création de ruissellement dans le modèle numérique, la k_{sat} des matériaux a été augmentée d'un ordre de grandeur ($9,8 \times 10^{-7}$ m/s pour le MT-SP et $5,3 \times 10^{-6}$ m/s pour la terre végétale). Il a été considéré que ces variations demeuraient dans l'ordre du possible pour les matériaux testés, basé sur des mesures sur des matériaux semblables retrouvés dans la littérature.

5.5.3 Effets de barrière capillaire

Compte tenu du contraste granulométrique entre le mort-terrain (MT-SP) et les roches stériles, il était attendu que des effets de barrière capillaire se forment entre ces deux couches, limitant l'écoulement de l'eau vers les roches stériles. Ce phénomène est difficile à observer sur le terrain, et l'utilisation de modèles numériques peut aider à le comprendre (Fala et al., 2006). Tout au long de la simulation M5-C-C2, le mort-terrain a d'ailleurs présenté des conditions très proches de la saturation (S_r variant entre 96 % et 99 %), ce qui irait dans le sens de la présence d'un effet de barrière capillaire. Lorsque l'eau s'accumule dans la couche inférieure du mort-terrain et que la succion atteint la pression d'entrée d'eau (WEV) des roches stériles (~ -4 kPa), l'eau s'infiltre dans les roches stériles. En effet, on constate que pour 239 sur 303 pas de temps (1 pas de temps = 6 heures, durée totale de simulation : 1818 heures), la succion à l'interface mort-terrain/roches stériles atteint et dépasse la WEV des roches stériles. La figure 5.13 présente le profil de succion dans le sol pour l'état initial de la simulation ($t = 0$ h en régime permanent, 27 juillet 2017) ainsi que deux exemples de profil de succion où la pression à l'interface mort-terrain/roches stériles dépasse la WEV des roches stériles (le 31 juillet = 3,5 jours de simulation, le 13 août = 16,5 jours de simulation).

Comme le mort-terrain présentait souvent des mesures de TEV non saturées, et que l'on observait de la percolation après les événements de pluie sans saturation complète du mort-terrain, on ne peut pas conclure qu'il y avait un effet de barrière capillaire effectif entre les roches stériles et le mort-terrain. Il se peut que l'utilisation de roches stériles incluant des éléments très grossiers (blocs rocheux) ait créé des chemins préférentiels d'écoulement d'eau dans les roches stériles qui facilite l'infiltration de l'eau à partir du mort-terrain malgré la présence des effets de barrière capillaire. Les travaux de (Broda et al., 2017) ont d'ailleurs montré que dans un recouvrement avec effets de barrière capillaire, si la couche de bris capillaire du bas (les stériles dans ce cas-ci) contient des

canaux préférentiels (simulés dans leur étude comme des fractures interconnectées), la percolation peut être significativement plus élevée.

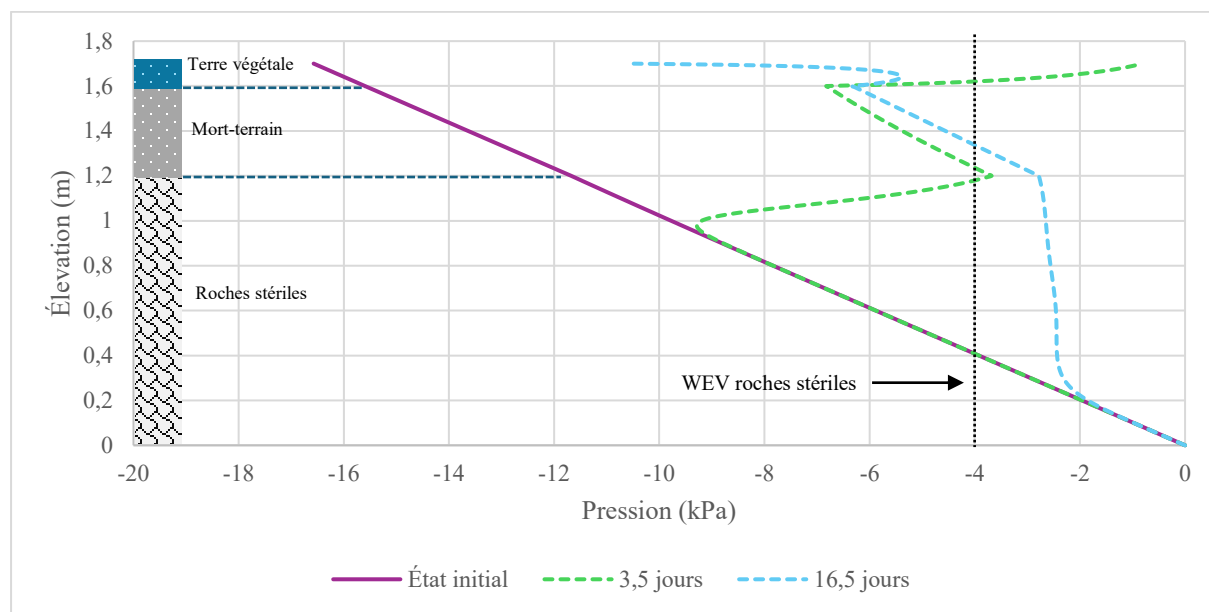


Figure 5.13 : Profil de pression (ou succion) du modèle M5-C-C2 pour l'état initial (équilibre hydrostatique) et à 3,5 et 16,5 jours de simulation.

L'écoulement préférentiel est un phénomène important à prendre en compte dans les modèles de bilan hydrique des couvertures de sol, car il peut augmenter significativement la percolation. Song et Yanful (2011) ont étudié l'effet d'un canal de sable de 10 cm de large simulant des fissures dans une couche barrière d'argile silteuse. Ils ont observé que la percolation maximale était obtenue lorsque le canal était placé proche du bas de la pente. Dans le cas de la cellule Lys-4, il est aussi possible qu'il y ait des zones à propriétés différentes dans la couche de MT-SP qui peuvent avoir créé des chemins préférentiels d'écoulement. Cela irait dans le sens d'une conductivité hydraulique saturée moyenne plus élevée insérée dans le modèle numérique pour le mort-terrain afin de s'approcher des valeurs de percolation mesurées. Cela pourrait aussi expliquer en partie la percolation importante observée dans cette cellule, malgré la présence d'un contraste de propriétés moyennes suffisant pour engendrer une barrière capillaire entre le mort-terrain et les roches stériles.

5.5.4 Paramètres d'ajustement pour limiter l'évaporation

Plusieurs simulations ont été réalisées pour calibrer et vérifier chaque cas. Ces simulations ont fait varier non seulement les propriétés hydrogéologiques des matériaux, mais aussi deux paramètres liés à la condition aux limites LCI appliquée à la surface du modèle :

- Pression minimale permise à la surface du modèle (MPWP),
- Autorisation de l'évaporation pendant les pluies.

Parmi ces deux paramètres, la MPWP est le plus contraignant. En effet, les dynamiques d'évaporation et de percolation sont fortement liées à la pression à la surface du modèle.

La simulation M5-C-C2 calibrée du Cas 2 (cellule de stérile avec recouvrement non végétalisé) avec une MPWP de -12 kPa a été utilisée pour évaluer l'effet de la MPWP sur le modèle. Cette évaluation a permis de comparer :

- La variation de la pression à la surface du modèle,
- Le débit de percolation à la base du modèle, et
- La variation de la teneur en eau volumique (TEV) dans le mort-terrain et la terre végétale.

Pour ce faire, une simulation supplémentaire a été réalisée en supprimant la contrainte de pression à la surface. Cela a permis au logiciel de calculer lui-même cette pression à la surface du modèle.

Lorsque la MPWP n'est pas fixée à la surface du modèle, on constate que :

- La pression à la surface atteint des valeurs fortement négatives, allant jusqu'à -20 000 kPa (figure 5.14);
- Le débit d'eau à la base du modèle est positif, ce qui indique que l'eau ne sort pas du modèle mais y entre (figure 5.15);
- La TEV de la terre végétale présente de fortes variations (0,18 à 0,53 m³/m³) durant la période du 27 juillet au 21 août 2017. Ces variations s'atténuent ensuite, mais la valeur de TEV reste très faible atteignant des valeurs de 0,14 m³/m³ (figure 5.16);
- La TEV du mort-terrain montre des valeurs proches du modèle initial (pour une MPWP = -12 kPa) avec un peu plus de fluctuations. Cependant, après le 21 août, la teneur en eau dans le mort-terrain devient trop faible, atteignant des valeurs de 0,09 m³/m³ (figure 5.16).

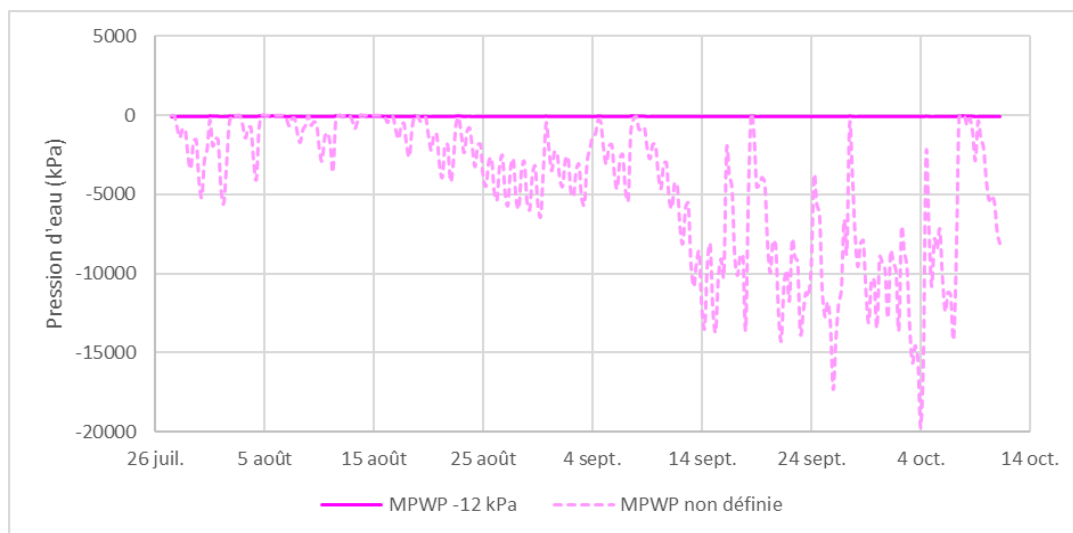


Figure 5.14 : Évolution de la pression à la surface du modèle M5-C-C2 pour une MPWP = -12 kPa (ligne pleine) et MPWP définie par le logiciel (ligne pointillée).

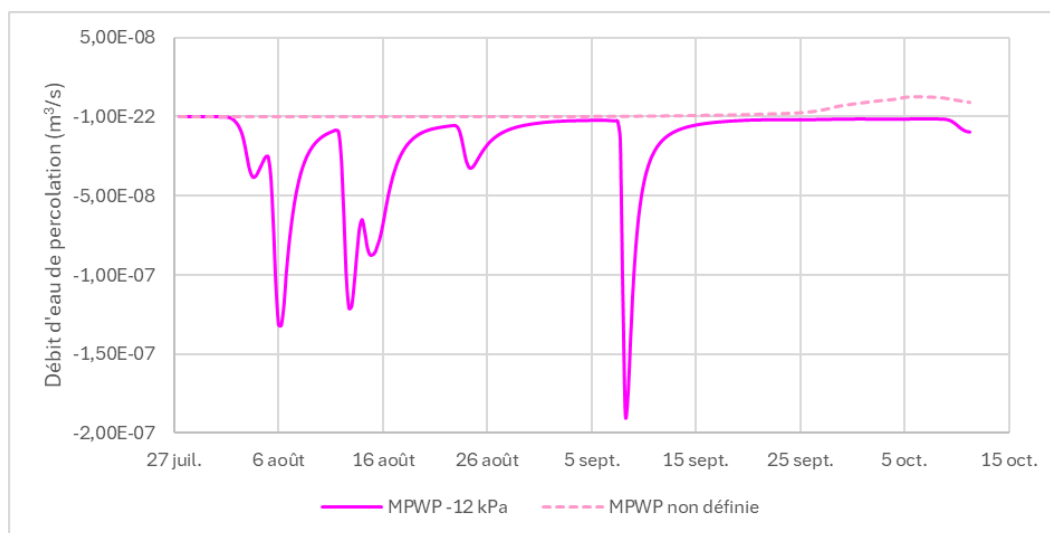


Figure 5.15 : Évolution du débit d'eau à la base du modèle M5-C-C2 pour une MPWP = -12 kPa (ligne pleine) et MPWP définie par le logiciel (ligne pointillée).

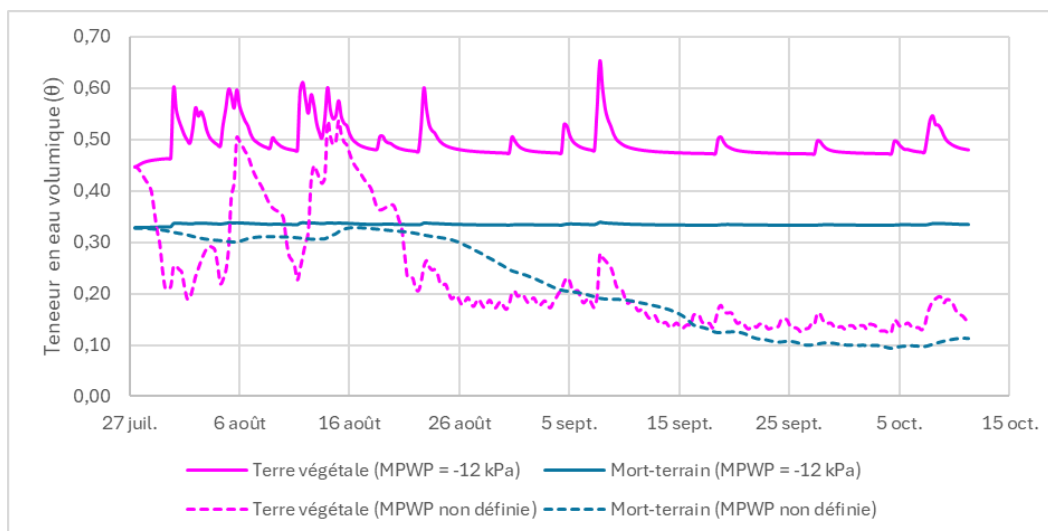


Figure 5.16 : Évolution de la teneur en eau volumique (TEV) dans le mort-terrain (MT-SP_ (ligne bleue) et la terre végétale (ligne rose) du modèle M5-C-C2 pour une MPWP = -12 kPa (ligne pleine) et MPWP définie par le logiciel (ligne pointillée).

La remontée d'eau à la base du modèle (percolation inverse) est liée à deux facteurs :

- La forte demande atmosphérique: l'application de fortes pressions négatives à la surface du modèle crée une succion importante qui attire l'eau vers la surface.
- La présence d'une nappe phréatique à la base du modèle: la condition limite de charge de pression nulle à la base du modèle permet à l'eau de la nappe phréatique de remonter dans le modèle.

En raison de ces deux facteurs, le modèle utilise l'eau présente dans la partie inférieure de la colonne pour maintenir l'évaporation calculée. Cela peut entraîner une percolation inverse, c'est-à-dire une remontée d'eau du fond du modèle vers la surface.

Il est important de noter que lorsque la valeur maximale de succion (ou pression minimale, MPWP), est fixée à la surface du modèle, le bilan hydrique est contraint de respecter cette condition. Cela signifie que la pression à la surface du modèle ne peut pas descendre en dessous de la valeur spécifiée. Dans la simulation M5-C-C2 avec une MPWP fixée à -12 kPa, la pression à la surface du modèle a été limitée à -12 kPa sur 218 des 303 pas de temps, soit 72 % du temps total de modélisation. Autrement dit, le modèle a dû maintenir cette valeur pendant la majeure partie de la simulation.

Bref, la limite de pression appliquée à la surface du modèle a un impact important sur les composantes du bilan hydrique simulé. La diminution de la pression a permis d'améliorer la simulation de la percolation et de l'évaporation, mais a eu un impact négatif sur la simulation de la TEV du mort-terrain. Des investigations supplémentaires devraient être réalisées dans le futur pour comprendre les raisons de cette augmentation et pour améliorer la précision du modèle. À noter que la candidate a eu de nombreuses interactions avec le fournisseur du logiciel (Seequent) afin d'éclaircir cette situation mais sans succès.

6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif principal de ce projet était d'améliorer les connaissances sur l'effet potentiel de la végétalisation, c'est-à-dire l'impact de la végétation et des couches de végétalisation colonisées par les racines, sur le bilan hydrique des roches stériles. Plus précisément, il s'agissait d'évaluer l'impact de l'ajout de deux types de recouvrement : un recouvrement en sol non végétalisé et un recouvrement en sol végétalisé, sur le bilan hydrique, avec une emphase sur la composante percolation à travers les roches stériles. Trois cellules de terrain instrumentées (Lys-5, Lys-4 et Lys-2) ont été suivies pendant cinq saisons de croissance (2017 à 2021). Cette instrumentation a permis d'évaluer l'effet de la végétalisation dans des conditions réelles du site.

En s'appuyant sur les mesures de terrain (percolation et teneur en eau volumique), l'étude a évalué la capacité d'un modèle numérique 1D d'hydrogéologie non saturée à intégrer l'effet de la végétalisation et à reproduire la dynamique d'écoulement observée sur le terrain. Pour ce faire, les données de terrain ont été utilisées pour calibrer et vérifier trois modèles numériques.

À la connaissance de l'auteure, une telle étude où l'on utilise des cellules expérimentales instrumentées pour quantifier le bilan hydrique de stériles miniers recouvert ou non de sol, avec ou sans végétation est unique en son genre. De plus, il est peu fréquent de retrouver des travaux qui compare les résultats physiques et numériques de systèmes contrôlés de ce type.

6.1 Principales conclusions

Le suivi des cellules de terrain a permis de tirer les conclusions suivantes :

- a) La percolation représente la composante dominante du bilan hydrique des roches stériles nues (Lys- 5) comptant pour entre 75 % et 86 % des précipitations cumulées selon les années et elle est comparable ou même plus élevée que celle rapportée dans la littérature pour un contexte similaire en climat humide.
- b) L'ajout d'une couche de sol de 0,5 m sur la cellule Lys-4 a entraîné une réduction de 36 % du volume d'eau de précipitation percolant au cours de la première année, atteignant un maximum de 64 % de réduction en 2021. Ainsi, la percolation cumulée dans la cellule avec un recouvrement non végétalisé (Lys-4) est nettement inférieure à celle de la cellule Lys-5,

et l'évaporation est devenue la principale composante du bilan hydrique dès la deuxième année de suivi.

- c) L'efficacité du recouvrement non végétalisé pour réduire la percolation s'est maintenue dans le temps. La percolation n'a été observée que lors de précipitations intenses, généralement supérieures à 8,3 mm/h (valeur moyenne est calculée sur la période 2018-2021). Il est important de noter que le niveau de saturation du mort-terrain (MT-SP) au moment de la pluie influence également la percolation. En effet, un mort-terrain déjà saturé sera plus susceptible de percoler même lors de précipitations moins intenses.
- d) La végétation a une influence sur le bilan hydrique de la cellule Lys-2 à partir de la deuxième année, ce qui est fortement lié à la croissance rapide des saules observée entre 2017 et 2018, où la hauteur moyenne des arbustes a presque triplé. Le volume d'eau de précipitation qui percole a été réduit de 34 % par rapport à la cellule Lys-4 sans plantation et de 88 % par rapport à la cellule Lys-5 sans recouvrement ni plantation. Ainsi, l'ajout d'une plantation de saules à croissance rapide sur un recouvrement a permis de diminuer considérablement le volume de précipitations qui percole en augmentant la composante d'évapotranspiration. Il est important de souligner que les taux d'ET de ce saule à croissance rapide planté à une densité 1 m x 1 m ressemblent à ceux rapportés pour des essences matures de la forêt boréale, qui pourraient s'installer à long terme sur le site minier restauré.
- e) Les modèles numériques, calibrés et vérifiés à l'aide des données de terrain, ont prédit que le stockage de l'eau dans le mort-terrain serait légèrement supérieur à celui des lysimètres, autant pour la cellule avec recouvrement non végétalisé que pour la cellule végétalisée. La prédiction du stockage en eau dans la terre végétale par les simulations a également donné des résultats satisfaisants, sauf lors du calibrage du modèle végétalisé. Néanmoins, la vérification du modèle avec végétation a montré une meilleure correspondance entre les TEV simulées et mesurées de la terre végétale.
- f) Bien que les simulations numériques aient pu reproduire de manière satisfaisante la dynamique de percolation pour les trois cellules de terrain, des écarts persistent entre les valeurs simulées et mesurées de teneur en eau volumique dans les deux sols du recouvrement, particulièrement dans le mort-terrain. Il est important de souligner qu'à l'échelle d'une cellule expérimentale de terrain, la mesure de la percolation intègre la possible hétérogénéité des matériaux, alors que la TEV est une composante plus localisée.

Le calibrage du modèle sur la percolation en priorité implique d'entrer des propriétés hydrogéologiques représentatives d'un modèle équivalent à l'ensemble de la cellule en intégrant les hétérogénéités. Il aurait été utile d'avoir plusieurs sondes TEV au même niveau ou d'utiliser d'autres méthodes de mesure TEV qui donnent une idée de l'hétérogénéité de ce paramètre à l'échelle de la cellule pour mieux calibrer le modèle.

- g) L'effet de barrière capillaire confirmé dans le modèle numérique ne semble pas s'être développé au niveau attendu sur le terrain malgré le contraste des propriétés observé, possiblement en raison de chemins préférentiels d'écoulement dans les roches stériles grossières.
- h) Plusieurs défis en lien avec les modélisations numériques ont dû être relevés dans ce projet. Par exemple, un problème de réalisme du bilan hydrique modélisé avec l'équation de Penman-Wilson pour la LCI intégrant des paramètres de végétation a été observé. Il semble que l'effet du LAI sur la valeur d'ET est mal intégré dans le logiciel puisque dans certaines conditions, cette valeur dépasse les précipitations. Aussi, pour obtenir des résultats numériques réalistes au niveau de l'ET, il a été nécessaire de contrôler la pression minimale à la surface. Sans cette contrainte, les succions générés à la surface atteignaient des valeurs de plusieurs dizaines de milliers de kPa.

6.2 Recommandations

Ce projet de recherche a permis d'évaluer et de confirmer que l'ajout d'un recouvrement végétalisé permet de diminuer significativement le volume d'eau de précipitation qui percole dans des roches stériles. Les résultats nous permettent de proposer certaines recommandations pratiques et d'identifier des aspects de l'étude qui mériteraient d'être poussés plus loin :

- a) Utilisation à grande échelle : Étant donné les effets bénéfiques observés de la végétalisation sur le bilan hydrique des roches stériles, il est recommandé d'envisager son application à plus grande échelle, comme la restauration d'une partie de la halde à stérile, afin d'évaluer si l'hétérogénéité au sein de la structure peut modifier la réponse en termes de diminution de la percolation par un recouvrement végétalisé.
- b) Études sur la durabilité : Il serait bénéfique de mener des études sur la durabilité à long terme de la végétalisation et de son impact sur le bilan hydrique, en tenant compte des

changements climatiques et des conditions locales. Cela inclut l'étude de l'évolution de la végétation, de son effet sur l'évapotranspiration (ET), et de sa mortalité.

- c) Variabilité de l'ET associée aux espèces végétales : Explorer la variabilité des espèces végétales utilisées pour la végétalisation en utilisant des espèces locales afin de déterminer si elles offrent une efficacité similaire à une espèce végétale à croissance rapide en termes de réduction de la percolation et de promotion de l'évapotranspiration.
- d) Amélioration du programme de surveillance : Augmenter le nombre de sondes de teneur en eau volumique pour valider les données, tenir compte de l'hétérogénéité des matériaux, et pallier les problèmes de fonctionnement. Coupler les sondes TEV avec des sondes de succion dans tous les matériaux pour une évaluation plus précise du stockage d'eau et des processus d'infiltration. Calibrer les sondes TEV avec et sans la présence des racines.
- e) Utilisation d'instruments de mesure de l'évapotranspiration : Mettre en place des instruments de mesure directe de l'évapotranspiration et de la transpiration pour réduire les incertitudes liées à la quantification de cette composante afin de permettre une évaluation plus précise de la contribution d'un recouvrement (végétalisé ou non) à la réduction de la percolation des roches stériles.
- f) Amélioration de l'effet de barrière capillaire : Évaluer des options alternatives pour garantir la présence d'une barrière capillaire entre le recouvrement et les roches stériles sous-jacentes afin d'optimiser le stockage relargage dans le mort-terrain et de maximiser l'efficacité du recouvrement à diminuer la percolation. Par exemple, les roches stériles pourraient être criblées et compactées sur une certaine épaisseur (quelques dizaines de centimètres par exemple) pour diminuer la présence de chemins préférentiels d'écoulement.
- g) Évaluation de l'influence à long terme des racines sur les propriétés des matériaux : Évaluer l'effet de la végétation à long terme pour valider si la présence des racines, notamment grossières, pourrait nuire ou améliorer l'efficacité du recouvrement à diminuer la percolation.
- h) Analyse de l'influence de la limite de pression minimale (MPWP) appliquée à la surface du modèle numérique : Effectuer des simulations numériques sur SEEP/W en utilisant le modèle de Penman-Monteith pour la simulation de l'évapotranspiration en faisant varier la MPWP et de les comparer aux résultats avec ceux obtenus en appliquant le modèle de Penman-Wilson. Par ailleurs, utiliser un autre programme de modélisation d'écoulement

hydrogéologique en condition non saturée afin de comprendre pourquoi SEEP/W ne pouvait pas simuler correctement le bilan hydrique lorsque ce paramètre n'était pas limité par l'utilisateur.

- i) Évaluation de la sensibilité du modèle de Penman-Wilson aux paramètres de végétation : L'intégration de la végétation dans le modèle de Penman-Wilson s'avère complexe et présente certaines limites. En effet, les simulations avec des indices de surface foliaire (LAI) supérieurs ou égaux à 1,9 et des variations négatives importantes du stockage d'eau dans le sol génèrent des valeurs d'évapotranspiration supérieures à 100% des précipitations. Des investigations supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les limites de l'application de l'équation de Penman-Wilson en présence de végétation.
- j) Utiliser d'autres méthodes de calcul de l'évapotranspiration moins dépendantes du rayonnement solaire : L'utilisation de modèles basés sur le rayonnement solaire, tels que les modèles de Penman-Wilson et de Penman-Monteith, peut présenter des incertitudes dans le calcul de l'évapotranspiration. En effet, le rayonnement solaire peut fluctuer en présence de nuages et la valeur de l'albédo peut varier en fonction du degré d'humidité de la surface. Par exemple, la terre végétale devient plus sombre lorsqu'elle est mouillée, ce qui diminue davantage le coefficient d'albédo et a un impact direct sur le taux d'évaporation de l'eau du sol.
- k) Évaluer des racines sur les mesures des sondes de teneur en eau volumique (TEV): Les racines des végétaux, composées principalement d'eau (~80 %), pourraient en effet influencer les lectures des sondes TEV.

Les travaux de cette étude montrent que l'ajout d'un recouvrement végétalisé avec des saules à croissance rapide permet de diminuer considérablement le volume d'eau de précipitations pouvant percoler dans les roches stériles. De plus, l'utilisation de modèles numériques, couplée à des mesures sur le terrain, peut simuler de façon satisfaisante la percolation d'eau dans les cellules lorsque la pression minimale permise à la surface du modèle est contrôlée par l'utilisateur et pour des valeurs faibles d'indice de surface foliaire.

RÉFÉRENCES

- Agriculture et Agroalimentaire Canada. (1998). *The canadian system of soil classification* (3^e éd.). NRC Research Press.
- Albright, W. H., Benson, C. H., et Waugh, W. J. (2010). *Water balance covers for waste containment*. American Society of Civil Engineers.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., et Smith, M. (1998). *Crop evapotranspiration : guidelines for computing crop water requirements*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Anctil, F., Rousselle, J., et Lauzon, N. (2012). *Hydrologie: Cheminements de l'eau*. Presses inter Polytechnique.
- Andreasen, M., Christiansen, J. R., Sonnenborg, T. O., Stisen, S., et Looms, M. C. (2023). Seasonal dynamics of canopy interception loss within a deciduous and a coniferous forest. *Hydrogeological processes*, 37(4). <https://doi.org/10.1002/hyp.14828>
- Angers, D. A., et Caron, J. (1998). Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, 42, 55-72. <https://doi.org/10.1023/A:1005944025343>
- Argunhan-Atalay, C., et Yazicigil, H. (2018). Modeling and performance assessment of alternative cover systems on a waste rock storage area. *Mine Water and the Environment*, 37(1), 106-118. <https://doi.org/10.1007/s10230-017-0476-y>
- Arya, L. M., et Paris, J. F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Science Society of America Journal*, 45(6), 1023-1030.
- ASTM. (2003). *Standard test methods for determination of the soil water characteristic curve for desorption using a hanging column, pressure extractor, chilled mirror hygrometer, and/or centrifuge* (D6836).
- ASTM. (2009). *Standard test methods for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis* (D6913-04).
- ASTM. (2014). *Standard test method for specific gravity of soil solids by gas pycnometer* (D5550). <https://doi.org/10.1520/D5550-14>
- ASTM. (2016a). *Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of porous material using a rigid-wall, compaction-mold permeameter* (D5856-15).
- ASTM. (2016b). *Standard test method for measurement of hydraulic conductivity of saturated porous materials using a flexible wall permeameter* (D5084).
- ASTM. (2019a). *Standard test method for laboratory determination of water (moisture) content of soil and rock by mass* (D2216-19).
- ASTM. (2019b). *Standard test method for permeability of granular soils (constant head)* (D2434). <https://doi.org/10.1520/d2434-68r06>
- Aubertin, Bussière, et Bernier. (2002). *Environnement et gestion des rejets miniers (CD-ROM)*.
- Aubertin, G. M. (1971). *Nature and extent of macropores in forest soils and their influence on subsurface water movement* (vol. 192). Northeastern Forest Experiment Station.
- Aubertin, M., Bussière, B., Achib, M., Chapuis, R., et Crespo, R. (1996). Une modélisation numérique des écoulements non saturés dans des couvertures multicouches en sols. *Hydrogéologie*, 1, 3-13.
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., . . . Chouteau, M. (2005). *Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles*. Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, CD-Rom, CIM.

- Aubertin, M., James, M., Maknoon, M., et Bussière, B. (2013). *Recommandations pour améliorer le comportement hydrogéotechnique des haldes à stériles*. GeoMontréal.
- Aubertin, M., Ricard, J.-F., et 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. <https://doi.org/10.1139/t97-080>
- Banton, O., Côté, D., et Trudelle, M. (1991). Détermination au champ de la conductivité hydraulique saturée à l'aide de l'infiltromètre à charge constante de Côté: théorie et approximations mathématiques. *Canadian Journal of Soil Science*, 71(1). <https://doi.org/10.4141/cjss91-010>
- BAPE. (2016). *Projet d'agrandissement de la mine aurifère Canadian Malartic et de déviation de la route 117 à Malartic*.
- Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D., et Valentine, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*, 62(1), 59-68. <https://doi.org/10.1093/jxb/erq350>
- Beven, K., et Germann, P. (1982). Macropores and water flow in soils. *Water resources research*, 18(5), 1311-1325.
- Blight, G. E. (2002). Measuring evaporation from soil surfaces for environmental and geotechnical purposes. <http://www.ajol.info/index.php/wsa/article/view/4911>
- Bodner, G., Leitner, D., et Kaul, H.-P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and soil*, 380, 133-151. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2079-8>
- Botula, Y.-D., Guittonny, M., Bussière, B., et Bresson, É. (2019). *Will tree colonisation increase the risks of serious performance loss of engineered covers under climate change in Québec, Canada?* Mine Closure 2019: Proceedings of the 13th International Conference on Mine Closure (p. 607-620).
- Botula, Y.-D., Guittonny, M., Bussière, B., et Maqsoud, A. (2017). *Influence de la végétation sur le bilan hydrique des recouvrements d'ingénierie utilisés pour contrôler le drainage minier acide* [Monographie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue].
- Bouchard, H. (2018). *Recrutement des essences boréales dans de jeunes plantations de peupliers hybrides de différentes densités sur pente de stériles miniers* [Mémoire de maîtrise, Université de Québec à Montréal].
- Bouchard, H., Guittonny, M., et Brais, S. (2018). Early recruitment of boreal forest trees in hybrid poplar plantations of different densities on mine waste rock slopes. *Forest ecology and management*, 429, 520-533.
- Bréda, N., Granier, A., Barataud, F., et Moyne, C. (1995). Soil water dynamics in an oak stand. *Plant and Soil*, 172(1), 17-27. <https://doi.org/10.1007/BF00020856>
- Breda, N. J. (2003). Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *Journal of experimental botany*, 54(392), 2403-2417.
- Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Hirthe, E., et Graf, T. (2017). Improving control of contamination from waste rock piles. *Environmental Geotechnics*, 4(4), 274-283. <https://doi.org/10.1680/envgeo.14.00023>
- Brooks, R. H., Corey, A. T., Colorado State University, H., et Water Resources, P. (1964). *Hydraulic properties of porous media*. Colorado State University, [Hydrology and Water Resources Program].
- Brown, S. M., Petrone, R. M., Chasmer, L., Mendoza, C., Lazerjan, M. S., Landhäusser, S. M., . . . Devito, K. J. (2014). Atmospheric and soil moisture controls on evapotranspiration from

- above and within a Western Boreal Plain aspen forest. *Hydrological Processes*, 28(15), 4449-4462. <https://doi.org/10.1002/hyp.9879>
- Burdine, N. (1953). Relative permeability calculations from pore size distribution data. *Journal of Petroleum Technology*, 5(03), 71-78.
- Bureau de normalisation du Québec. (2017). *CAN/BNQ 2501-060 - Cone de sable - Détermination de la masse volumique du sol en place*.
- Burger, C. A., et Shackelford, C. D. (2001). Evaluating dual porosity of pelletized diatomaceous earth using bimodal soil-water characteristic curve functions. *Canadian Geotechnical Journal*, 38(1), 53-66. <https://doi.org/10.1139/t00-084>
- Bussière, B. (1999). *Étude du comportement hydrique de couvertures avec effet de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques* [Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal].
- Bussière, B., et Aubertin, M. (1999). *Clean tailings as cover material for preventing acid mine drainage: an in situ experiment*. Proceedings of Sudbury (vol. 99, p. 19-28).
- Bussière, B., Aubertin, M., et Chapuis, R. P. (1997). *Écoulement non saturé à travers les couvertures avec effets de barrière capillaire, CEBC : modélisation physique et numérique avec application au drainage minier acide* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. <https://publications.polymtl.ca/9630/>
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J. W., et Chapuis, R. P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal*, 44(3), 245-265.
- Bussière, B., et Guitttonny, M. (2021a). *Hard Rock Mine Reclamation : From prediction to management of acid mine drainage*. CRC Press.
- Bussière, B., et Guitttonny, M. (2021b). Long-term evolution of reclamation performance. *Hard Rock Mine Reclamation : From prediction to management of acid mine drainage*. B. Bussière et M. Guitttonny (Éds.). CRC Press.
- Bussière, B., Pabst, T., Boulanger-Martel, V., Guitttonny, M., Plante, B., Neculita, C. M., . . . Labonté-Raymond, P.-L. (2021). Monitoring the performance of mine site reclamation. *Hard Rock Mine Reclamation : From prediction to management of acid mine drainage*. B. Bussière et M. Guitttonny (Éds.). CRC Press.
- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Maqsoud, A., et Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Déchets, sciences et techniques*, 54, 49-64. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.1254>
- Bussière, B., et Ward, W. (2021). Store-and-release covers. *Hard Rock Mine Reclamation : From prediction to management of acid mine drainage*. B. Bussière et M. Guitttonny (Éds.). CRC Press.
- Canadell, J., Jackson, R. B., Ehleringer, J. B., Mooney, H. A., Sala, O. E., et Schulze, E. D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, 108(4), 583-595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Carey, S. K., Barbour, S. L., et Hendry, M. J. (2005). Evaporation from a waste-rock surface, Key Lake, Saskatchewan. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(4), 1189-1199. <https://doi.org/10.1139/t05-033>
- Carman, P. C. (1939). Permeability of saturated sands, soils and clays. *The Journal of Agricultural Science*, 29(2), 262-273. <https://doi.org/10.1017/S0021859600051789>
- Cash, A. (2014). *Structural and hydrologic characterization of two historic waste rock piles* [Mémoire de maîtrise, University of Alberta].

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2003). *MA. 1010 - PAF 1.0 - Méthode d'analyse - Détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte au feu (PAF)*.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2015). *MA. 100-Gran. 2.0 - Détermination de la granulométrie*.
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., et Mooney, H. A. (2002). *Principles of terrestrial ecosystem ecology* (1^e éd.).
- Chapin III, F. S., Matson, P. A., et Vitousek, P. M. (2011). *Principles of terrestrial ecosystem ecology* (2^e éd.).
- Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 71(3), 401-434. <https://doi.org/10.1007/s10064-012-0418-7>
- Chapuis, R. P., et Aubertin, M. (2003a). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 616-628. <https://doi.org/10.1139/T03-013>
- Chapuis, R. P., et Aubertin, M. (2003b). *Predicting the coefficient of permeability of soils using the Kozeny-Carman equation*. https://publications.polymtl.ca/2605/1/EPM-RT-2003-03_Chapuis.pdf
- Chevé, N., Guittonny, M., et Bussière, B. (2018). *Water budget of field experimental cells with vegetated and non-vegetated soil layers placed on waste rock* Proceedings of the 12th International Conference on Mine Closure, Leipzig, Germany, September 2018.
- Dagenais, A.-M., Aubertin, M., Bussiere, B., et Martin, V. (2005). Large scale applications of covers with capillary barrier effects to control the production of acid mine drainage. *Proceedings of post-mining*, 16-17.
- Darcy, H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon: Exposition et application des principes à suivre et des formules à employer dans les questions de distribution d'eau: Ouvrage terminé par un appendice relatif aux fournitures d'eau de plusieurs villes, au filtrage des eaux et à la fabrication des tuyaux de fonte, de plomb, de tôle et de bitume* (vol. 2). V. Dalmont.
- Dassargues, A. (2020). *Hydrogéologie appliquée : science et ingénierie des eaux souterraines*. Dunod.
- DeJong, J., Tibbett, M., et Fourie, A. (2015). Geotechnical systems that evolve with ecological processes. *Environmental earth sciences*, 73(3), 1067-1082. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3460-x>
- Delage, P., et Cui, Y.-J. (2000). L'eau dans les sols non saturés. *Techniques de l'ingénieur mécanique des sols et géotechnique*. <https://doi.org/https://doi.org/10.51257/a-v1-c301>
- 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, École Polytechnique Montréal].
- Dunkerley, D. (2000). Measuring interception loss and canopy storage in dryland vegetation: a brief review and evaluation of available research strategies. *Hydrological Processes*, 14(4), 669-678. [https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(200003\)14:4%3C669::AID-HYP965%3E3.0.CO;2-I](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/(SICI)1099-1085(200003)14:4%3C669::AID-HYP965%3E3.0.CO;2-I)
- Dunkerley, D. L., et Booth, T. (1999). Plant canopy interception of rainfall and its significance in a banded landscape, arid western New South Wales, Australia. *Water Resources Research*, 35(5), 1581-1586.
- Dunne, T., et Leopold, L. B. (1978). *Water in environmental planning*. W H Freeman.

- Environnement Canada. (2023a). *Station météorologique d'Amos - Données des stations pour le calcul des normales climatiques au Canada de 1981 à 2010*. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_f.html?searchType=stnProv&lstProvince=QC&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=6019&dispBack=0
- Environnement Canada. (2023b). *Station météorologique de Val-d'Or, normales climatiques au Canada 1971-2000 (Station ID : 7098600)*. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/results_e.html?searchType=stnProv&lstProvince=QC&txtCentralLatMin=0&txtCentralLatSec=0&txtCentralLongMin=0&txtCentralLongSec=0&stnID=6081&dispBack=0
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., et Bussière, B. (2005). Numerical modelling of flow and capillary barrier effects in unsaturated waste rock piles. *Mine Water and the Environment*, 24(4), 172-185. <https://doi.org/10.1007/s10230-005-0093-z>
- Fala, O., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., et Chapuis, R. P. (2006). *Numerical simulations of long term unsaturated flow and acid mine drainage at waste rock piles*. Proceedings of the 7th International Conference on acid rock drainage (ICARD) (p. 26-30).
- Falkenberg, H. (2011). *Interior gardens : designing and constructing green spaces in private and public buildings*. Birkhäuser. <https://doi.org/10.1515/9783034610452>
- Feddes, R. A., Hoff, H., Bruen, M., Dawson, T., De Rosnay, P., Dirmeyer, P., . . . Pitman, A. J. (2001). Modeling root water uptake in hydrological and climate models. *Bulletin of the American meteorological society*, 82(12), 2797-2810. https://journals.ametsoc.org/view/journals/bams/82/12/1520-0477_2001_082_2797_mruih_2_3_co_2.xml
- Foken, T. (2017). *Micrometeorology* (2^e éd.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-25440-6>
- Fourie, A., et Tibbett, M. (2007). *Post-Mining Landforms — Engineering a Biological System*.
- Frédette, C., Grebenshchykova, Z., Comeau, Y., et Brisson, J. (2019a). Evapotranspiration of a willow cultivar (*Salix miyabeana* Sx67) grown in a full-scale treatment wetland. *Ecological engineering*, 127, 254-262.
- Frédette, C., Labrecque, M., Comeau, Y., et Brisson, J. (2019b). Willows for environmental projects: A literature review of results on evapotranspiration rate and its driving factors across the genus *Salix*. *Journal of Environmental Management*, 246, 526-537.
- Fredlund, D. G., Rahardjo, H., et Fredlund, M. D. (2012). *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons.
- Fredlund, D. G., Xing, A., et Huang, S. (1994). Predicting the permeability function for unsaturated soils using the soil-water characteristic curve. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(4), 533-546. <https://doi.org/10.1139/t94-062>
- Freeze, A., et Cherry, J. (1979). *Groundwater*.
- Gagnon, H.-G. (2014). La Directive 019 sur l'industrie minière : Vers un règlement. https://naturequebec.org/wp-content/uploads/2020/11/RA14-09-12_Directive19.pdf
- Gardner, W. (1958). Mathematics of isothermal water conduction in unsaturated soils. *Highway Research Board Special Report*, 40, 78-87.
- GeoSlope International Ltd. (2020). *Heat and mass transfer modeling with GeoStudio* (1^e éd.).
- Gerke, H., et Kuchenbuch, R. (2007). Root effects on soil water and hydraulic properties. *Biologia*, 62(5), 557-561. <https://doi.org/doi:10.2478/s11756-007-0110-8>

- Gobron, N., Pinty, B., et Verstraete, M. M. (1997). Theoretical limits to the estimation of the leaf area index on the basis of visible and near-infrared remote sensing data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 35(6). <https://doi.org/10.1109/36.649798>
- Golder Associés. (2014). *Plan conceptuel de gestion des eaux et bilan d'eau - Conditions ultimes d'opération*. chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/mine_aurifere_malartic/documents/PR3.2_Annexe8-6.pdf
- Google Earth Pro. (2021). *Vue aérienne de la mine Canadian Malartic et des cellules expérimentales. Malartic, Québec, Canada (48° 6'14.46"N ; 78° 7'37.56"O). Altitude : 6,3 km (figure MCM) et 650 m pour les cellules lysimètres*. <http://bit.ly/4034iJG>
- Gouvernement du Québec. (2024a). Chapitre M-13.1 - Loi sur les mines. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/lc/M-13.1.pdf>
- Gouvernement du Québec. (2024b). Chapitre Q-2 - Loi sur la qualité de l'environnement. <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/pdf/lc/Q-2.pdf>
- Gouvernement du Canada. (2020). *8 faits sur la forêt boréale du Canada*. <https://www.rncan.gc.ca/nos-ressources-naturelles/forets/amenagement-forestier-durable-canada/foret-boreale/8-faits-sur-la-foret-boreale-du-canada/17395>
- Gouvernement du Canada. (2022). *Saison de croissance*. <https://ressources-naturelles.canada.ca/changements-climatiques/changements-climatiques/indicateurs-des-changements-forestiers/saison-croissance/18471>
- Guitttonny-Larchevêque, M., Bussière, B., et Pednault, C. (2016). Tree-substrate water relations and root development in tree plantations used for mine tailings reclamation. *Journal of environmental quality*, 45(3), 1036-1045.
- Guitttonny-Larchevêque, M., et 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.
- Guitttonny, M. (2021). Revegetation of mine sites. *Hard Rock Mine Reclamation : From Prediction to Management of Acid Mine Drainage* (p. 297-319). B. Bussière et M. Guitttonny (Éds.).
- Guitttonny, M., Bussière, B., Chevé, N., Mangane, B., et Duclos, M. (2019). Effects of revegetation and its supporting layers on the water budget of waste rocks. *Geo-Environmental Engineering*.
- Hadiwijaya, B., Pepin, S., Isabelle, P.-E., et Nadeau, D. F. (2020). The dynamics of transpiration to evapotranspiration ratio under wet and dry canopy conditions in a humid boreal forest. *Forests*, 11(2), 237. <https://www.mdpi.com/1999-4907/11/2/237>
- Hajizadeh Namaghi, H., Li, S., et Jiang, L. (2015). Numerical simulation of water flow in a large waste rock pile, Haizhou coal mine, China. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s40808-015-0007-4>
- Hatfield, J. L., et Prueger, J. H. (2015). Temperature extremes: Effect on plant growth and development. *Weather and Climate Extremes*, 10, 4-10. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wace.2015.08.001>
- Hauser, V. L. (2016). *Evapotranspiration covers for landfills and waste sites*. CRC Press.
- Haverkamp, R., Bouraoui, F., Zammit, C., et Angulo-Jaramillo, R. (1999). Soil properties and moisture movement in the unsaturated zone. *The handbook of groundwater engineering*. J. W. Delleur (Éds.). CRC Press.
- Haverkamp, R., et Parlange, J.-Y. (1986). Predicting the water-retention curve from particle-size distribution: sandy soils without organic matter. *Soil Science*, 142(6), 325-339.

- https://journals.lww.com/soilsci/fulltext/1986/12000/predicting_the_water_retention_curve_from.1.aspx
- Hazen, A. (1911). Dams on sand formations: discussion. *Trans ASCE*, 73, 199-203.
- Hillel, D. (2004). *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier Academic Press.
- Hillel, D., Warrick, A. W., Baker, R. S., et Rosenzweig, C. (1998). *Environmental soil physics*. Academic Press.
- Hinkelmann, R. (2005). *Efficient numerical methods and information-processing techniques for modeling hydro- and environmental systems*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- HOBO. (2024). *HOBO U30 USB Weather station starter kit*. <https://www.onsetcomp.com/products/kit/u30-nrc-sys-c>
- Hogg, E. H., Black, T. A., Hartog, G. d., Neumann, H. H., Zimmermann, R., Hurdle, P. A., . . . Oren, R. (1997). A comparison of sap flow and eddy fluxes of water vapor from a boreal deciduous forest. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D24), 28929-28937. <https://doi.org/10.1029/96JD03881>
- Holtz, R. D., et Kovacs, W. D. (1991). *Introduction à la géotechnique*.
- Horton, R. E. (1940). *An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity*. Soil science Society of America proceedings (vol. 5, p. 24).
- Howell, T., et Evett, S. (2004). The Penman-Monteith Method.
- Jackson, R. B., Sperry, J. S., et Dawson, T. E. (2000). Root water uptake and transport: using physiological processes in global predictions. *Trends in Plant Science*, 5(11), 482-488. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(00\)01766-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01766-0)
- Jalabert, J. (2020). *Projet intégrateur III*. École Polytechnique Montréal.
- Jarvis, N. J. (2020). A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, 71(3), 279-302.
- Jaworski, J., Granger, R., Stricker, J. N. M., et Kalma, J. (1997). *Estimation of areal evapotranspiration*.
- Jones, M. H., Macdonald, S. E., et Henry, G. H. (1999). Sex-and habitat-specific responses of a high arctic willow, *Salix arctica*, to experimental climate change. *Oikos*, 129-138.
- Kalonji, A. K. (2014). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effet de barrière capillaire faites entièrement de matériaux miniers* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique Montréal].
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., et Demers, I. (2017). Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering : An International Journal*, 35(3), 1199-1220. <https://doi.org/10.1007/s10706-017-0174-3>
- Khire, M., Benson, C. H., et Bosscher, P. J. (1999). Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 125(6), 518-527. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(1999\)125:6\(518\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(1999)125:6(518))
- Khire, M. V., Benson, C. H., et Bosscher, P. J. (2000). Capillary barriers: Design variables and water balance. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 126(8), 695-708.
- Kotuby-Amacher, J., Koenig, R., et Kitchen, B. (2000). Salinity and plant tolerance. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=582a4db0d95aa8291bee636d6f97a7056d3820a>
- Kovács, G. r. (1981). *Seepage hydraulics*. Elsevier Scientific.

- Kudo, G. (2003). Variations in leaf traits and susceptibility to insect herbivory within a *Salix miyabeana* population under field conditions. *Plant Ecology*, 169, 61-69.
- Lal, R. (2020). Soil organic matter and water retention. *Agronomy Journal*, 112(5), 3265-3277. <https://doi.org/10.1002/agj2.20282>
- Lal, R., et Shukla, M. K. (2004). *Principles of soil physics*. Marcel Dekker, Inc.
- Lambers, H., Chapin, F. S., et Pons, T. L. (2008). *Plant physiological ecology* (vol. 2). Springer.
- Lamontagne, L., et Nolin, M. C. (1997). *Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols*. https://sis.agr.gc.ca/siscan/publications/surveys/pq/pqb7/pqb7_report.pdf
- Lamoureux, S., Straker, J., Barbour, S., et Kane, M. (2012). *Enhancing the understanding for the influence of vegetation on cover system performance in a canadian mining context*.
- Larochelle, C. (2019). *Utilisation de stériles générateurs d'acide comme couche de bris capillaire dans une couverture avec effets de barrière capillaire* [Mémoire de maîtrise, Université de Montréal].
- Lassabatere, L., Yilmaz, D., Peyrard, X., Peyneau, P. E., Lenoir, T., Šimůnek, J., et Angulo-Jaramillo, R. (2014). New Analytical Model for Cumulative Infiltration into Dual-Permeability Soils. *Vadose Zone Journal*, 13(12). <https://doi.org/https://doi.org/10.2136/vzj2013.10.0181>
- Lavoie-Deraspe, J. (2019). *Étude du comportement hydrogéologique de couvertures avec effets de barrière capillaire sur une halde à stériles de grande dimension* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique Montréal].
- Lefebvre, R., Hockley, D., Smolensky, J., et Gélinas, P. (2001). Multiphase transfer processes in waste rock piles producing acid mine drainage: 1: Conceptual model and system characterization. *Journal of contaminant hydrology*, 52(1-4), 137-164.
- Lessard, G. (2011). *Essais d'infiltration sur la halde à stérile Petit-Pas de la mine Tio, Havre-St-Pierre*. [Mémoire de maîtrise, École polytechnique Montréal].
- Marcoline, J. R. (2008). *Investigations of water and tracer movement in covered and uncovered unsaturated waste rock* [Text]. <https://open.library.ubc.ca/collections/24/items/1.0052633>
- Marshall, T. J., Holmes, J. W., et Rose, C. W. (1996). *Soil physics*. Cambridge university press.
- Martin, P. J., et Stephens, W. (2006). Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil. II: Water use. *Bioresource Technology*, 97(3), 449-458. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.03.004>
- Martin, V., Bussière, B., Plante, B., Pabst, T., Aubertin, M., Medina, F., . . . Broda, S. (2017). *Controlling water infiltration in waste rock piles: Design, construction, and monitoring of a large-scale in-situ pilot test pile* Geo Ottawa.
- Martin, V., Pabst, T., Bussière, B., Plante, B., et Aubertin, M. (2019). *A new approach to control contaminated mine drainage generation from waste rock piles: Lessons learned after 4 years of field monitoring*.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., et Bussière, B. (2006). Predicting the unsaturated hydraulic conductivity of granular soils from basic geotechnical properties using the modified Kovács (MK) model and statistical models. *Canadian Geotechnical Journal*, 43(8), 773-787. <https://doi.org/10.1139/t06-044>
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R. P., et Bussière, B. (2002). Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering*, 20(3), 235-259. <https://doi.org/10.1023/A:1016046214724>
- Mbonimpa, M., Boulanger-Martel, V., Bussière, B., et Maqsoud, A. (2021). Water, gas, and heat movement in cover materials. *Hard Rock Mine Reclamation : From prediction to management of acid mine drainage*. B. Bussière et M. Guittonny (Éds.). CRC Press.

- McCarthy, D. F. (2007). *Essentials of soil mechanics and foundations* (7^e éd.).
- MDDEP. (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf
- MEND. (2014). *Modeling the critical interactions between cover systems and vegetation* (2.21.6).
- Merkus, H. G. (2009). *Particle size measurements: fundamentals, practice, quality* (vol. 17). Springer Science & Business Media.
- MERN. (2016). Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. <https://mern.gouv.qc.ca/mines/publications/index.jsp>
- MERN. (2022). Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. https://mrnf.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/GM_restoration_sites_miniers_MERN.pdf
- Ministère des transports. (1989). *Guide d'utilisation des nucléodensimètres*. Gouvernement du Québec.
- Monteith, J. L. (1965). Evaporation and environment. *Symposium on the Sociological Experimental Biology*, 19, 205-224.
- Morin, K. A. (1991). *Critical literature review of acid drainage from waste rock*. Canada Centre for Mineral and Energy Technology.
- Mosseler, A., et Major, J. E. (2015). Biomass and root stem production of a colony-forming willow (*Salix interior*) on highly disturbed, low fertility sites. *Biomass and Bioenergy*, 74, 202-212. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.01.019>
- Mosseler, A., Major, J. E., Labrecque, M., et Larocque, G. R. (2016). Allometric relationships in coppice biomass production for two North American willows (*Salix* spp.) across three different sites. *Forest Ecology and Management*, 320, 190-196. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.027>
- MRNF. (2023). *Carte interactive SIGÉOM*. <https://mrnf.gouv.qc.ca/mines/>
- Mualem, Y. (1976). A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522.
- Munson, B. R., Okiishi, T. H., Huebsch, W. W., et Rothmayer, A. P. (2012). *Fundamentals of fluid mechanics* (7^e éd.).
- Návar, J., et Bryan, R. (1990). Interception loss and rainfall redistribution by three semi-arid growing shrubs in northeastern Mexico. *Journal of Hydrology*, 115(1-4), 51-63.
- Nemes, A., Rawls, W. J., et Pachepsky, Y. A. (2005). Influence of organic matter on the estimation of saturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America journal*, 69(4), 1330-1338. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0055>
- Ngugi, M. R., Neldner, V. J., Doley, D., Kusy, B., Moore, D., et Richter, C. (2015). Soil moisture dynamics and restoration of self-sustaining native vegetation ecosystem on an open-cut coal mine. *Restoration Ecology*, 23(5), 615-624. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/rec.12221>
- Nicholls, E. M., Drewitt, G. B., Fraser, S., et Carey, S. K. (2019). The influence of vegetation cover on evapotranspiration atop waste rock piles, Elk Valley, British Columbia. *Hydrological Processes*, 33(20), 2594-2606. <https://doi.org/10.1002/hyp.13542>
- O'Kane, M., Ayres, B., Christensen, D., et Meiers, G. (2002). CANMET-CETEM Manual on Cover System Design for Reactive Mine Waste. *Saskatoon, Canada, O'Kane Consultants Inc.*
- ONU. (2023). *Population density*. <https://population.un.org/dataportal/data/indicators/49/locations/900/start/1950/end/2100/line/linetimeplotsingle>

- Organisation Météorologique Mondiale. (2008). Guide des pratiques hydrologiques. Volume I : Hydrologie - De la mesure à l'information hydrologique.
- Pabst, T. (2011). *Analyse de divers recouvrements pour la restauration d'anciens parcs à résidus miniers générateurs d'acide* [Thèse de doctorat, École Polytechnique Montréal].
- Panda, B., Freiman, T., et Manepally, C. (1999). A comparison of simulated unsaturated flow through waste rocks using two commonly used computer models. *Journal American Society of Mining and Reclamation*, 1999, 527-538. <https://doi.org/10.21000/JASMR99010527>
- Pédelaborde, P. (1968). Les bilans hydriques. *Cahiers de géographie du Québec*, 12(25), 5-23.
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., et McMahon, T. A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), 1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- Penman, H. L. (1948). Natural evapotranspiration from open water, bare soil, and grass. *Proceedings of the Royal Society of London*, 120-145.
- Peregoedova, A. (2012). *Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique Montréal].
- Perrouy, S., Gaillard, N., Piette-Lauzière, N., Mir, R., Bardoux, M., Olivo, G. R., . . . Morris, W. A. (2017). Structural setting for Canadian Malartic style of gold mineralization in the Pontiac Subprovince, south of the Cadillac Larder Lake Deformation Zone, Québec, Canada. *Ore Geology Reviews*, 84, 185-201. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2017.01.009>
- Phillips, C. J., Marden, M., et Suzanne, L. M. (2014). Observations of root growth of young poplar and willow planting types. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 44(1), 15. <https://doi.org/10.1186/s40490-014-0015-6>
- Power, C., Ramasamy, M., et Mkandawire, M. (2018). Performance assessment of a single-layer moisture store-and-release cover system at a mine waste rock pile in a seasonally humid region (Nova Scotia, Canada). *Environ Monit Assess*, 190(186). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-018-6555-0>
- Proteau, A., Guittonny, M., et Bussière, B. (2023). Impact of roots on the hydrogeological properties of silty soil covers. *Canadian Geotechnical Journal*. <https://doi.org/10.1139/cgj-2023-0016>
- Proteau, A., Guittonny, M., Bussière, B., et 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). [https://doi.org/doi:10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0002562](https://doi.org/doi:10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0002562)
- Quantachrome Instruments. (2019). Ultrapyc, The true volume and density analyser, Operating manual.
- Richards, L. A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics*, 1(5), 318-333.
- Ritchie, A. I. M. (1994). Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes. *MAC Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes*, 22, 201-244.
- Ritchie, J. T. (1972). Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research*, 8(5), 1204-1213. <https://doi.org/10.1029/WR008i005p01204>
- Savage, J. A., et Cavender-Bares, J. M. (2011). Contrasting drought survival strategies of sympatric willows (genus: *Salix*): consequences for coexistence and habitat specialization. *Tree Physiology*, 31(6), 604-614. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpr056>

- Schenk, H. J., et Jackson, R. B. (2002). Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology*, 90(3), 480-494. <http://www.jstor.org.proxy.cegepat.qc.ca:2048/stable/3072232>
- Schumacher, W. (1864). Die physik des bodens. Berlin. *Am. Soc. Agric. Eng.*
- Seiler, K.-P., et Gat, J. (2007). *Groundwater recharge from run-off, infiltration and percolation*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5306-1>
- Seyfried, M. S., et Wilcox, B. P. (2006). Soil water storage and rooting depth: key factors controlling recharge on rangelands. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(15), 3261-3275.
- Shepherd, R. G. (1989). Correlations of permeability and grain size. *Groundwater*, 27(5), 633-638.
- Sieber, P., Ericsson, N., et Hansson, P.-A. (2019). Climate impact of surface albedo change in life cycle assessment: Implications of site and time dependence. *Environmental Impact Assessment Review*, 77, 191-200. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.04.003>
- Singh, A. N., Raghubanshi, A. S., et Singh, J. S. (2002). Plantations as a tool for mine spoil restoration. *Current Science*, 82(12), 1436-1441. <http://www.jstor.org.proxy.cegepat.qc.ca:2048/stable/24106177>
- Singh, B., et Szeicz, G. (1979). The effect of intercepted rainfall on the water balance of a hardwood forest. *Water Resources Research*, 15(1), 131-138. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/WR015i001p00131>
- Song, Q., et Yanful, E. K. (2011). Laboratory and numerical modeling of water balance in a layered sloped soil cover with channel flow pathway over mine waste rock. *Environmental Earth Sciences*, 62, 1-17.
- SRK. (1989). Draft acid rock drainage technical guide. *S. Robertson and Kirsten Inc., Vancouver, British Columbia, Canada, August*.
- Strong, W. L., et La Roi, G. H. (1983). Root-system morphology of common boreal forest trees in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(6), 1164-1173. <https://doi.org/10.1139/x83-155>
- Strunk, R. L., Dobchuk, B. S., Nieminen, G., Barbour, S. L., et O'Kane, M. A. (2009). *Performance monitoring of soil cover field trials at the Regina municipal landfill*. Proceedings of SWANA's WASTECON 2009 Conference. Long Beach, CA.
- Subedi, A., et Chávez, J. L. (2015). Crop evapotranspiration (ET) estimation models: a review and discussion of the applicability and limitations of ET methods. *Journal of Agricultural Science*, 7(6), 50.
- Suberkropp, K. (1998). Microorganisms and organic matter decomposition. *River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion*, 120-143.
- Swanson, D., Barbour, S., Wilson, G., et O'Kane, M. (2003). Soil atmosphere modelling of an engineered soil cover for acid generating mine waste in a humid, alpine climate. *Canadian Geotechnical Journal*, 40, 276-292.
- Taylor, D. W. (1948). *Fundamentals of soil mechanics*.
- Tordoff, G. M., Baker, A. J., et Willis, A. J. (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere*, 41(1-2), 219-228.
- Tyler, S. W., et Wheatcraft, S. W. (1990). Fractal processes in soil water retention. *Water Resources Research*, 26(5), 1047-1054. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/WR026i005p01047>
- van Genuchten, M. T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400050002x>

- Veldkamp, E., et O'Brien, J. J. (2000). Calibration of a frequency domain reflectometry sensor for humid tropical soils of volcanic origin. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1549-1553.
- Wiecheteck, L. H., Giarola, N. F. B., de Lima, R. P., Tormena, C. A., Torres, L. C., et de Paula, A. L. (2020). Comparing the classical permanent wilting point concept of soil ($-15,000$ hPa) to biological wilting of wheat and barley plants under contrasting soil textures. *Agricultural Water Management*, 230. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105965>
- Wilkinson, A. (1999). Poplars and willows for soil erosion control in New Zealand. *Biomass and Bioenergy*, 16(4), 263-274.
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., et Barbour, S. L. (1993). Coupled soil-atmosphere modelling for soil evaporation. *Canadian Geotechnical Journal*, 31(2), 151-161. <https://doi.org/10.1139/t94-021>
- Wilson, G. W., Fredlund, D. G., et Barbour, S. L. (1997). The effect of soil suction on evaporative fluxes from soil surfaces. *Canadian Geotechnical Journal*, 34(1), 145-155. <https://doi.org/10.1139/t96-078>
- Woessner, W., et Anderson, M. P. (1996). Good model-bad model, understanding the flow modeling process. *Subsurface Fluid-Flow (Ground-Water and Vadose Zone) Modeling* (p. 14-23). J. D. Ritchey et J. O. Rumbaugh (Éds.). ASTM International.
- Yates, D., et Strzepek, K. (1994). *Potential evapotranspiration methods and their impact on the assessment of river basin runoff under climate change*. IIASA - International Institute Applied Systems Analysis.
- Yunusa, I. A. M., Zeppel, M. J. B., Fuentes, S., Macinnis-Ng, C. M. O., Palmer, A. R., et Eamus, D. (2010). An assessment of the water budget for contrasting vegetation covers associated with waste management. *Hydrological Processes*, 24(9), 1149-1158. <https://doi.org/10.1002/hyp.7570>
- Zhang, W.-J., et Chen, Y.-M. (2010). Analyses on applicability of et covers in humid areas. *Advances in Environmental Geotechnics : Proceedings of the International Symposium on Geoenvironmental Engineering in Hangzhou, China, September 8-10, 2009* (p. 584-589). Berlin, Heidelberg : Springer Berlin Heidelberg.
- Zhang, W., et Sun, C. (2014). Parametric analyses of evapotranspiration landfill covers in humid regions. *Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering*, 6(4), 356-365. <https://doi.org/10.1016/j.jrmge.2013.12.005>
- Zhang, X., Brown, R., Vincent, L., Skinner, W., Feng, Y., et Mekis, E. (2010). Tendances climatiques au Canada, de 1950 à 2007. *Biodiversité canadienne: état et tendances des écosystèmes en 2010*.
- Zuo, Q., Jie, F., Zhang, R., et Meng, L. (2004). A generalized function of wheat's root length density distributions. *Vadose Zone Journal*, 3(1), 271-277. <https://doi.org/10.2113/3.1.271>

ANNEXE A CARACTÉRISATION ET COURBES GRANULOMÉTRIQUES

Tableau A.1 : Propriétés granulométriques du mort-terrain (MT-SP).

Paramètre	$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$	$C_c = \frac{D_{30}^2}{(D_{60} * D_{10})}$	D_{10}	D_{20}	D_{30}	D_{40}	D_{50}	D_{60}	D_{70}	D_{80}	D_{90}
Unités	(-)	(-)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)
Lys-1	104,80	0,39	5,54	15,13	35,43	98,95	232,69	580,40	2 161,51	18 591,74	32 442,92
Lys-2	62,27	0,56	5,23	14,29	31,02	79,11	157,76	325,90	1 010,41	6 542,06	30 196,67
Lys-3	68,05	0,32	6,42	15,51	30,05	64,71	155,30	436,99	3 684,48	22 855,86	32 974,89
Lys-4	565,37	0,20	6,68	20,97	71,95	188,55	478,69	3 779,32	28 124,16	31 628,09	35 568,58
Moyenne	200,13	0,37	5,97	16,48	42,11	107,83	256,11	1 280,65	8 745,14	19 904,44	32 795,77
Erreur standard	122,11	0,08	0,35	1,52	10,01	27,81	76,34	834,52	6 482,84	5 215,61	1 103,04

Tableau A.2 : Propriétés granulométriques de la terre végétale.

Paramètre	$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$	$C_c = \frac{D_{30}^2}{(D_{60} * D_{10})}$	D_{10}	D_{20}	D_{30}	D_{40}	D_{50}	D_{60}	D_{70}	D_{80}	D_{90}
Unités	(-)	(-)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)	(μm)
Lys-1	42,76	1,00	15,36	39,44	100,44	212,66	392,19	656,91	917,07	1 281,17	1 806,36
Lys-2	29,98	0,81	16,67	40,33	82,13	164,65	295,82	499,80	776,52	1 133,94	1 684,38
Lys-3	23,90	0,85	13,55	32,92	61,01	112,42	196,84	323,86	499,84	749,19	1 085,98
Lys-4	29,17	0,92	14,68	36,18	75,92	146,27	270,54	428,20	641,92	882,60	1 213,52
Moyenne	31,45	0,89	15,07	37,22	79,88	159,00	288,85	477,19	708,84	1 011,72	1 447,56
Erreur standard	4,00	0,04	0,65	1,69	8,16	20,90	40,34	69,95	89,49	120,12	175,67

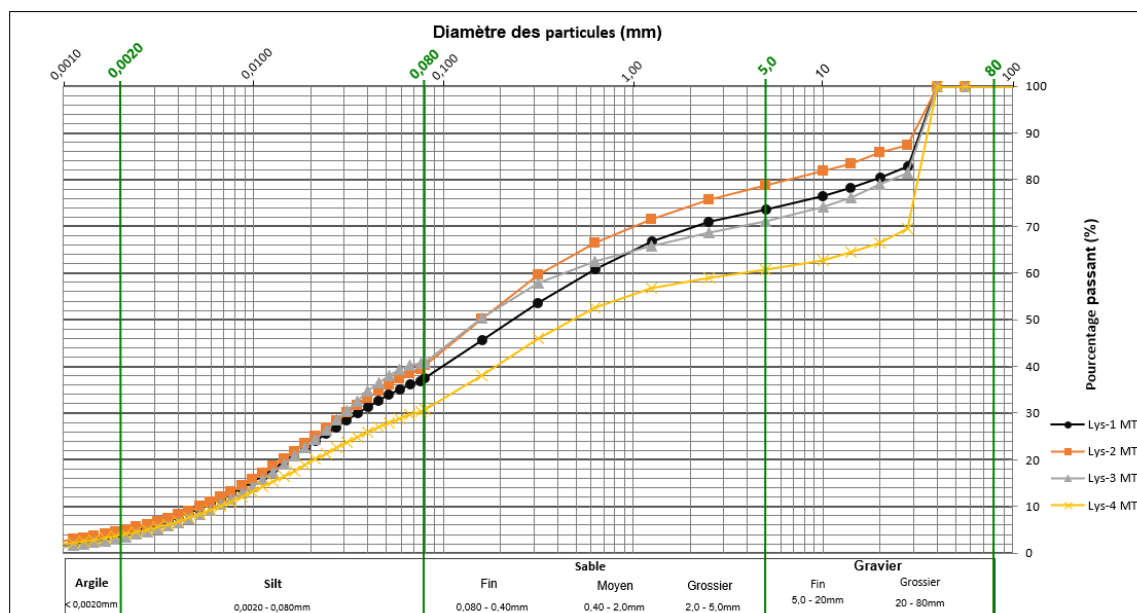


Figure A.1 : Courbes granulométriques combinées (tamisage et Malvern) pour le mort-terrain (MT-SP).

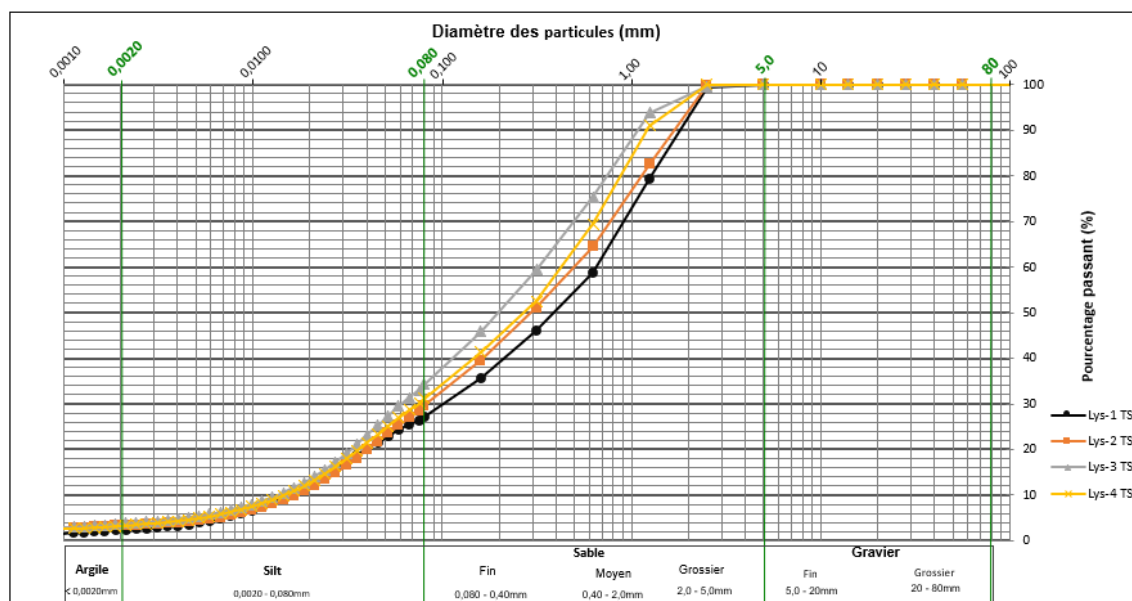


Figure A.2 : Courbes granulométriques combinées (tamisage et Malvern) pour la terre végétale.

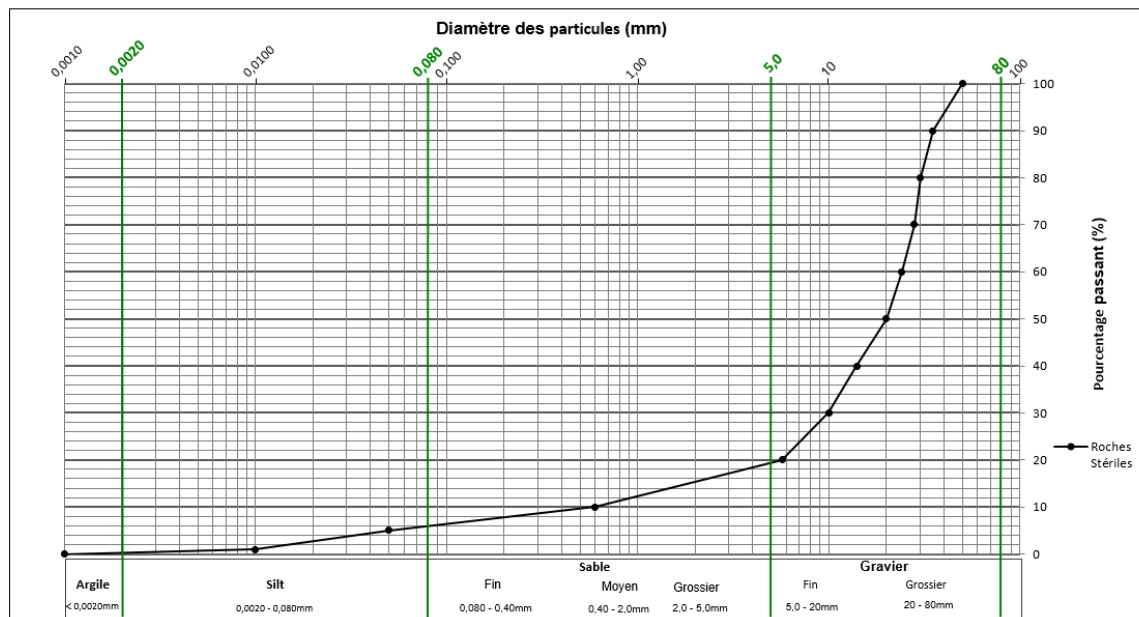


Figure A.3 : Courbe granulométrique des roches stériles utilisées dans le projet de mémoire de Lavoie-Deraspe (2019) (stériles tamisés à 5 cm).

ANNEXE B CALIBRAGE DES SONDES DE TENEUR EN EAU VOLUMIQUE

Étapes du calibrage des sondes de teneur en eau

1. Préparation du sol
 - a) Séchage à l'étuve: Le sol est séché à l'étuve pendant un minimum de 48 heures à 105°C pour éliminer toute trace d'humidité.
 - b) Équilibrage de la température: Une fois le séchage terminé, le sol est laissé à l'extérieur pour s'équilibrer avec la température ambiante. Cette étape permet d'éviter la perte d'eau par évaporation pendant les mesures.
2. Pesée initiale
 - a) Poids du cylindre et de la sonde: Le poids du cylindre vide et de la sonde TEV est mesuré à l'aide d'une balance.
 - b) Poids du cylindre, de la sonde et du sol sec: Le sol sec et la sonde sont ajoutés au cylindre. Le poids total du cylindre, de la sonde et du sol sec est mesuré.
 - c) Calcul du poids du sol sec: La différence entre le poids obtenu en b) et celui obtenu en a) permet de déterminer la masse exacte du sol sec utilisé pour le calibrage.
3. Mesure de la teneur en eau sur sol sec
 - a) Enregistrement des mesures de mV: Des mesures de tension électrique (mV) sont effectuées par la sonde TEV pendant une période de 10 minutes, avec un intervalle de temps d'une minute entre chaque mesure.
 - b) Démontage: Une fois la période de mesure terminée, la sonde TEV est soigneusement retirée du cylindre et le sol est retiré du cylindre et placé dans un contenant.
4. Saturation progressive du sol
 - a) Ajout d'eau: De l'eau est ajoutée au sol sec (placé dans le contenant). Le volume d'eau ajouté doit être ajusté en fonction du type de sol et de sa capacité de rétention d'eau. Il est recommandé de maintenir un volume d'eau constant à chaque étape d'augmentation.
 - b) Homogénéisation du mélange: Le sol et l'eau sont mélangés pour obtenir une répartition homogène de l'humidité dans le sol.
5. Pesée du sol humide

- a) Poids du cylindre, de la sonde et du sol humide: Le poids du cylindre contenant la sonde TEV et le sol humide est mesuré.
 - b) Calcul du poids du sol humide: La différence 5.a) et 2.a) permet de déterminer la masse du sol humide.
6. Mesure de la teneur en eau sur sol humide
- a) Enregistrement des mesures de mV: Des mesures de tension électrique (mV) sont effectuées par la sonde TEV pendant une période de 10 minutes, avec un intervalle de temps d'une minute entre chaque mesure.
7. Répétition des mesures
- a) Étapes répétées: Les étapes 5 et 6 sont répétées plusieurs fois, en augmentant progressivement la quantité d'eau ajoutée au sol jusqu'à ce que le sol atteigne la saturation. La dernière mesure correspond au sol saturé.

Établissement de la courbe de calibrage

La courbe de calibrage est établie en reliant la lecture moyenne de la tension électrique (mV) à la valeur correspondante de la teneur en eau volumique (θ). Cette dernière est calculée à partir du rapport entre la masse d'eau ajoutée au sol et le volume de sol pour chaque palier d'augmentation d'eau. En fonction de la forme de la courbe obtenue, une équation linéaire, quadratique ou exponentielle est choisie pour représenter la relation entre les lectures de mV et la teneur en eau volumique (θ). La courbe de calibrage pour la terre végétale est présentée à la figure B.4 et celle pour le mort-terrain (MT-SP) à la figure B.5.

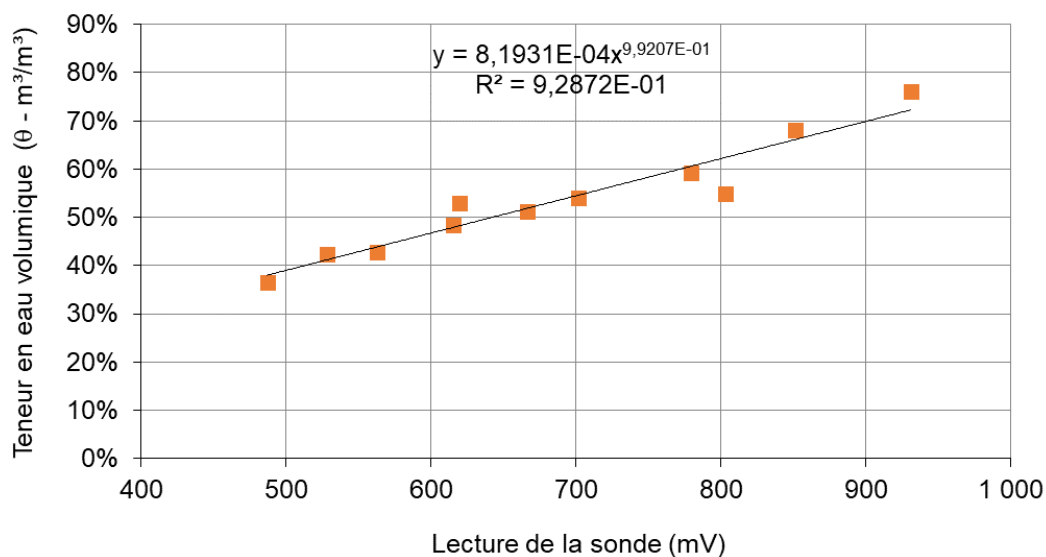


Figure B.4 : Courbe de calibrage de la terre végétale pour conversion des données de teneur en eau volumique enregistrées en tension électrique (mV). Calibrage réalisé par l'équipe de l'URSTM.

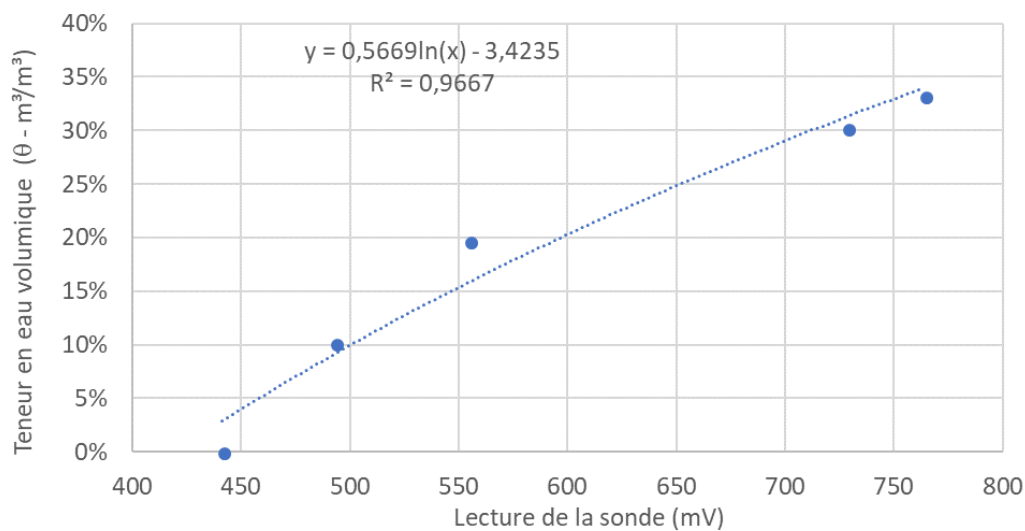


Figure B.5 : Courbe de calibrage du MT-SP pour conversion des données de teneur en eau volumique enregistrées en tension électrique (mV). Calibrage réalisé par l'équipe de l'URSTM.

ANNEXE C SONDES TEV UTILISÉES POUR LE CALCUL DU STOCKAGE

Tableau C.3 : Ports des sondes TEV pour le calcul du stockage de 2017 à 2021 pour la terre végétale (TS) et le mort-terrain (MT-SP).

Cellule	Année	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Lys 2	2017			MT40	MT20	TS	
	2018	MT40	MT20	TS			
	2019	Panne	MT20	TS	TS 4 juin	Panne	
	2020.1	Panne	MT20	TS	TS	Panne	
	2020.2	Panne	MT20	TS	TS	MT20 6 août	
	2021	Panne	MT20	TS	TS	MT20	
Lys 4	2017			MT40	MT20	TS	
	2018	MT40	MT20	TS			
	2019	Panne	Panne	TS	MT20 11 juin	TS 10 sep	
	2020.1	Panne	Panne	TS	MT20	TS	
	2020.2	Panne	Panne	TS	MT20	TS	MT20 6 août
	2021	Panne	Panne	TS	MT20	TS	MT20

ANNEXE D ÉLÉMENTS D'INFORMATION EN LIEN AVEC L'ÉCOULEMENT EN MILIEU SATURÉ ET NON SATURÉ

L'étude du bilan hydrique permet de saisir la répartition de l'eau dans un environnement donné, et cette distribution est influencée par divers facteurs tels que les conditions météorologiques, les propriétés physiques et hydrogéologiques du terrain, ainsi que la présence de végétation. Ainsi, le bilan hydrique est fonction de la façon dont l'eau migre dans un système donné. Dans cette annexe, on présente différents éléments en lien avec l'écoulement de l'eau en milieu saturé ou non tels : le concept de charge hydraulique, la loi de Darcy, la conductivité hydraulique saturée, la conductivité hydraulique non saturée, la loi de Richards, et la courbe de rétention d'eau.

D.1 Charge et gradient hydraulique

L'écoulement de l'eau entre deux points (de A vers B) se produit en présence d'un gradient hydraulique, c'est-à-dire lorsque la charge hydraulique au point (A) est plus élevée qu'au point (B). La charge hydraulique peut être calculée avec l'équation d'énergie de Bernoulli (Munson et al., 2012) :

$$h = z + \frac{P}{\rho g} + \frac{v^2}{2g} \quad \text{D.1}$$

Où,

h	Charge hydraulique	[L]
z	Élévation relative	[L]
P	Pression statique	[ML ⁻¹ T ⁻²]
ρ	Masse volumique du fluide	[ML ⁻³]
g	Accélération gravitationnelle	[LT ⁻²]
v	Vitesse du fluide	[LT ⁻¹]

D'après l'équation D.1, la charge hydraulique peut être considérée comme la somme de trois composantes : charge d'élévation (z), charge de pression ($\frac{P}{\rho g}$) et charge de vitesse ($\frac{v^2}{2g}$).

Généralement, la charge de vitesse est négligeable par rapport aux autres charges (Freeze et Cherry, 1979) car la vitesse v est généralement faible. Ainsi, l'équation peut être simplifiée comme suit :

$$h = z + \frac{P}{\rho g} \quad \text{D.2}$$

La perte de charge hydraulique entre deux points (Δh) par unité de longueur est connue sous le nom de gradient hydraulique (i) :

$$i = \frac{\Delta h}{\Delta L} \quad \text{D.3}$$

D.2 Loi de Darcy sur les écoulements en milieu poreux saturé

L'écoulement de l'eau dans un milieu poreux saturé à une dimension est décrit par la loi de Darcy (1856) (Mbonimpa et al., 2021) :

$$Q = -k_{sat} \frac{\Delta h}{\Delta L} A = -k_{sat} i A \quad \text{D.4}$$

Où,

Q	Débit total à travers la surface	$[L^3T^{-1}]$
k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée	$[LT^{-1}]$
Δh	Perte de charge	$[L]$
ΔL	Distance d'écoulement ou longueur de l'échantillon de sol	$[L]$
A	Section transversale d'écoulement	$[L^2]$
i	Gradient hydraulique	$[-]$

L'équation D.4 confirme que le débit de l'eau dans un milieu saturé est directement proportionnel à la conductivité hydraulique saturée et au gradient hydraulique. Il est important de noter que la validité de la loi de Darcy est conditionnelle à la vérification de certaines hypothèses spécifiques. Ces hypothèses incluent la supposition d'un fluide incompressible et parfait, la présence d'un milieu saturé en eau, ainsi que des conditions d'écoulement laminaire et isotherme (Holtz et Kovacs, 1991).

D.3 Conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) peut-être définie comme la capacité d'un sol saturé à permettre l'écoulement de l'eau (Banton et al., 1991). La k_{sat} dépend de la taille des pores ainsi que de la manière dont ces derniers sont interconnectés, en plus des propriétés du fluide (Aubertin et al., 1996; Chapuis, 2012). Les caractéristiques de l'eau qui peuvent influencer la conductivité hydraulique incluent sa densité et sa viscosité, des paramètres étroitement liés à la température du fluide (Hillel et al., 1998).

Quant aux caractéristiques du sol, plusieurs facteurs peuvent impacter la conductivité hydraulique saturée, tels que la porosité totale (ou l'indice des vides), la distribution de la taille des pores, la tortuosité et la teneur en matière organique (MO). Il convient de noter que la conductivité hydraulique saturée peut présenter des variations temporelles en raison de phénomènes physiques, chimiques et biologiques qui altèrent l'écoulement de l'eau à travers le sol (Hillel et al., 1998).

La mesure de la conductivité hydraulique saturée peut être effectuée en laboratoire ou sur le terrain (à travers des mesures directes), ou encore prédite à l'aide de modèles. Il s'agit d'une donnée cruciale pour comprendre et prédire les propriétés de l'écoulement de l'eau dans le sol, ce qui revêt une importance particulière dans des domaines tels que l'hydrologie, la gestion des ressources en eau et la restauration environnementale.

D.3.1 Mesure de la conductivité hydraulique saturée en laboratoire

En laboratoire, la conductivité hydraulique saturée peut être mesurée au moyen de perméamètres à paroi flexible ou rigide, en appliquant soit une charge constante, soit une charge variable. Le choix de l'instrument dépend de la granulométrie du sol en question.

Pour des matériaux granulaires ayant une $k_{sat} > 10^{-5} \text{ m/s}$ et moins de 10 % de sol passant le tamis de $75 \mu\text{m}$, il est recommandé d'effectuer les essais en utilisant une charge constante avec des perméamètres à paroi rigide, en conformité avec la norme ASTM D2434-68 (ASTM, 2019b).

Quant aux matériaux à grains fins affichant une $k_{sat} < 10^{-5} \text{ m/s}$, il est recommandé d'appliquer une charge variable en utilisant soit un perméamètre à paroi rigide, comme stipulé par la norme ASTM D5856-15 (ASTM, 2016a), soit un perméamètre à paroi flexible (cellule triaxiale) en accord avec la norme ASTM D5084-16a (ASTM, 2016b) (Mbonimpa et al., 2021).

Le choix entre l'utilisation d'un perméamètre à paroi rigide ou flexible dépend des besoins spécifiques de l'utilisateur en termes de saturation et de la nature du matériau à étudier.

La paroi rigide est préférée lorsque l'échantillon est de nature pulvérulente et que l'on ne souhaite pas analyser le matériau dans un état non perturbé. De plus, si l'échantillon de sol est enclin au rétrécissement, la paroi rigide peut provoquer le détachement du matériau, créant ainsi un chemin préférentiel pour l'écoulement de l'eau (ASTM, 2016a).

En revanche, la paroi flexible est choisie lorsque l'intérêt se porte sur l'analyse des propriétés du sol dans son état non perturbé, et lorsque le matériau en question présente une certaine cohésion. Si l'on suspecte un éventuel rétrécissement de l'échantillon, la paroi flexible est également préférée (ASTM, 2016b).

Ce choix stratégique de paroi est crucial pour obtenir des données précises et représentatives de la conductivité hydraulique saturée du matériau étudié. Il permet de tenir compte des caractéristiques intrinsèques du matériau et des objectifs spécifiques de l'étude.

Différents facteurs peuvent avoir un effet sur la mesure de k_{sat} (Banton et al., 1991; Holtz et Kovacs, 1991; Chapuis, 2012):

- La non-obtention de l'état de saturation totale, en raison de la présence résiduelle de bulles d'air dans la matrice du sol, ce qui peut réduire la valeur de k_{sat} .
- Le déplacement de particules fines à l'intérieur de l'échantillon.
- Les fluctuations de température, particulièrement dans les essais de longue durée.
- L'hétérogénéité de la structure du sol, incluant la présence de macropores, de matière organique, de racines, et d'autres éléments.

D.3.2 Prédiction de la conductivité hydraulique saturée

La conductivité hydraulique saturée est l'un des paramètres physiques du sol qui, dans certaines situations, notamment lors de l'étape de préfaçabilité d'un projet, peut être prédit à l'aide des modèles de prédiction aussi connus comme des fonctions de pédotransfert (PTFs). Ce paramètre a une grande applicabilité sur les domaines de la géotechnique (Mbonimpa et al., 2002) et de l'hydrogéologie. De plus, il occupe une place essentielle dans la plupart de modèles numériques utilisés pour les études du sol (Nemes et al., 2005).

Des modèles de prédiction ont été développés au cours du temps pour des sols démunis de matière organique tels que : Hazen (1911), Taylor (1948), Kozeny-Carman (KC) (Chapuis et Aubertin, 2003a) et Kozeny-Carman modifié (KCM) (Mbonimpa et al., 2002). Pour les sols non plastiques (gravier, sable et silt), tel que le mort-terrain (MT-SP) (matériau de recouvrement) utilisé pour la réalisation de ce projet, les modèles KC et KCM peuvent être utilisés pour prédire la k_{sat} (Chapuis, 2012).

D.3.2.1 Modèle de prédiction Kozeny-Carman (KC)

Le modèle de Kozeny-Carman (KC) peut être utilisé pour déterminer la conductivité hydraulique saturée pour un sol granulaire à faible plasticité ($w_L \leq 20\%$) avec une valeur de k_{sat} comprise entre $4,0 \times 10^{-8}$ et $3,0 \text{ m/s}$ (Mbonimpa et al., 2021). L'équation de Kozeny-Carman est la suivante (Chapuis, 2012) :

$$k_{sat} = C \cdot \frac{g}{\mu_w \rho_w} \cdot \frac{e^3}{S_s^2 G_s^2 (1 + e)} \quad \text{D.5}$$

Où,

k_{sat}	Conductivité hydraulique saturée	[L.T ⁻¹]
C	Constante qui dépend de la géométrie (0,2 – 0,5 si k_{sat} en m/s) (Carman, 1939)	[-]
g	Constante de gravité (9,81 m/s)	[L.T ⁻²]
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau (10 ⁻³ Pa.s à 20°C)	[M.L ⁻¹ .T ⁻¹]
ρ_w	Densité de l'eau (998 kg/m ³ à 20°C)	[M.L ⁻³]
G_s	Densité spécifique	[-]
S_s	Surface spécifique (m ² /kg)	[L ² .M ⁻¹]
e	Indice des vides ($e = \frac{n}{1-n}$)	[-]

Le modèle de Kozeny-Carman nécessite la détermination de la surface spécifique massique (S_s) du sol. Kovács (1981) a développé une équation qui permet d'estimer la surface spécifique pour les sols granulaires à partir de la distribution de la taille des grains.

$$S_s = \frac{\alpha_{Kovacs}}{\rho_s D_H} \quad \text{D.6}$$

Où,

S_s	Surface spécifique	[L ² M ⁻¹]
α_{Kovacs}	Facteur de forme ($\alpha = 6$ si particules sphériques, $\alpha = 18$ si particules allongées)	[-]
ρ_s	Densité des grains	[ML ⁻³]
D_H	Diamètre équivalent des grains	[L]

Le diamètre équivalent (D_H) peut être estimé par la relation suivante (Aubertin et al., 1998), valide pour un coefficient d'uniformité (C_U) < 50.

$$D_H = D_{10} (1 + 1,17 \log C_U) \quad \text{D.7}$$

Où,

D_{10}	Diamètre équivalent à 10% passant sur la courbe granulométrique cumulée	[L]
D_{60}	Diamètre équivalent à 60% passant sur la courbe granulométrique cumulée	[L]
C_U	Coefficient d'uniformité ($C_U = D_{60}/D_{10}$)	[-]

Le modèle de prédiction Kozeny-Carman est recommandé lorsque la surface spécifique du sol est connue avec suffisamment de précision (Chapuis et Aubertin, 2003b; Chapuis, 2012).

D.3.2.2 Modèle de prédiction Kozeny-Carman Modifié (KCM)

Une autre manière d'estimer la conductivité hydraulique saturée d'un sol est le modèle de Kozeny-Carman modifié (KCM) (Mbonimpa et al., 2002). Le modèle KCM pour les sols granulaires s'écrit de la manière suivante :

$$k_{sat} = C_e C_d \cdot \frac{\gamma_w}{\mu_w} \cdot \frac{e^{3+x}}{1+e} C_U^{\frac{1}{3}} D_{10}^2 \quad D.8$$

Où,

C_e, x	Paramètres de tortuosité des pores	[-]
C_d	Paramètre basé sur le diamètre effectif ($C_d = 1/\alpha^2$)	[-]
γ_w	Poids volumique de l'eau (9,8 kN/m ³ à 20°C)	[M.L ⁻² .T ⁻²]
μ_w	Viscosité dynamique de l'eau (10 ⁻³ Pa.s à 20°C)	[M.L ⁻¹ .T ⁻¹]

Marshall et al. (1996) a développé une équation permettant de définir les paramètres de tortuosité des pores (C_e, x), mais il est possible d'utiliser des valeurs qui ont été définies dans la littérature. Généralement, des valeurs de $x = 2$ et $C_G = C_e \cdot C_d = 0,1$ sont utilisées (Mbonimpa et al., 2002), néanmoins, ces valeurs peuvent varier en fonction de la forme des grains (Pabst, 2011).

Mbonimpa et al. (2002) ont observé que l'équation D.8 du modèle KCM ne peut pas être appliquée aux sols plastiques et cohérents avec une limite de liquidité supérieure à 50%. En effet, la relation entre la surface spécifique (S_s) et le diamètre équivalent de grains (D_H) n'est plus valide en raison de la forme des particules (principalement pour les particules argileuses). L'équation pour les sols plastiques selon le modèle KCM est détaillée dans Mbonimpa et al. (2002).

Pour les matériaux très grossiers, tels que les roches stériles, les prédictions obtenues à partir des modèles de KC et de KCM présentent des divergences significatives par rapport aux valeurs mesurées (Peregoedova, 2012). Selon Peregoedova (2012), pour prédire avec précision la

conductivité hydraulique saturée des roches stériles, il convient d'utiliser le D_{50} comme diamètre équivalent des grains plutôt que le D_{10} , car le flux d'eau est étroitement lié à la présence de macropores dans la matrice des stériles. Parmi les équations de prédiction disponibles, l'auteure propose les suivantes :

$$(Taylor, 1948) \quad k_{sat} \left(\frac{cm}{s} \right) = C_1 \cdot \frac{\gamma_w}{\mu_w} \cdot \frac{e^3}{1+e} D_{50}^2 \quad D.9$$

$$(Shepherd, 1989) \quad k_{sat} = 3,53 \times 10^{-4} [100 D_{50}^{1,5}] \quad D.10$$

Où,

C_1 Facteur de forme (cte)

$$C_1 = k_{sat_{labo}} \frac{\mu_w}{\gamma_w} \cdot \frac{(1+e)}{D_{50}^2 e^3} \quad D.11$$

Où,

$k_{sat_{labo}}$ Conductivité hydraulique saturée mesurée en laboratoire (cm/s)

D.4 Écoulement en milieu non saturé

Les aires d'entreposage de rejets miniers se trouvent souvent en conditions non saturées, et cette non-saturation varie en fonction des conditions climatiques, la présence de la végétation, ainsi que des structures et textures des matériaux. La différence la plus significative entre l'écoulement saturé et non saturé réside dans la conductivité hydraulique. En effet, lorsque le sol est saturé ($S_r = 100\%$), la conductivité hydraulique est maximale, car tous les pores sont remplis d'eau et interconnectés (figure f.6) (Hillel et al., 1998). Cependant, à mesure que l'eau commence à se drainer par gravité, l'air rentre dans le sol et occupe les pores les plus larges, entraînant une augmentation de la tortuosité dans le sol et, par conséquent, une diminution de la conductivité hydraulique du milieu.

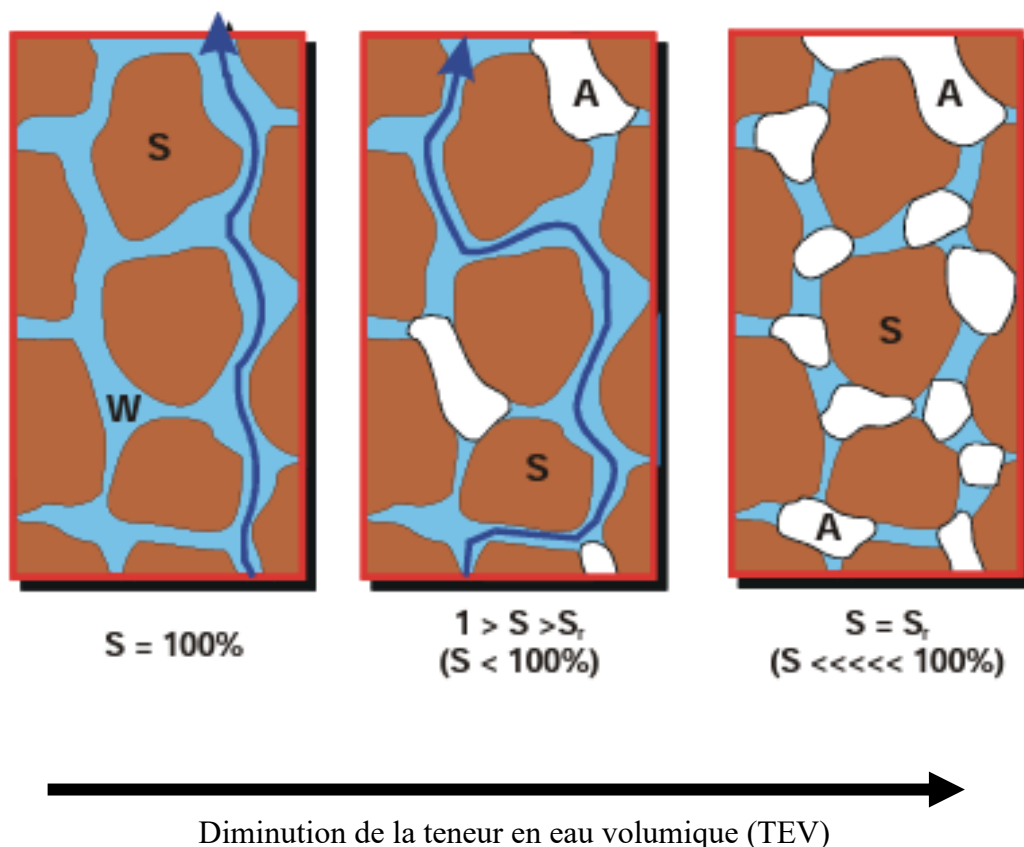


Figure F.6 : Représentation schématique d'un volume de sol constitué de solides (S) avec des vides intermédiaires remplis d'eau (W) et d'air (A). (Adapté de O'Kane et al., 2002).

Ainsi, la conductivité hydraulique k_u [$L.T^{-1}$] d'un sol est fonction du degré de saturation en rapport avec la succion (ψ) appliquée $k_u(\psi)$.

$$k_u = k_u(Sr) = k_u(\psi) \quad D.12$$

D.4.1 Équation de Richards

L'équation de Richards (1931) permet de résoudre les problèmes d'écoulement d'eau dans les milieux poreux, qu'ils soient saturés ou non saturés. Elle est généralement exprimée en deux dimensions comme suit (Bussière et al., 1997) :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[k_x(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[k_z(\psi) \left[\frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right] \right] = C(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad D.13$$

Où $k(\psi)$ [$L.T^{-1}$] est la conductivité hydraulique, ψ est la succion matricielle [L] et z et x [L] sont les coordonnées horizontales et verticales et $C(\psi)$ est la capacité de stockage définie par $d\theta/d\psi$ où θ est la teneur en eau volumique.

D.4.2 Courbe de rétention d'eau

Les caractéristiques hydrogéologiques d'un sol en condition non saturée sont fréquemment déduites à partir de la courbe de rétention d'eau. La courbe de rétention d'eau (CRE) représente la relation entre la teneur en eau volumique θ_w et la succion ψ appliquée, comme représenté dans la figure f.7 (Aubertin et al., 1998). La succion (ψ) peut être définie comme la différence entre la pression atmosphérique (u_a) et la pression de l'eau (u_w) dans la zone partiellement saturée du sol.

La capacité de rétention d'eau d'un sol est influencée par la taille des pores et la surface spécifique. En effet, lorsque les pores sont de plus petite taille et que la surface spécifique est plus étendue, la capacité de rétention d'eau s'en trouve accrue (Peregoedova, 2012), comme c'est le cas pour les argiles.

La CRE d'un matériau présentant une distribution granulométrique bien étalée est généralement caractérisée par trois zones (voir figure f.7) : une zone de saturation, une zone de transition et une zone résiduelle. Dans la zone de saturation, la teneur en eau volumique du sol (θ) équivaut à sa porosité (n). La zone de transition se manifeste par la diminution de la teneur en eau volumétrique du sol à mesure que la succion augmente.

La zone résiduelle représente la quantité d'eau qui ne peut pas être extraite du sol et est désignée comme la teneur en eau résiduelle (θ_r). En termes de drainage, deux points d'inflexion délimitent les trois zones : ψ_a ($\psi_a = AEV$ – « air entry value ») et ψ_r . La pression d'entrée d'air ou AEV correspond à la succion (ψ_a) à laquelle les pores les plus grands du sol commencent à se vider et où de l'air pénètre dans la structure du sol. La pression d'entrée d'eau ou WEV est définie par la succion minimale (ψ_r) nécessaire pour atteindre la teneur en eau résiduelle (θ_r) (Peregoedova, 2012).

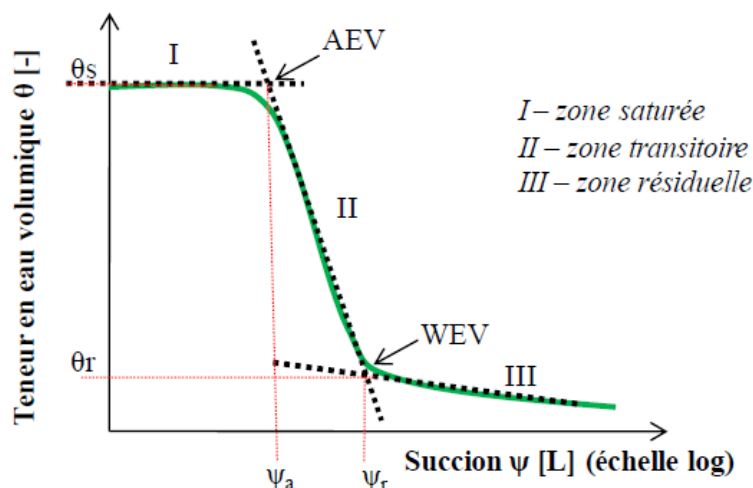


Figure F.7 : Schématisation de la courbe de rétention d'eau avec les points critiques : θ_s : teneur en eau à saturation [-]; θ_r : teneur en eau résiduelle [-]; ψ_a : pression d'entrée d'air (AEV) [L]; ψ_r : pression d'entrée d'eau (WEV) ou succion résiduelle [L] (tiré de Peregoedova, 2012).

D.4.2.1 Macroporosité

Dans les sols naturels, qu'ils soient granulaires ou cohésifs, ainsi que dans les structures construites avec des matériaux miniers, comme les haldes à stériles et les digues de parcs à résidus, on observe fréquemment un mélange de différentes tailles de particules qui génère une structure hétérogène.

L'espace entre ces particules, appelé pores, présente une variabilité de taille, comprenant des macropores (pores plus grands) et des micropores (pores plus petits). Les macropores servent de voies larges permettant à l'eau de circuler, avec des tailles variant de 0,075 à 10 mm (Beven et Germann, 1982). La vitesse d'écoulement de l'eau est plus élevée dans les macropores par rapport à l'eau se déplaçant dans la matrice fine du sol (Peregoedova, 2012), car le fluide n'est pas retenu sous l'influence des forces capillaires (Schumacher, 1864; Beven et Germann, 1982).

Différents types de macropores existent, dont quatre identifiés comme suit : 1) ceux créés par les organismes vivants du sol (< 1 mm à > 50 mm); 2) ceux formés par les racines des plantes; 3) les fissures; et 4) les canaux naturels du sol (Beven et Germann, 1982). Dans le contexte de ce travail, seuls les macropores formés par les racines des plantes sont considérés comme importants. Ces macropores ont une forme tubulaire et peuvent être associés à des racines vivantes ou en décomposition (Beven et Germann, 1982). Selon une étude menée par Aubertin (1971) sur les forêts, les macropores peuvent constituer jusqu'à 35% du volume d'un sol forestier, et leur proportion diminue avec la profondeur.

D.4.2.2 Écoulement d'eau dans un milieu à double porosité

Certains sols, qu'ils soient perturbés ou non perturbés, peuvent présenter ce qu'on appelle une double porosité, également appelée porosité bimodale (Lassabatere et al., 2014). Cette double porosité survient lorsque des matériaux granulaires possèdent deux ensembles distincts de taille de pores (c'est-à-dire des discontinuités dans la taille des pores). Ce phénomène peut se produire lorsque des fissures se forment, comme dans le cas de l'argile qui se dessèche. De plus, la colonisation racinaire dans des matériaux fins peut engendrer de nouveaux pores continus, de taille plus importante que les pores déjà présents (Bussière et Guittonny, 2021b).

La double porosité d'un sol influe sur la manière dont l'eau s'écoule à travers lui, et par conséquent, elle modifie la CRE en créant un double plateau (voir figure f.8) (Kalonji, 2014). Ce phénomène a également été observé dans le contexte des roches stériles en environnement minier (Peregoedova, 2012; Kalonji, 2014) mais il ne possède pas la même envergure que la double porosité présentée à la figure f.8.

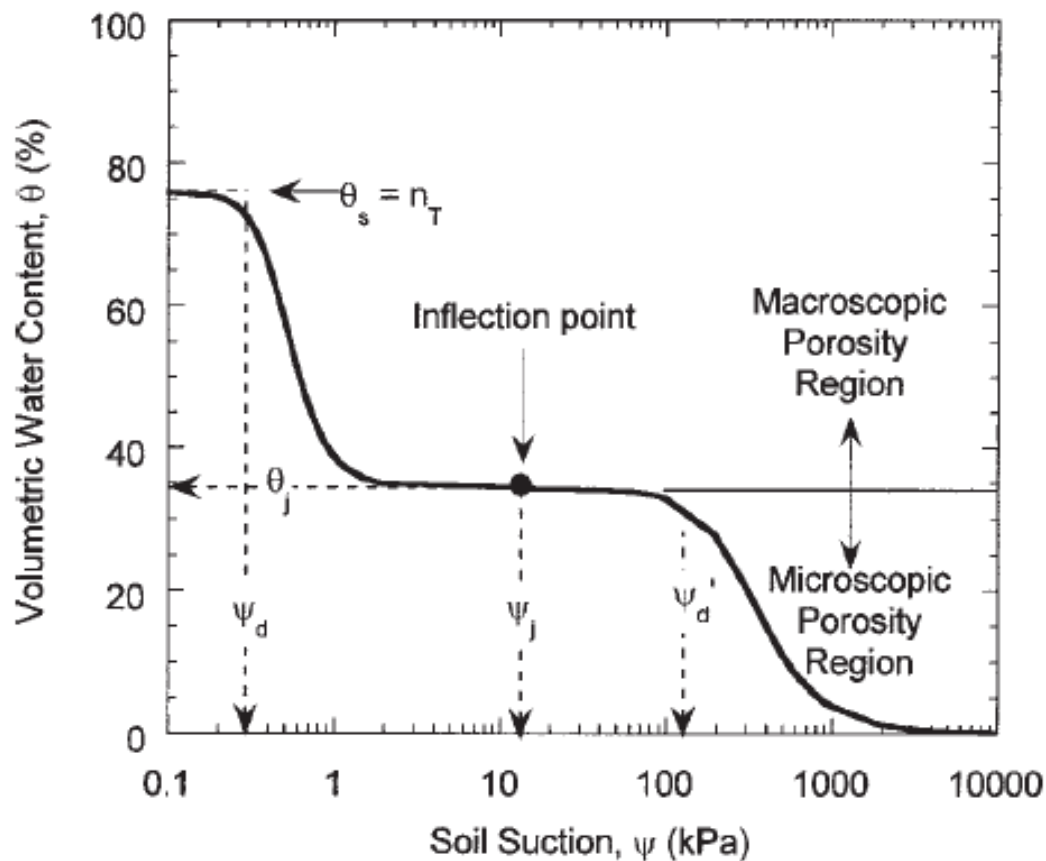


Figure F.8 : Courbe de rétention d'eau caractéristique d'un milieu à double porosité (Burger et Shackelford, 2001).

Dans un milieu caractérisé par une double porosité, la courbe de rétention d'eau se divise en deux zones séparées par un point d'inflexion, formant ainsi un plateau, comme représenté dans la figure f.8. La zone située à gauche du point d'inflexion est influencée par les macropores du sol, tandis que la zone à droite est régie par les micropores. Chacune de ces zones possède une AEV distincte correspondant à la taille des pores qui se vident.

D.4.2.3 Détermination de la CRE en laboratoire

Plusieurs techniques ont été développées en laboratoire pour déterminer la courbe de rétention d'eau, telles que la cellule de Tempe (ASTM D6836-02 (ASTM, 2003)), l'essai à la plaque de pression (« pressure plate » en anglais), l'essai en colonne et la table à tension (Delage et Cui, 2000). Généralement, les essais en laboratoire sont effectués en drainage, c'est-à-dire que l'échantillon est initialement saturé et de l'eau est relarguée par la suite selon chaque palier de pression appliquée. Le domaine de succion varie selon la méthode : cellule de Tempe [10 – 300 kPa]; plaque de pression [10 – 10⁴ kPa]; table à tension [0 – 10 kPa] (Lal et Shukla, 2004; Fredlund et al., 2012). Pour certains sols, la combinaison de deux méthodes est nécessaire afin d'obtenir une CRE complète.

D.4.2.4 Modèles descriptifs de la courbe de rétention d'eau

Plusieurs modèles mathématiques ont été développés pour décrire la CRE en utilisant des points expérimentaux obtenus en laboratoire ou sur le terrain : Brooks et Corey (1964), Gardner (1958), van Genuchten (1980) ainsi que Fredlund et Xing (1994). Ces modèles relèvent de l'approche du lissage et visent à fournir une représentation empirique des courbes de rétention d'eau. Ils reposent sur des relations empiriques spécifiques, qui servent à ajuster et à lisser les données expérimentales, afin de proposer une description mathématique précise des propriétés de rétention d'eau caractéristiques des sols.

La plupart des modèles descriptifs introduisent un paramètre sans dimension appelé teneur en eau équivalente (θ_e) (Gardner, 1958; Brooks et al., 1964; van Genuchten, 1980):

$$\theta_e = \frac{\theta_w - \theta_r}{\theta_{sat} - \theta_r} \quad D.14$$

Où,

θ_e	Teneur en eau équivalente réduite	[-]
θ_w	Teneur en eau volumique	[-]
θ_{sat}	Teneur en eau volumique à saturation	[-]
θ_r	Teneur en eau volumique résiduelle	[-]

Parmi les modèles descriptifs, le modèle de van Genuchten (1980) est le plus souvent utilisé pour décrire la CRE :

$$\theta_e = [1 + (\alpha_{vG} \cdot \psi)^{n_{vG}}]^{-m_{vG}} \quad \text{D.15}$$

Où,

α_{vG}	Paramètre d'ajustement en lien avec l'AEV (1/AEV)	[L ⁻¹]
n_{vG}	Paramètre d'ajustement du modèle	[-]
m_{vG}	Paramètre empirique d'ajustement du modèle ($m_{vG} = 1 - 1/n_{vG}$)	[-]
ψ	Succion matricielle	[L ⁻¹]

D.4.2.5 Modèles de prédiction de la courbe de rétention d'eau

Mesurer la CRE en laboratoire ou sur le terrain peut s'avérer une tâche fastidieuse. Pour faciliter la prédiction du comportement hydrogéologique d'un matériau, plusieurs approches prédictives ont été développées en se fondant sur les propriétés géotechniques fondamentales des sols, telles que leur distribution granulométrique et leur indice des vides (Arya et Paris, 1981; Kovács, 1981; Haverkamp et Parlange, 1986; Tyler et Wheatcraft, 1990; Haverkamp et al., 1999).

Dans le cas de certains sols, la prédiction de la CRE nécessite des paramètres supplémentaires tels que la teneur en matière organique (MO), minéralogie des argiles, capacité d'échange cationique (Pabst, 2011). Les approches prédictives reposent sur des équations empiriques ou des régressions mathématiques pour estimer ces valeurs (Mbonimpa et al., 2021).

Le modèle de Burdine (1953); Kovács (1981), d'abord conçu pour des matériaux naturels à granulométrie fine et grossière, a été adapté par Aubertin et al. (1998) pour prédire la CRE des résidus miniers. De même, Peregoedova (2012) l'a modifié pour estimer la CRE de roches stériles.

Dans le cadre de cette étude, le modèle modifié de Kovacs (MK), tel qu'adapté par Aubertin et al. (1998), sera utilisé pour prédire la CRE du mort-terrain. Ces modèles reposent sur l'hypothèse que la rétention d'eau dans le sol résulte des interactions entre les forces capillaires (S_c) et d'adhésion

(S_a) (Kovács, 1981; Mbonimpa et al., 2006). Le modèle MK utilise la remontée capillaire (h_{co}) comme paramètre de référence. La teneur en eau volumique (θ_w) peut être exprimée de la manière suivante (Mbonimpa et al., 2006) :

$$\theta_w = n \cdot S_r = n(1 - (1 - S_s)(1 - S_a)) \quad D.16$$

Où,

θ_w	Teneur en eau volumique	(m^3/m^3)
n	Porosité totale du sol	[-]
S_r	Degré de saturation global	[-]
S_s	Degré de saturation dû à la capillarité	[-]
S_a	Degré de saturation dû aux forces d'adhésion	[-]

Les $\langle \cdot \rangle$ représentent les crochets de Macaulay : $\langle x \rangle = 0,5(x + |x|)$ (Mbonimpa et al., 2006).

La saturation capillaire (S_c) est présente à faible succion tandis que la saturation d'adhésion (S_a) agit dans des conditions de succion plus forte. Le modèle de MK utilise les propriétés géotechniques de base des matériaux pour définir les saturations capillaires et d'adhésion. Ces propriétés sont : le diamètre effectif des grains (D_{10}), le coefficient d'uniformité (C_U), la densité des grains solides (ρ_s) et l'indice des vides (e) (Peregoedova, 2012).

$$S_c = 1 - \left[\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right]^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right) \quad D.17$$

$$S_a = a_c \cdot \left[1 - \frac{\ln \left(1 + \frac{\psi}{\psi_r} \right)}{\ln \left(1 + \frac{\psi_0}{\psi_r} \right)} \right] \frac{\left(\frac{h_{co}}{\psi_n} \right)^{\frac{2}{3}}}{e^{\frac{1}{3}} \left(\frac{\psi}{\psi_n} \right)^{\frac{1}{6}}} \quad D.18$$

Où,

h_{co}	Remontée capillaire	[L]
ψ	Succion matricielle	[L]
m	Coefficient de la distribution de taille des pores ($m \approx 1/C_U$ pour les matériaux granulaires)	[-]
a_c	Coefficient d'adhérence ($a_c = 0,01$)	[-]
e	Indice des vides	[-]
ψ_n	Paramètre de normalisation (si h_{co} et ψ sont exprimés en cm, $\psi_n = 1 \text{ cm}$)	[L]

ψ_r	Succion pour atteindre la teneur en eau résiduelle (WEV)	[L]
ψ_0	Succion à l'état sec (si h_{co} et ψ sont exprimés en cm, $\psi_0 = 10^7$ cm)	[L]

Pour des matériaux granulaires, la remontée capillaire peut être exprimée :

$$h_{co} = \frac{0,75}{1 + 1,17 \log(C_U)} \cdot \frac{1}{eD_{10}} \quad \text{D.19}$$

La succion pour atteindre la teneur en eau résiduelle du matériau :

$$\psi_r = 0,86 \cdot h_{co}^{1,2} \quad \text{D.20}$$

D.4.3 Fonction de perméabilité

Dans un milieu biphasique, l'écoulement de l'eau est contrôlé principalement par la k_{sat} du matériau ainsi que par le gradient hydraulique (i) (équation D.3). Dans cette situation, tous les pores sont remplis d'eau et la conductivité hydraulique est maximale (Hillel et al., 1998). Lorsque le matériau commence à perdre de l'eau et à se désaturer, des bulles d'air occupent les espaces vides, entravant ainsi le mouvement de l'eau et réduisant la conductivité hydraulique du sol. Les variations de la conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau sont représentées par la fonction de perméabilité (k_u).

D.4.3.1 Prédiction de la fonction de perméabilité

Mesurer la conductivité hydraulique dans des conditions non saturées est une tâche complexe et laborieuse. Les fonctions de perméabilité peuvent être dérivées à partir de la CRE.

Pour ce faire, divers modèles prédictifs ont été développés pour anticiper les fonctions de perméabilité en utilisant les paramètres ajustés à partir de la CRE. Parmi les modèles prédictif le plus connus, on trouve le modèle de Burdine (1953), Mualem (1976) et Fredlund et Xing (1994). Ces modèles partagent une approche similaire, en faisant certaines hypothèses telles que le sol peut être représenté comme des tubes capillaires de différentes dimensions, que le débit d'eau à travers ces tubes suit la loi de Hagen-Poiseuille et qu'un tube vidé de son eau après drainage a une conductivité hydraulique nulle (voir Bussière, 1999).

Dans le présent projet, l'équation semi-analytique présentée par van Genuchten (1980), basée sur le modèle de Mualem (1976), sera utilisée pour définir les fonctions de perméabilité des roches stérile, du mort-terrain et de la terre végétale. L'équation permettant de définir la fonction de perméabilité peut s'exprimer comme suit :

$$k_u(\theta_e) = k_{sat} \theta_e^{0.5} \left(1 - \left(1 - \theta_e^{\frac{1}{m_{vG}}} \right)^{m_{vG}} \right)^2 \quad \text{D.21}$$

ANNEXE E PROPRIÉTÉS HYDROGÉOLOGIQUES DES ROCHES STÉRILES

Dans le cas de matériaux grossiers avec une large gamme de tailles de particules, comme les roches stériles, la caractérisation hydrogéologique présente des défis significatifs. Les haldes à stériles possèdent une structure interne caractérisée par une grande hétérogénéité, due à la variation des tailles de particules, de la distribution des tailles de particules (proportion de chaque taille), ainsi que du degré de tassement en fonction des modes de dépôt. Tous ces facteurs ont un impact sur la macroporosité (les voies d'écoulement privilégiées), la teneur en eau et les gradients hydrauliques à l'intérieur de la halde à stériles (Morin, 1991; Peregoedova, 2012).

Il est important de noter que la caractérisation détaillée des roches stériles de la mine Canadian Malartic a été réalisée dans le cadre du projet de maîtrise de Lavoie-Deraspe (2019).

E.1 Conductivité hydraulique saturée des roches stériles

L'écoulement de l'eau dans une halde à stérile se produit surtout dans des conditions non saturées (Peregoedova, 2012). La conductivité hydraulique saturée correspond à la plus grande vitesse à laquelle l'eau peut s'écouler dans un système poreux. Ce paramètre est crucial pour définir la fonction de perméabilité des roches stériles. Cependant, il est important de noter qu'une seule valeur de conductivité hydraulique saturée ne peut pas représenter la complexité globale de la halde. Il est recommandé d'utiliser une gamme de valeurs (Morin, 1991; Peregoedova, 2012).

Un exemple concret est donné par l'étude en laboratoire menée par Cash (2014), qui a relevé des variations de conductivité hydraulique saturée pour la fraction fine ($< 4,75$ mm) des roches stériles, allant de $3,1 \times 10^{-4}$ à $7,6 \times 10^{-3}$ cm/s. Ces résultats sont basés sur l'analyse de 9 échantillons. Le tableau g.4 présente des valeurs de conductivités hydrauliques saturées de roches stériles répertoriées dans la littérature.

E.2 Teneur en eau résiduelle

La teneur en eau résiduelle (θ_r) correspond à la quantité d'eau retenue dans le sol par les forces d'adhésion des particules du sol (Mbonimpa et al., 2021). Elle représente la condition ultime d'assèchement d'un sol (Albright et al., 2010), où l'eau est si fortement liée qu'elle ne peut être extraite facilement ni par les plantes ni par gravité. Cette valeur dépend principalement des propriétés intrinsèques du sol, de sa texture, de sa porosité, du degré de compaction et de la présence de matière organique.

Les roches stériles se caractérisent par une texture grossière, ce qui favorise l'infiltration et la percolation de l'eau (Nicholls et al., 2019). De nombreux chercheurs se sont intéressés à étudier la teneur en eau volumique résiduelle (θ_r) des roches stériles, car une valeur trop basse peut conduire à une surestimation de la percolation. Certains auteurs suggèrent même une valeur nulle, car en raison de leur granulométrie grossière, les roches stériles ont peu ou pas de capacité de rétention hydrique (Hajizadeh Namaghi et al., 2015).

Fala et al. (2005) ont utilisé des modèles numériques pour explorer l'écoulement dans des zones non saturées de haldes à stériles. Pour leurs simulations, ils ont choisi du sable et du gravier en raison de leur conductivité hydraulique saturée élevée et de leur faible capacité de rétention d'eau résiduelle ($\theta_r = 0$) (Fala et al., 2005). Ces propriétés hydrauliques se rapprochent de celles des roches stériles abordées dans ce projet. Les caractéristiques hydrogéologiques du sable et du gravier ont également été évaluées par Bussière (1999) en utilisant le modèle de (van Genuchten, 1980).

Cash (2014) explique que les particules ayant un diamètre supérieur à 5 mm ne présentent ni capillarité ni rétention hydrique. Dans une étude de laboratoire, Peregoedova (2012) a analysé la fraction < 5 mm a trouvé des valeurs de θ_r relativement élevées ($\theta_r = 0,06 - 0,08$). La teneur en eau résiduelle dans les roches stériles tend à augmenter en raison d'une distribution granulométrique bien étalée des particules fines de roches stériles (Peregoedova, 2012; Aubertin et al., 2013; Cash, 2014; Martin et al., 2017). Des valeurs de teneur en eau résiduelle issues de la littérature sont présentées dans le tableau g.4

E.3 Résumé des propriétés hydrogéologiques des roches stériles

Tableau G.4 : Synthèse des propriétés hydrogéologiques de roches stériles

Approche utilisée	k_{sat} [cm/s]	θ_s	θ_r	Référence
Simulations numériques	$2,32 \times 10^{-2}$	0,44	0,025	(Argunhan-Atalay et Yazicigil, 2018)
Laboratoire	$[2,78 \times 10^{-4} ; 9,08 \times 10^{-3}]$	0,35	-	(Power et al., 2018)
Simulation numérique	$[1,75 ; 8,44] \times 10^{-4} *$	0,39 – 0,51	0,008 – 0,018	(Hajizadeh Namaghi et al., 2015)
Simulation numérique	$[1,40 \times 10^{-3} ; 1,00 \times 10^{-2}] *$	-	-	(Panda et al., 1999)
Simulation numérique	$[4,7 \times 10^{-1} ; 5,1 \times 10^{-3}] *$	0,29 – 0,39	0 – 0,01	(Aubertin et al., 2005)
<i>In situ</i>	$[3,1 \times 10^{-4} ; 7,6 \times 10^{-3}]$	-	0,018 – 0,12	(Cash, 2014)
Laboratoire - (fraction 0 – 38 mm)	$4,7 \times 10^{-1}$	0,4	0,001	(Lavoie-Deraspe, 2019)
Laboratoire – Essai en colonne (< 50 mm)	$1,4 \times 10^{-1}$	0,18 – 0,31	0,05 – 0,08	(Peregoedova, 2012)
Laboratoire – Essai en colonne (0 – 50 mm)	$4,8 \times 10^{-1}$	0,35 – 0,39	< 0,05	(Kalonji, 2014)
Laboratoire – Essai en colonne (< 50 mm)	$4,2 \times 10^{-2}$	0,38	0,01	(Larochelle, 2019)

* Valeurs minimale et maximale

ANNEXE F COURBES DE RÉTENTION D'EAU ET FONCTIONS DE PERMÉALIBILITÉ DES MATÉRIAUX UTILISÉES DANS LES MODÉLISATIONS NUMÉRIQUES

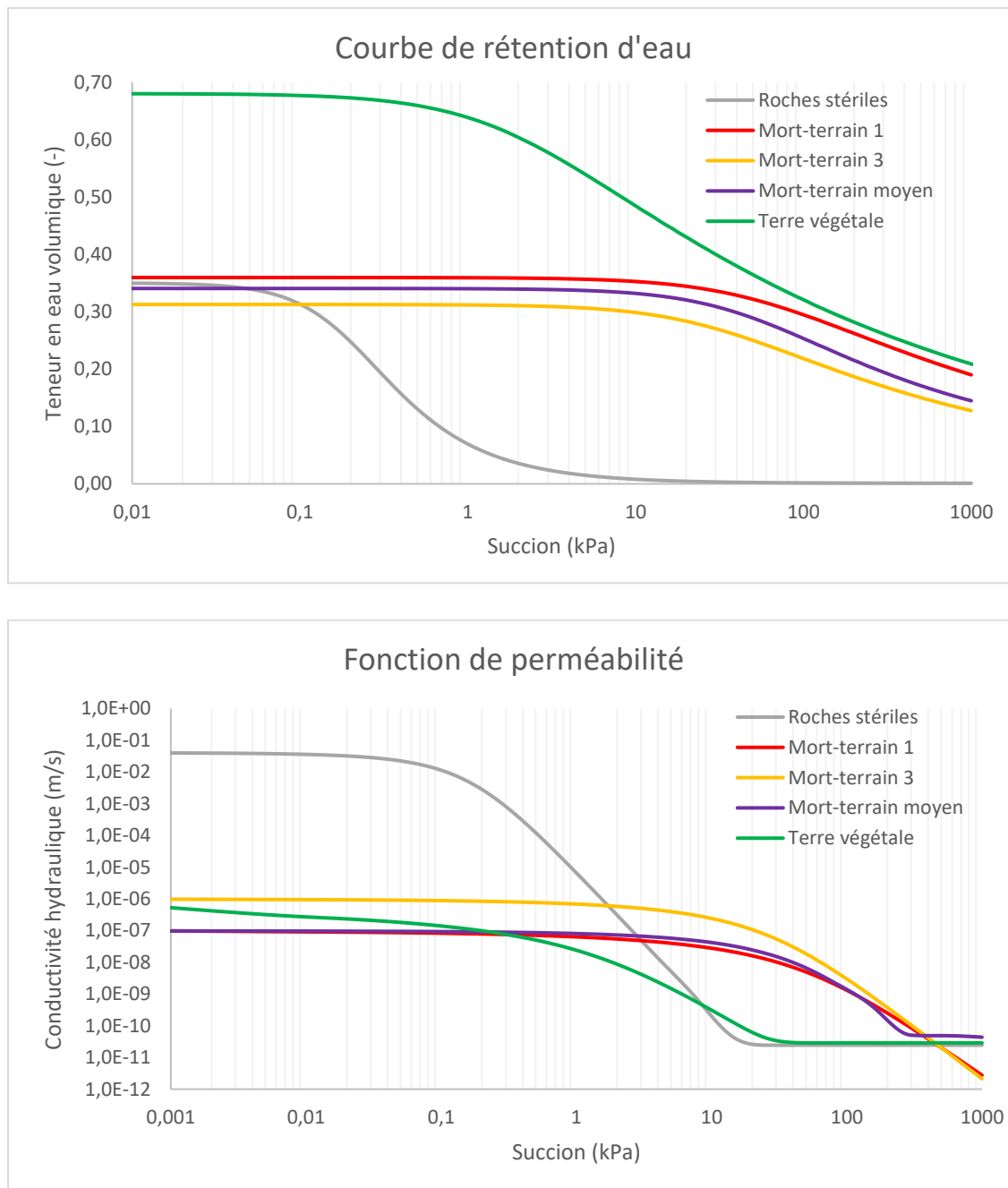


Figure F.9 : Courbes de rétention d'eau et fonctions de perméabilité utilisées dans les modélisations numériques.

ANNEXE G CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE SATURÉE DU MORT-TERRAIN APRÈS 10 CYCLES DE GEL-DÉGEL

La sensibilité du mort-terrain (MT-SP) à modifier ses propriétés hydrogéologiques, notamment la conductivité hydraulique saturée, en réponse à 10 cycles de gel-dégel a été vérifiée à deux reprises (en 2018 et en 2021). En 2018, des échantillons composites de mort-terrain ainsi qu'un échantillon non remanié ont été utilisés. En 2021, le test a été réalisé uniquement sur le mort-terrain de Lys-2. Les valeurs de k_{sat} obtenues lors des deux campagnes de vérification sont présentées au tableau g.5.

Selon les résultats obtenus lors des deux campagnes de vérification, il a été constaté que le gel-dégel n'a pas d'influence significative sur la conductivité hydraulique saturée du mort-terrain. En effet, les variations observées ne dépassent pas un demi-ordre de grandeur.

Tableau G.5 : Mesures des propriétés hydrogéologiques du mort-terrain (MT-SP) avant et après 10 cycles de gel-dégel.

Année	Échantillon/Cellule	Porosité (n)	k_{sat} cycle 0 (cm/s)	Porosité (n)	k_{sat} cycle 10 (cm/s)
2018	Compacté	0,29	$1,1 \times 10^{-6}$	0,29	$7,8 \times 10^{-6}$
	Non-compacté	0,33	$4,0 \times 10^{-6}$	0,33	$7,9 \times 10^{-6}$
	Non remanié	0,39	$2,5 \times 10^{-6}$	0,39	$7,0 \times 10^{-6}$
2021	Non-compacté Lys-2	0,46	$9,9 \times 10^{-6}$	0,46	$4,2 \times 10^{-5}$

ANNEXE H ANALYSE DE L'INFLUENCE DE L'ÉPAISSEUR DES ROCHES STÉRILES SUR LA PERCOLATION

Dans le cadre du Projet intégrateur III (MIN3994) réalisé durant un stage supervisé par Bruno Bussière et Marie Guittonny, Jalabert (2020) a étudié l'influence de l'épaisseur des roches stériles sur la percolation dans les cellules de stockage. Cette analyse s'appuie sur des simulations numériques 1D réalisées à l'aide du logiciel SEEP/W.

Trois modèles numériques 1D ont été développés pour représenter des cellules de stockage avec des épaisseurs de roches stériles de 0,5 m, 1,0 m et 1,2 m. La géométrie de la cellule est illustrée à la figure h.10.

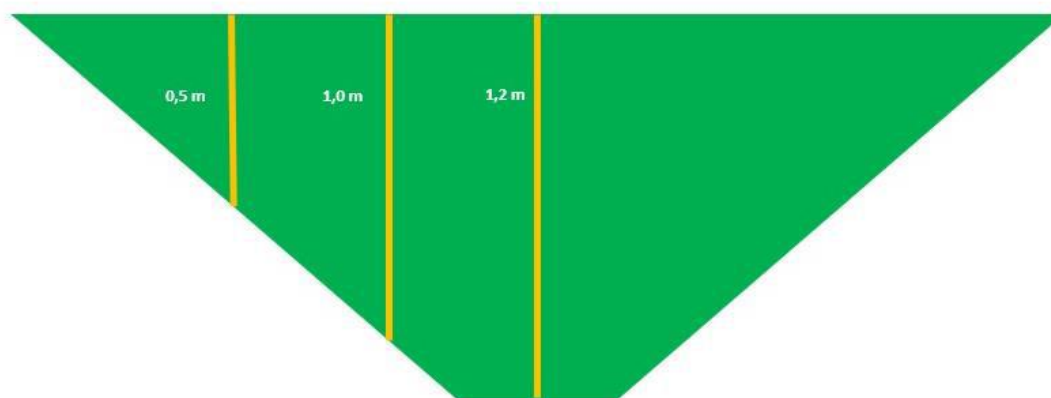


Figure H.10 : Schéma 2D de la cellule Lys-5 avec les épaisseurs testées avec un modèle 1D (Jalabert, 2020).

Conditions aux limites appliquées :

- Régime permanent : Une charge totale d'eau de 0,01 m et 0 m a été appliquée respectivement en haut et en bas de la colonne pour simuler un état d'équilibre.
- Régime transitoire : Un flux d'eau cyclique a été appliqué en haut de la colonne pour simuler des cycles de mouillage-séchage. Chaque cycle consistait en 24 heures de précipitations (flux de 10 mm/j) suivies de 72 heures sans précipitations. Ce cycle a été répété trois fois.

Une charge de pression d'eau de 0 m a été appliquée en bas de la colonne pour simuler le drain.

Les simulations ont été réalisées pour les trois modèles numériques avec les conditions aux limites décrites ci-dessus. Les résultats ont été analysés pour comparer l'influence de l'épaisseur des roches stériles sur la percolation et le stockage d'eau dans le sol.

Résultats et discussion :

La figure h.11 présente la variation du débit de percolation en fonction du temps pour les trois épaisseurs de roches stériles. Cette analyse permet d'évaluer la réactivité du système aux cycles de précipitations et de sécheresse.

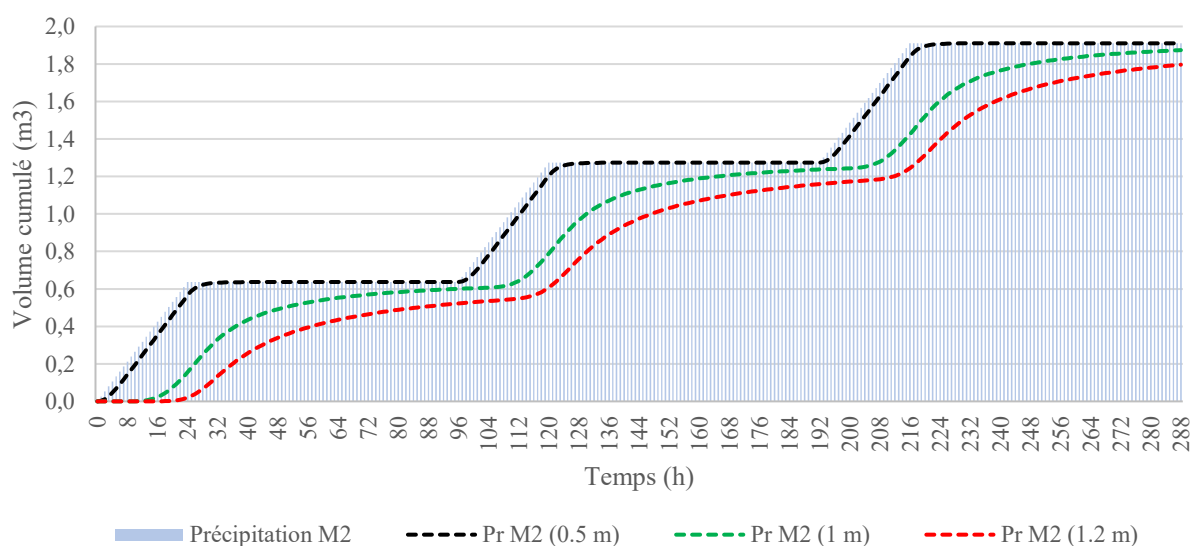


Figure H.11 : Dynamique des précipitations et des percolations pour trois épaisseurs de roches stériles (0,5, 1,0 et 1,2 m).

Comme le montre la figure h.11, la colonne de 0,5 m réagit instantanément aux cycles de mouillage-séchage, avec un pic de percolation correspondant à chaque période de précipitations. La colonne de 1,2 m, en revanche, présente une réponse plus lente et amortie, avec un décalage temporel entre les précipitations et le pic de percolation. Cette différence s'explique par la distance plus importante que l'eau doit parcourir pour atteindre la base de la colonne, ce qui retarde l'écoulement et lisse la dynamique de la percolation.

La figure h.12 illustre la répartition des précipitations entre la percolation et la variation du stockage d'eau dans le sol pour chaque épaisseur de roches stériles.

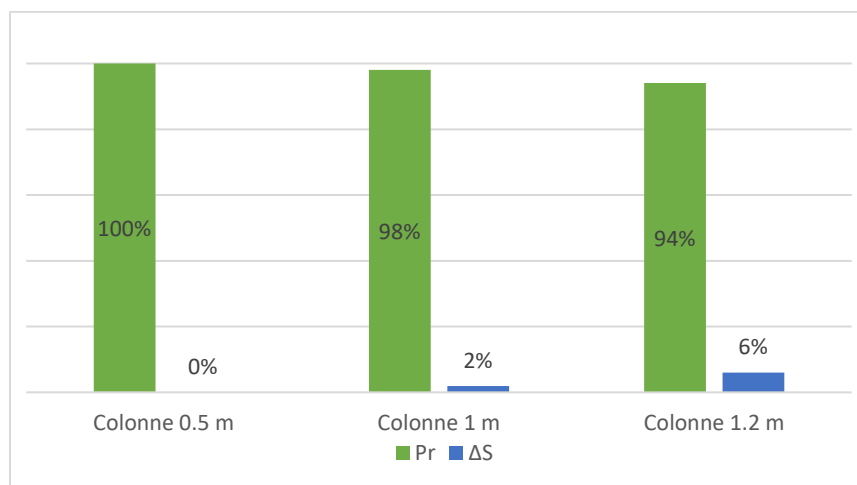


Figure H.12 : Distribution des composantes de percolation et variation du stockage d'eau dans le sol pour trois épaisseurs de roches stériles (0,5, 1,0 et 1,2 m).

L'analyse du volume total d'eau percolée révèle une légère diminution (environ 6 %) entre la colonne de 0,5 m et celle de 1,2 m. Cette observation confirme l'influence de l'épaisseur des roches stériles sur la percolation, mais l'effet est négligeable.